РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ
ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

---

RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE
ELEMENTS IN ENVIRONMENT

National Research Tomsk Polytechnic University

Russian Academy of Sciences

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, SB RAS

The Federal State Unitary Enterprise "National Operator for Radioactive Waste Management"

Federal State Unitary Geological Enterprise "Urangeo"

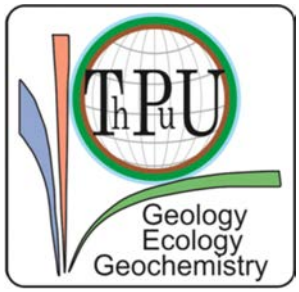
JSCo "Zarubezhgeologia"

Tomsk Regional Public Organization "RosGeo"

"Scientific Research Institute for Radiation Medicine and Ecology", Kazakhstan

Paris-Sud University, France

The Russian Foundation for Basic Research




# RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN ENVIRONMENT

## PROCEEDINGS OF V INTERNATIONAL CONFERENCE

Tomsk, September, 13–16, 2016

Scientific & Technical Translations
STT
Tomsk 2016

Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования
"Национальный исследовательский Томский политехнический университет"

Российская академия наук

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН

ФГУП "Национальный оператор по обращению с радиоактивными отходами"

ФГУГП "Урангео"

ОАО "Зарубежгеология"

Томская региональная общественная организация "Росгео"

Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии, Республика Казахстан

Университет Париж-SUD, Франция

Российский фонд фундаментальных исследований




# РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

## МАТЕРИАЛЫ V МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

г. Томск, 13–16 сентября 2016 г.

Scientific & Technical Translations
STT
Томск 2016

УДК 550.42:546.7:504.05(063)
ББК (Г) 24.13
Р15

Р15 **Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека**. Материалы V Международной конференции, г. Томск, 13–16 сентября 2016 г. – Томск : STT, 2016. – 808 с.

ISBN 978-5-93629-564-5

В сборнике докладов конференции обсуждаются актуальные проблемы, связанные с явлением радиоактивности, распространением естественных и техногенных радионуклидов в различных природных средах. Приводятся данные по радиоэкологическому состоянию отдельных территорий, методам анализа радионуклидов. Освещаются вопросы влияния радиоактивности и радиоактивных элементов на биоту и человека, проблемы оценки дозовых нагрузок.

Сборник представляет интерес для геологов, геохимиков, биологов, медиков, экологов и других специалистов, интересующихся проблемами радиогеологии, радиогеохимии, радиоэкологии.

**УДК 550.42:546.7:504.05(063)**
**ББК (Г) 24.13**

*Редакционная коллегия:*
Л.П. Рихванов – док. геол.-мин. наук, профессор (главный редактор)
С.И. Арбузов – док. геол.-мин. наук, профессор
Е.Г. Язиков – док. геол.-мин. наук, профессор
В.А. Домарено – канд. геол.-мин. наук, профессор
Н.В. Барановская – док. биол. наук, профессор
Л.М. Болсуновская – канд. фил. наук
В.В. Жуков – тех. секретарь

*Editorial Board:*
L.P. Rikhvanov – Professor (Editor-in-Chief)
S.I. Arbuzov – Professor
E.G. Yazikov – Professor
V.A. Domarenko – PhD
N.V. Baranovskaya – Professor
L.M. Bolsunovskaya – PhD
V.V. Zhukov – Secretary

*Рецензенты:*
А.М. Адам – док. тех. наук, профессор
А.В. Мананков – док. геол.-мин. наук, профессор
Н.Н. Ильинских – док. биол. наук, профессор

*Reviewers:*
A.M. Adam – Dr. tech. sci., professor
A.V. Manankov – Dr. geol.-mineral. sci., professor
N.N. Ilyinskikh – Dr. biol. sci., professor

Издание осуществлено при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №16-05-20586-Г).

Электронная версия размещена на портале eLibrary.ru

ISBN 978-5-93629-564-5

© Томский политехнический университет, 2016
© Оригинал-макет. Оформление. STT ™, 2016

# СОДЕРЖАНИЕ


Предисловие ..... 20 ..... Introduction

**ИЗ ПЛЕНА ЛЕТ** — **FROM THE CAPTURE OF YEARS**

Первая радиологическая лаборатория в России
*Л.Л. Зайцева* ..... 24 ..... The first radiological laboratory in Rusia
*L.L. Zaitseva*

Резолюция I Всесоюзной конференции по радиоактивности ..... *34* ..... Resolution of the I Union Conference on Radioactivity

**РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА** — **RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN ENVIRONMENT**

Характер радионуклидного загрязнения водных объектов бывшего Семипалатинского испытательного полигона
*А.К. Айдарханова, С.Н. Лукашенко* ..... 40 ..... The character of the radionuclide contamination of water objects of the former Semipalatinsk test site
*A.K. Aidarkhanova, S.N. Lukashenko*

Определение источников формирования загрязненных подземных и поверхностных вод площадки "Балапан" на Семипалатинском испытательном полигоне
*М.Р. Актаев, А.О. Айдарханов, О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко* ..... 43 ..... Defining sources of contaminated groundwater and surface water area "Balapan" at the Semipalatinsk Test Site
*M.R. Aktayev, A.O. Aidarkhanov, O.N. Lyakhova, S.N. Lukashenko*

Радиоэкология: проблемы ядерной энергетики при использовании быстрых реакторов и замыкании ядерного топливного цикла
*Р.М. Алексахин* ..... 47 ..... Radioecology: problems of nuclear power engeneering with the use of fast reactors and nuclear fuel cycle closure
*R.M. Alexakhin*

Применения термолюминесцентного метода и почво-эквивалентных детекторов ТЛД-К для изучения топографии радиационного поля на перспективной газоносной территории в Пенсильвании
*Н.Л. Алукер, М.Е. Herrmann, Е.Р. Князева, Т.L. Lauvaux, Я.М. Суздальцева* ..... 50 ..... Application of a thermoluminescent method and soil-equivalent detectors TLD-K to study radiation field topography of a natural gas site in Pennsylvania
*N.L. Aluker, M.E. Herrmann, Y.R. Kniazeva, T.L. Lauvaux, Y.M. Suzdaltseva*

Особенности миграции $^{137}$Cs в луговых экосистемах в пределах 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС в начальный период после аварии
*В.С. Анисимов, Н.И. Санжарова, Р.М. Алексахин* ..... 54 ..... The features of $^{137}$Cs migration in meadow ecosystems within 30-km zone of the Chernobyl NPP in the first period after the accident
*V.S. Anisimov, N.I. Sanzharova, R.M. Alexakhin*

Хроногенная изменчивость физиологического статуса семенного потомства дремы белой из зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа
*Е.В. Антонова, Э.М. Каримуллина, В.Н. Позолотина* ..... 59 ..... Within-year variability of physiological status of the Silene latifolia seed progeny from the East-Ural Radioactive Trace area
*A.V. Bazhenov, G.P. Kiselev, E.V. Antonova, E.M. Karimullina, V.N. Pozolotina*

Некоторые аспекты радиоэкологических проблем и их медицинские последствия в Казахстане
*К.Н. Апсаликов* ..... 64 ..... Some aspects of radioecological problems in Kazakhstan and their medical consequences
*K.N. Apsalikov*

Радиоактивные элементы в каустобиолитах северной Азии
*С.И. Арбузов, В.С. Машенькин* ..... 67

Radioactive elements in caustobiolites of northern Asia
*S.I. Arbuzov, V.S. Mashenkin*

Уран и торий в техногенных аэрозолях в районе г. Новосибирска
*С.Ю. Артамонова* ..... 74

Uranium and thorium in technogenic aerosols in the region of the city of Novosibirsk
*S.Yu. Artamonova*

Основные геохимические индикаторы выхода подземных флюидов в районах мирных подземных ядерных взрывов (1974–1987 гг.) в Якутии
*С.Ю. Артамонова* ..... 79

Pilot geochemical indicators of underground fluid discharge in the peaceful underground nuclear explosions sites (1974–1987 yy.) of Yakutia
*S.Yu. Artamonova*

Характер поведения радиоэлемента в системе "вода – накипь – здоровье человека"
*Ш.Ж. Арынова, Л.П. Рихванов, Б.Р. Соктоев, Н.В. Барановская* ..... 84

Pattern of the radioactive element' behavior within the system water-scale-human health
*Sh.Zh. Arynova, L.P. Rikhvanov, B.R. Soktoev, N.V. Baranovskaya*

Проблемы радиационной экологии
*В.Е. Бабушкин* ..... 86

Problems of radiative ecology
*V.E. Babushkin*

Изменение концентрации элементов в составе скорлупы яиц рябинника (Turdus pilaris, Passeriformes, Aves) на территориях с разной эколого-геохимической ситуацией
*Н.В. Барановская, Б.Д. Куранов* ..... 89

Chang of element concentration in egg shell of Turdus pilaris, Passeriformes, Aves on the territory with different ecology – geochemistry situation
*N.V. Baranovskaya, B.D. Kuranov*

Тенденция накопления некоторых актинидов в живом веществе
*Н.В. Барановская* ..... 94

Trends of actinid concentrations in living systems
*N.V. Baranovskaya*

Научно-методические основы радиоэкологических исследований геологической среды
*А.Е. Бахур* ..... 96

Scientific and methodological aspects of radioecological studies of geological environments
*A.E. Bakhur*

Перспективные направления развития инновационных отечественных технологий и технических средств для поисков глубокозалегающих месторождений радиоактивных руд спектрорадиометрическими и радиоизотопно-геохимическими методами
*А.Е. Бахур, А.В. Стародубов, Т.М. Овсянникова, А.В. Гулынин, В.В. Коротков* ..... 104

On perspective development of innovative domestic technologies and technical means for search of deep cover radioactive ores by radiospectrometry and radioisotopic geochemistry
*A.E. Bakhur, A.V. Starodubov, T.M. Ovsyannikova, A.V. Gulynin, V.V. Korotkov*

Аналитические аспекты радиационного контроля воздуха рабочих зон предприятий ЯТЦ
*А.Е. Бахур, Т.М. Овсянникова, Л.И. Мануилова, О.Б. Назарова, Д.М. Зуев, А.В. Романов, О.В. Семина, Е.Н. Виноградов* ..... 110

Analytical aspects of radiation monitoring of air in working areas of nuclear facilities
*A.E. Bakhur, T.M. Ovsyannikova, L.I. Manuilova, O.B. Nazarova, D.M. Zuev, A.V. Romanov, O.V. Semina, E.N. Vinogradov*

Радиоактивность нижнепермских рифовых массивов в Башкирском Предуралье
*Л.Н. Белан, В.Н. Никонов, Л.Р. Шамсутдинова* ..... 113

Radio-activity of Lower Permian reef arrays in Bashkir Pre-Ural
*L.N. Belan, V.N.Nikonov, L.R. Shamsutdinova*

Применение сканирующей электронной микроскопии с использованием энерго- и волнодисперсионного спектрометров для химического датирования уран-ториевой минерализации
*Д.К. Белянин, Н.С. Карманов, Е.В. Айриянц, С.М. Жмодик, В.А. Пономарчук* ..... 116

The application of scanning electron microscopy using of energy- and wave-dispersive spectrometers for chemical dating of uranium-thorium mineralization
*D.K. Belyanin, N.S. Karmanov, E.V. Airiyants, S.M. Zhmodik, V.A. Ponomarchuk*

Содержание радиоактивных элементов в биологическом материале мелких млекопитающих в зоне техногенеза
*А.И. Беляновская* ..... 120

Content of radioactive elements of the small mammal biological material in the anthropogenic impact zones and background areas
*A.I. Belyanovskaya*

Перспективы геосолитонной технологии поиска и разведки месторождений стратегического сырья в отложениях баженовской свиты
*Р.М. Бембель, И.А. Щетинин* ..... 123

Prospects of geo-solition technologies for prospecting and exploration of deposits of strategic raw materials in the sediments of the Bazhenov formation
*R.M. Bembel , I.A. Schetinin*

Многолетний мониторинг содержания Ra-226 в некоторых типах минеральных вод
*Н.Д. Бетенеков, С. Мирсаиди, Т.И Михайлова, Д.В. Береснева* ..... 127

Many years monitoring of Ra-226 in some types of mineral water
*N.D. Betenkov, S. Mirasidi, T.I. Mikhailova, D.V. Beresneva*

Формирование вторичных геохимических аномалий в зоне воздействия пунктов хранения РАО (на примере хвостохранилища ПАО "НЗХК")
*А.Е. Богуславский* ..... 129

Formation of secondary geochemical anomalies within the influence of radioactive waste zone points (based on the example of NCCP slime pit)
*A.E. Boguslavskyi*

Радиоактивные частицы в бассейне реки Енисей
*А.Я. Болсуновский, Д.В. Дементьев, Т.А. Зотина, М.С. Мельгунов, А.В. Чугуевский* ..... 133

Radioactive particles in the floodplain of the Yenisei River
*A.Ya. Bolsunovsky, D.V. Dementyev, T.A. Zotina, M.S. Melgunov, A.V. Chuguevsky*

Исследование радиоактивного фона донных отложений морей восточного сектора Арктики
*Г.С. Борисенко, В.А. Надточий* ..... 135

The research of radioactive background in the bottom sediments of the seas of East part of Arctica
*G.S. Borisenko, V.A. Nadtochy*

Термодинамические свойства ураномолибдата рубидия $Rb_6[(UO_2)_2(MoO_4)_4O]$
*М.Л. Бородулина, М.И. Лелет* ..... 137

A thermodynamic investigation of rubidium uranyl molybdate $Rb_6[(UO_2)_2(MoO_4)_4O]$
*M.L. Borodulina, M.I. Lelet*

Радиоактивные элементы в связи с метаболизмом растений в зонах сейсмотектонических проявлений по долине р. Джазатор
*И.Г. Боярских, С.П. Колотухин, А.И. Бакиянов* ..... 138

Radioactive elements in relation to plant metabolism in areas of seismotectonic manifestations of the Dzhazator River valley
*I.G. Boyarskikh, S.P. Kolotuhin, A.I. Bakijanov*

Исследовательский реактор ИРТ-Т и его использование в фундаментальных и прикладных исследованиях
*В.А. Варлачев* ..... 143

The research reactor RRT-T and its use in basic and applied research
*V.A. Varlachev*

Распределение радона на территории города Кемерово
*Ю.А. Верховых, Л.А. Строкова* ..... 148

The distribution of radon on the territory of the city of Kemerovo
*Ju.A. Verhovyh, L.A. Strokova*

Характеристики докембрийских зеленокаменных поясов Приамурья по геофизическим данным
*Т.В. Володькова* ..... 150

The characteristics of Precambrian greenstone belts of Priamurye from geophysical data
*T.V. Volod'kova*

Заболевания органа зрения и их профилактика на урановых горнодобывающих предприятиях
*И.Ф. Вольфсон, Е.В. Кремкова, И.Г. Печенкин* ..... 155

Diseases of the eye and their prevention in the mining enterprises of uranium
*I.F. Volfson, E.V. Kremkova, I.G. Pechenkin*

Радиогеохимические особенности природной среды Кольского полуострова
*Т.А. Воробьева, А.В. Евсеев, Н.В. Кузьменкова* ..... 160

Geochemical features of natural environment of the Kola Peninsula
*T.A. Vorobyema, A.V. Yevseyev, N.V. Kuzmenkova*

Накопление изотопов плутония (239+240) в компонентах природной среды на территории части Карагандинской области, прилегающей к Семипалатинскому испытательному полигону
*М.К. Воротило, Л.П. Рихванов* ..... 162

The accumulation of plutonium isotopes (239+240) in the components of the natural environment in the territory of the Karaganda region adjacent to the Semipalatinsk test site
*M.K. Vorotilo, L.P. Rikhvanov*

Изотопно-геохимические свидетельства существования аутигенных фаз U(IV) в карбонатных осадках озер
*Ю.С. Восель, М.С. Мельгунов, С.В. Восель, В.Д. Страховенко, И.В. Макарова* ..... 167

Isotopic-geochemical evidence of authigenic U(IV)-phases existence in carbonate lake sediments
*Y.S. Vosel, M.S. Melgunov, S.V. Vosel, V.D. Strakhovenko, I.V. Makarova*

Ранжирование техногенного радионуклидного загрязнения по критериям оценки радиоэкологического состояния при строительстве Эльконского горно-металлургического комбината
*В.А. Галактионов, В.Г. Журавлев, И.В. Павлова, В.А. Домаренко* ..... 172

Ranging of technogenic radionuclide pollution on estimation criteria of radioecological condition for Elkon mining metallurgical plant construction
*V. Galaktionov, V. Juravlev, I. Pavlova, V. Domarenko*

Радиоактивное загрязнение почв Баргузинского заповедника (Бурятия)
*Д.Н. Галушкина, Л.П. Рихванов* ..... 176

Soil radioactive contamination of Barguzin biosphere reserve (Buryatia)
*D. Galushkina, L. Rikhvanov*

Новые экспериментальные данные по очистке сточных вод от радионуклидов
*А.В. Гонец, М.П. Чубик, М.В. Чубик, А.Н. Третьяков* ..... 178

New experimental data on wastewater treatment from radionuclides
*A.V. Gonets, M.P. Chubik, M.V. Chubik, A.N. Tretyakov*

Эволюционно-геологическая модель урановых месторождений типа "несогласия" для условий Восточного Присаянья
*Н.А. Гребенкин, Н.Я. Бабкин, А.П. Долгушин, С.У. Зайцев, А.И. Корявко, В.М. Куличенко, С.И. Мельников* ..... 181

Evolutionary-geological model of unconformity-associated uranium ore deposits in terms of the East Prisayanie region
*N.A. Grebenkin, N.Y. Babkin, A.P. Dolgushin, S.U. Zaytsev, A.I. Koryavko, V.M. Kulichenko, S.I. Melnikov*

Роль разнокачественности природных популяций цикломирфных млекопитающих в реакциях на радиационное воздействие
*Е.Б. Григоркина, Г.В. Оленев* ..... 185

Role of heterogeneity of cyclomorphic mammals from natural populations in response to ionizing radiatin
*E.B. Grigorkina, G.V. Olenev*

Оценка радиационной обстановки на территории Эвенкийского и Таймырского муниципальных районов Красноярского края
*А.И. Григорьев, В.А. Чечеткин, М.О. Степанов, В.П. Атурова* ..... 190

Estimation of radiation situation on territory of the Evenkiya and Taimyr municipal districts of Krasnoyarsk Region
*A.I. Grigoryev, V.A. Chechetkin, M.O. Stepanov, V.P. Aturova*

Радиоэкологическая оценка состояния луговых экосистем поймы р. Сож спустя почти 30 лет после катастрофы на ЧАЭС
*Н.М. Дайнеко, С.Ф. Тимофеев, С.В. Жадько* ..... 195

Radioecological assessment of floodplain meadow ecosystems Sozh River after almost 30 years after the Chernobyl disaster
*N.M. Dayneko, S.F. Timofeyev, S.V. Zhadko*

Радионуклиды и тяжелые металлы в донных отложениях р. Енисей: пространственное распределении и хронология их поступления
*Д.В. Дементьев, А.Я. Болсуновский, Р.В. Борисов, С.В. Косиненко* ..... 198

Radionuclides and heavy metals in bottom sediments of the Yenisei river: spatial distribution and chronology of their accumulation
*D.V. Dementyev, A.Ya. Bolsunovsky, R.V. Borisov, S.V. Kosinenko*

В поисках индикаторов влияния Семипалатинского ядерного полигона на прилегающие территории
*М.Т. Джамбаев, Н.В. Барановская, Л.В. Жорняк* ..... 200

In search of the impact indicators of the Semipalatinsk nuclear test site in the surrounding areas
*M.T. Dzhambaev, N.V. Baranovskaya, L.V. Zhornyak*

Горнорудная промышленность и проблема реабилитации урановых отходов в горных участках (Киргизия)
*Б.М. Дженбаев* ..... 204

Mining industry and the problem of rehabilitation of uranium waste in the mountain areas (Kyrgyzstan)
*B.M. Dzhenbaev*

Разработка программного обеспечения для оценки активности и нуклидного состава ТВС типа ИРТ-3М во время хранения
*С.К. Дмитриев, М.Н. Аникин, И.И. Лебедев, О.К. Колесова* ..... 206

Development of software for the evaluating of activity and nuclide composition for IRT-3M type fuel assemblies during storage
*S.K. Dmitriev, M.N. Anikin, I.I. Lebedev, O.K. Kolesova*

Уран восточной окраины Западно-Сибирской плиты, или как преодолеть урановый кризис
*В.А. Домаренко, Е.А. Воробьёв, Ю.Б. Миронов, Е.В. Перегудина* ..... 210

Uranium in the eastern margin of Western Siberian plate, or how to overcome crisis of uranium
*V.A. Domarenko, E.A.Vorobyev, Yu.B. Mironov, E.V. Peregudina*

Особенности поступления бериллия-7 в нижние слои атмосферы и закономерности его накопления в растениях на Северо-Западе России
*С.В. Дружинин, Г.П. Киселев* ..... 214

Features intake of beryllium-7 in the lower layers of the atmosphere and regularity of its accumulation in plants in the Northwest of Russia
*S.V. Druzhinin, G.P. Kiselev*

Радиоактивность как источник безграничной энергии
*Д.С. Дюсембинов* ..... 218

Radioactivity as a source of unlimited energy
*D.S. Ducembinov*

Изучение равновесий актиноидов и лантаноидов в металлоносных рудничных водах месторождения вольфрама Бом-Горхон (Забайкалье)
*О.В.Еремин, Л.В.Замана, Е.С.Эпова, О.К.Смирнова* ..... 219

The study of the equilibria of the actinides and lanthanides in metalliferous mine waters of the tungsten deposit Bom-Gorkhon (Transbaikalia)
*O.V.Eremin, L.V.Zamana, E.S.Epova, O.K.Smirnova*

Комплексные исследования тритиевого загрязнения вод бассейна р. Шаган
*А.Ж. Есимбеков, А.О. Айдарханов, М.Р. Актаев, С.Н. Лукашенко* ..... 222

Integrated studies of the tritium contamination of the Shagan River waters
*A.Zh. Esimbekov, A.O. Aidarkhanov, M.R. Aktayev, S.N. Lukashenko*

Радиоактивные элементы в сажистых бурых углях юго-западной части Канско-Ачинского угольного бассейна
*Т.К. Жданов, М.С. Мельгунов* ..... 231

Radioactive elements in sooty brown coals of Kansko-Achinsk coal basin south-western part
*T.K. Zhdanov, M.S. Melgunov*

Радиогеохимические особенности пород и руд Томторского массива (Арктическая Сибирь)
*С.М. Жмодик, Е.В. Лазарева, А.В. Толстов, Б.Л. Щербов* ..... 236

Radio-geochemical features of rocks and ores Tomtor (Arctic Siberia)
*S.M. Zhmodik, E.V. Lazareva, A.V. Tolstov, B.L. Schebrov*

Урансодержащие металлоносные углеродистые сланцы юго-восточной части Восточного Саяна
*С.М. Жмодик, А.Г. Миронов, Д.К. Белянин, Е.В. Айриянц, Н.А. Немировская* ..... 240

Uranium metal-carbonaceous shales in south-eastern part of the Eastern Sayan
*S.M. Zhmodik, A.G. Mironov, D.K. Belyanin, E.V. Ayriyants, N.A. Nemirovskaya*

Применение радиоактивных индикаторов в геохимических исследованиях
*С.М. Жмодик, А.Г. Миронов, Д.К. Белянин, Е.В. Айриянц, И.Н. Мягкая, И.С. Кириченко, О.Н. Киселева* ..... 243

Application of the radioactive tracers in geochemical investigations
*S.M. Zhmodik, A.G. Mironov, D.K. Belyanin, E.V. Airiyants, I.N. Myagkaya, I.S. Kirichenko, O.N. Kiseleva*

Сравнительный анализ подсчета прогнозных ресурсов урана на месторождении "Северное" (Эльконский УРР)
*А.П. Зайченко, В.А. Домаренко, В.Ю. Фомин* ..... 244

Comparative analysis of the predictive calculation of uranium resources in the deposit "Severnoe" (Elkon UOD)
*A.P. Zaychenko, V.A. Domarenko, V.Y. Fomin*

Уран и торий в минеральных водах Восточного Забайкалья
*Л.В. Замана, С.В. Борзенко* ..... 247

Uranium and thorium in mineral waters in Eastern Transbaikalia
*L.V. Zamana, S.V. Borzenko*

Радиоэкологическая обстановка на площади Балей-Тасеевского рудного поля (Восточное Забайкалье)
*Л.В. Замана, В.И. Флешлер* ..... 251

Radio-ecological situation in the area of Baley-Taseevskoye ore field ( Eastern Transbaikalia)
*L.V. Zamana, V.I. Fleshler*

Локализация площадей, перспективных на выявление гидрогенного уранового оруденения, по комплексным аэрогеофизическим данным (на примере Витимского уранового рудного района)
*Д.Е. Зубов* ..... 254

Localization of promising detection of hydrogenic uranium mineralization, integrated geophysical data (for example the Vitim uranium ore district)
*D.E. Zubov*

Тератозооспермия и нестабильность генома у современного молодого поколения потомко в прародителей, проживавших в районах подвергнутых радиоактивному загрязнению более 50 лет назад при испытаниях атомного и термоядерного оружия
*Н.Н. Ильинских, Е.Н. Ильинских, С.А. Саушкин* ..... 258

Teratozoospermia and genome instability in today's younger generation descendants of ancestors who lived in areas exposed to radioactive contamination of more than 50 years ago in tests of atomic and thermonuclear weapons
*N.N. Ilyinskikh, E.N. Ilyinskikh, S.A. Saushkin*

Ураноносность соленых озер Алтайского края
*В.П. Исупов, М.Н. Колпакова, С.В. Борзенко, С.С. Шацкая, С.Л.Шварцев, А.П. Долгушин, Г.М. Арзамасова, И.А.Бородулина* ..... 262

Uranium-bearing salt lakes of the Altai Territory
*V.P. Isupov, M.N. Kolpakova, S.V. Borzenko, S.S. Shatskaya, S.L.Shvartsev, A.P. Dolgushin, G.M. Arzamasova, I.A.Borodilina*

Применение механохимической активации для переработки куларитового концентрата
*В.П. Исупов, И.А. Бородулина, С.С.Шацкая, Т.С. Юсупов* ..... 266

Application of mechanochemical activation for processing of kularite concentrate
*V.P. Isupov, I.A. Borodulina, S.S. Shatskaya, T.S.Yusupov*

Экологическая оценка уровня концентрации радона в жилых помещениях г. Кокшетау
*А.А. Какабаев, Л.А. Татаркина, А.Т. Хусаинов* ..... 269

Environmental assessment of the level of concentration of radon in living areas of Koshketau
*A.A. Kakabaev, L.A. Tatarkina, A.T. Khusainov*

| | |
|---|---|
| Радиоуглерод и тритий в объектах окружающей среды. Практическое использование этих радиоизотопов<br>*Д.А. Калашникова, Ю.В. Волков, А.Н. Маркелова, В.Н. Мелков, Г.В. Симонова* ..... 274 | Radiocarbon and tritium in environment objects. Application of these radioisotopes<br>*D.A Kalashnikova, Y.V.Volkov, A.N.Markelova, V.N.Melkov, G.V.Simonova* |
| Радиоэкологический мониторинг прибрежной зоны биосферной территории Иссык-Куль<br>*Б.К. Калдыбаев, Т.Э. Токтоева, Б.М. Дженбаев, Б.Т. Жолболдиев* ..... 277 | Radio-ecological monitoring of the coastal zone biosphere territory of Issyk-Kul<br>*B.K. Kaldybaev, T.E. Tokayeva, B.M. Djenbaev, B.T. Zholboldiev* |
| Геохимическая модель поведения радиоактивных элементов в соленых озерах Ишимской степи (Северный Казахстан)<br>*А.В. Карпов, А.Г. Владимиров, Л.И. Разворотнева, С.К. Кривоногов , И.В. Николаева , Е.Н. Мороз* ..... 281 | Geochemical model of behavior of radioactive elements in the salt lakes of the Ishim steppe (North Kazakhstan)<br>*A.V. Karpov, A.G. Vladimirov, L.I. Razvorotneva, S.K. Krivonogov, I.V. Nikolaeva, E.N. Moroz* |
| Вертикальное распределение Cs-137 в различных типах почв в загрязненных радионуклидами лесах юго-запада Брянской области<br>*А.Д. Карпов, А.Д. Русских, А.И. Радин, А.Н. Раздайводин* ..... 284 | Vertical distribution of $^{137}Cs$ in different types of soil in contaminated by radionuclides forests of the southwest of the Bryansk region<br>*A.D. Karpov, A.D. Russkih, A.I. Radin, A.N. Razdaivodin* |
| Механохимический метод синтеза железосодержащих сорбентов на основе слоистых двойных гидроксидов, предназначенных для удаления соединений токсичных и радиоактивных элементов из водных сред<br>*А.И. Катунина, В.П. Исупов, С.С. Шацкая* ..... 287 | Mechanochemical method of synthesis of iron-containing sorbents based on layered double hydroxides for removing toxic compounds and radioactive elements from aqueous media<br>*A.I. Katunina, V.P. Isupov, S.S. Shatskaya* |
| Уран в подземных водах Республики Алтай<br>*В.Е. Кац, Е.М. Дутова, В.В. Ролдугин, О.О. Вторушина* ..... 291 | Uranium in underground waters of the Altai Republic<br>*V.E. Kaz, E.M. Dutova, V.V. Roldugin, O.O. Vtorushina* |
| Поведение урана в процессе околорудной березитизации<br>*С.В. Кашин* ..... 294 | Behavior of uranium during the wall-rock beresitization<br>*S.V. Kashin* |
| Механизмы формирования неравновесного урана в различных геологических средах<br>*Г.П. Киселев, Е.Ю. Яковлев, С.В. Дружинин* ..... 295 | Mechanisms of non-equilibrium uranium formation in various geological environments<br>*G.P. Kiselev, E.U. Yakovlev, S.V. Druzhinin* |
| Медицинское применение солей радия на Ухтинском радиевом промысле в 1930-е гг. XX в.<br>*А.И. Кичигин* ..... 299 | The medical application of radium salt on the Ukhta radium enterprise in 1930–1940-s<br>*A.I. Kichigin* |
| Анализ симптоматики проявления "сонной болезни" и синдрома повышенной утомляемости как отдаленное последствие газо-радиационного фактора на примере природно-техногенной системы с. Калачи (Казахстан)<br>*Ю.О.Ключникова, Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов* ... 303 | Analysis of symptoms of "sleeping sickness" and fatigue syndrome as the long-term consequences of gas-radiation factor on the example of the natural and technogenic systems of Kalachi village (Kazakhstan)<br>*Yu.O. Klyuchnikova, N.V. Baranovskaya, L.P. Rikhvanov* |
| Термодинамическое моделирование поведения радионуклидов Eu, U при нагревании радиоактивного графита в парах воды<br>*А.М. Кобелев, Н.М. Барбин, Д.И. Терентьев, С.Г. Алексеев* ..... 308 | Thermodynamic modeling of radionuclide behavior during heating of radioactive graphite in water steam<br>*A.M. Kobelev, N.M. Barbin, D.I. Terentyev, S.G. Alexeev* |
| Подготовка специалистов по ядерной энергетике: опыт химического факультета Белгосуниверситета<br>*С.В. Кобяшева, О.И. Шадыро, В.И. Гергалов, И.М. Кимленко* ..... 311 | Training on nuclear energy: experience of Chemical Department of BSU<br>*C.V. Kobyasheva, O.I. Shadyro, V.I. Gergalov, I.M. Klimenko* |
| Ассоциативные взаимосвязи Th и U с редкоземельными элементами в живом веществе<br>*Е.В. Коваль, Н.В. Барановская* ..... 313 | Associative correlations between Th and U and rare earth elements in the living matter<br>*E.V. Koval, N.V. Baranovskaya* |
| Экспериментальные исследования параметров перехода искусственных радионуклидов в сельскохозяйственные растения в условиях радиоактивного загрязнения<br>*Т.Е. Кожаханов, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова* ..... 317 | Experimental research of parameters of artificial radionuclides' transfer into agricultural plants under conditions of radioactive contamination<br>*T.E. Kozhakhanov, S.N. Lukashenko, N.V. Larionova* |

Модель миграции и накопления радона в активной окраинно-континентальной структуре Востока Азии: взаимосвязь радиогеохимии и сейсмогеодинамики
*А.А. Коковкин* ..... 319

The model of radon migration and accumulation in the East Asian active marginal-continental structure: the interrelationship between radiogeochemistry and seismogeodynamics
..... *A.A. Kokovkin*

Разработка методики дистанционного мониторинга радиоактивного загрязнения поверхности земли
*Г.А. Колотков* ..... 323

Technique development of remote monitoring for radioactive pollution of earth surface
..... *G.A. Kolotkov*

Комбинированная система захоронения ядерных отходов
*Е.В. Комлева, В.Н. Самаров, В.З. Непомнящий* ..... 325

Combined system of nuclear waste disposal
..... *E. Komleva, V. Samarov, V. Nepomnutshy*

Нефть или ядерные отходы?
*Е.В. Комлева* ..... 334

Oil or nuclear waste?
..... *E.B. Komleva*

Исследование содержания тяжелых металлов и радионуклидов в донных отложениях рек Московской области
*Э.Е. Коновалова* ..... 337

The study of heavy metals and radionuclides content in the bottom sediments of the rivers in the Moscow region
..... *Konovalova E.E.*

Уран и торий в природных водах юго-востока Алтае-Саянской области
*Ю.Г. Копылова, Н.В. Гусева, К.Д. Аракчаа, А.А. Хващевская, И.С. Мазурова, О.Д. Аюнова, Ч.К. Ойдуп, К.М. Рычкова* ..... 339

Uranium and thorium in the natural waters of the south-east of the Altai-Sayan region
*Yu.G. Kopylova, N.V. Guseva, K.D. Arakchaa, A.A. Khvashchevskaya, I.S. Mazurova, O.D. Ayunova, Ch.K. Oidup, K.M. Rychkova* ..... 339

Пространственное распределение Cs-137 в элементарных ландшафтно-геохимических системах долины р. Ипуть (Брянская область)
*Е.М. Коробова, С.Л. Романов, С.С. Киров, В.Ю. Берёзкин, Баранчуков В.С.* ..... 345

Spatial distribution of Cs-137 in elementary landscape-geochemical systems of the valley of the Iput river (Bryansk region)
*E.M. Korobova, C.L. Romanov, S.S. Kirov, V.U. Beryozkin, V.S. Baranchukov* ..... 345

Радиоактивные и редкоземельные элементы в волосах детского населения Павлодарской области
*Н.П. Корогод, Б.Х. Шаймарданова, Г.Е. Асылбекова, М.И. Скрипник* ..... 349

Radioactive and rare earth elements in the hair of the child population of Pavlodar region
*N.P. Korogod, B.Kh. Shaimardanova, G.E. Asylbekova, M.I. Skripnik* ..... 349

Формы нахождения искусственных изотопов в системе "субстрат-ризосфера-растение" в пойме Енисея (ближняя зона влияния Красноярского ГХК)
*М.Ю. Кропачева, М.С. Мельгунов, И.В. Макарова* ..... 352

Manmade isotopes speciation in "alluial soil-rhizosphere-plants" system of Yenisei floodplain (near impact zone of Krasnoyarsk MCPP)
..... *M.Y. Kropacheva, M.S. Melgunov, I.V. Makarova*

Измененные и слабо измененные породы в стратегии прогнозирования новых рудных районов
*В.Г. Крюков* ..... 355

Metamorphized and weakly-metamorphized ores in forecasting strategy of new ore areas
..... *V.G. Kryukov*

Радиологические исследования на территории города Архангельска
*В.В. Кряучюнас, Е.В. Шахова* ..... 360

Radiological investigation on the territory of Arkhangelsk city
..... *V.V. Kriauchiunas, E.V. Shakhova*

Уран и торий в почвах поймы р. Куды (Иркутская область)
*П.В. Кузнецов, Т.С. Айсуева* ..... 364

Uranium and Thorium in soils Kuda river floodplain (Irkutsk region)
..... *P.V. Kuznetsov, T.S. Aisueva*

Электрохимический метод очистки жидких радиоактивных отходов
*А.Н. Кузнецова, Д.В. Кабанов, Е.Ю. Карташов, А.Я. Сваровский* ..... 368

Electrochemical method of neutralization of liquid radioactive waste
*A.N. Kuznetsova, D.V. Kabanov, E.Y. Kartashov, A.Y. Svarovskiy* ..... 368

Геолого-структурная позиция и специализация гранитоидов Амалатского плато
*Е.С. Кузнецова, В.А. Домаренко* ..... 370

Geology-structural position and specialization of granitoid the Amalat plateau
..... *E.S. Kuznetsova, V.A. Domarenko*

Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах Семипалатинского испытательного полигона
*А.Е. Кундузбаева, А.М. Кабдыракова, С.Н. Лукашенко* ..... 375

Speciation of artificial radionuclides in soils of Semipalatinsk Test Site
*A.E. Kunduzbayeva, A.M. Kabdyrakova, S.N. Lukashenko* ..... 375

Репродуктивные показатели и эмбриональные нарушения у птиц в зоне влияния предприятий ядерно-топливного цикла
*Б.Д. Куранов, С.В. Савельев, В.И. Гулимова* ..... 380 ..... *B.D. Kuranov, S.V. Saveliev, V.I. Gulimova*

Reproductive indicators and fetal abnormalities in birds within the zone of influence of nuclear fuel cycle

О некоторых результатах аэрогамма-спектрометрических исследований при создании геофизической основы Госгеолкарты второго поколения и о кризисных явлениях в области отечественного приборостроения
*Ф.Д. Лазарев, П.В. Кирплюк, А.Н. Онищенко, В.К. Старостин* ..... 383 ..... *A.N. Onishenko, V.K. Starostin*

Certain results of airborne gamma-spectrometry research to create geophysical fundamentals for the State Geological Map of second generation and about the crisis phenomena in the field of domestic instrument engineering
*F.D. Starostin, P.V. Kirplyuk,*

Радиоактивное загрязнение растений в местах проведения экскавационных ядерных взрывов на Семипалатинском испытательном полигоне
*Н.В. Ларионова, А.К. Айдарханова, А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко* ..... 389 ..... *A.O. Aidarkhanov, S.N. Lukashenko*

Radioactive contamination of plants in venues of excavation nuclear explosions at Semipalatinsk test site
*N.V. Larionova, A.K. Aidarkhanova,*

Пространственный анализ распределения CS-137 в ландшафтах Почепского ополья Брянской области
*В.Г. Линник, А.В. Соколов, И.В. Мироненко* ..... 390 ..... *V.G. Linnik, A.V. Sokolov, I.V. Mironenko*

Spatial analysis of CS-137 distribution in landscapes of Pochep opolye, Bryansk region

Последствия уранового техногенеза в Казахстане
*А.В. Липихина, Т.И. Белихина, Ш.Б. Жакупова, В.В. Колбин, Д.А. Герасимов* ..... 394 ..... *Sh.B. Zhakupova, V.V. Kolbin, D.A. Gerasimov*

Consequences of uranium technogenesis in Kazakhstan
*A.V. Lipikhina, T.I. Belikhina,*

Интеграция данных из медицинского регистра населения Казахстана, подвергшегося воздействию малых доз облучения, на европейскую платформу "MELODI"
*А.В. Липихина, Т.И. Белихина, А.Е. Мансарина, Ш.Б. Жакупова, А.К. Жармухамбетова, Ю.Ю. Брайт* ..... 398 ..... *A.K. Zharmukhambetova, Yu.Yu. Brait*

Integration of data from the medical register of Kazakhstan's population exposed to low doses of radiation into the European platform "MELODI"
*A.V. Lipikhina, T.I. Belikhina,*

Уровень содержания трития в воздушной среде Семипалатинского испытательного полигона
*О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, Л.В. Тимонова, Д.В. Турченко* ..... 399 ..... *L.V. Timonova, D.V. Turchenko*

Level of ritium content in the air environment of Semipalatinsk test site
*O.N. Lyakhova, S.N. Lukashenko,*

Уран и торий в почвах и донных отложениях озера Большое Яровое
*И.Н. Маликова, В.Д. Страховенко* ..... 402 ..... *I.N. Malikova, V.D. Strahovenko*

Uranium and thorium in soils and sediments of Lake Great Yarovoye

Радиоактивные изотопы в подземных водах Европейского Севера России и их индикаторное значение
*А.И. Малов, М.В. Гонтарев, Е.Н. Зыкова* ..... 406 ..... *A.I. Malov, M.V. Gontarev, E.V. Zykova*

Radioactive isotopes in groundwater of the European North of Russia and their value as indicators

Радиоэкологическая и экотоксикологическая ситуация водоема-охладителя Игналинской АЭС после ее закрытия
*Д. Марчюленене, О. Ефанова, Д. Монтвидене, Й. Мажейка* ..... 409 ..... *D. Montvydiene, J. Mazeika*

The radioecological and ecotoxicological situation in the cooling-pond of the Ignalina NPP before and after its shutdown
*D. Marciulioniene, O. Jefanova,*

Реконструкция поступления радиоактивных элементов (U, Th) в окружающую среду Западной Сибири на основе изучения верхового торфяника
*А.М. Межибор, С.И. Арбузов, Л.П. Рихванов, Ю.И. Прейс, А.И. Сысо* ..... 413 ..... *L.P. Rikhvanov, Yu.I. Preis, A.I. Syso*

Reconstruction of radioactive elements (U, Th) input in the environment of Western Siberia according to the study of an upland peatland
*A.M. Mezhibor, S.I. Arbuzov,*

К вопросу о подвижности техногенных радионуклидов в загрязненных аллювиальных почвах реки Енисей в ближней зоне влияния Красноярского ГХК
*М.С. Мельгунов* ..... 419 ..... *M.S. Melgunov*

To a question of mobility of technogenic radionuclides in the contaminated alluvial soils of the Yenisei River in a near-field zone of influence of Krasnoyarsk MCC

$^{210}$Pb и $^{7}$Be в снеговых пробах из различных ландшафтных зон юга Западной Сибири
*М.С. Мельгунов, Б.Л. Шербов, М.В. Рубанов* ..... 425

$^{210}$Pb and $^{7}$Be in snow samples from different landscape zones of the South of Western Siberia
*M.S. Melgunov, B.L. Sherbov, M.V. Rubanov*

В начале пути
*Ю.Б. Миронов* ..... 429

In the beginning
*Yu.B. Mironov*

Карта ураноносности РФ
*Ю.Б. Миронов* ..... 433

Map of uranium mineralization of Russian Federation
*Yu.B. Mironov*

Техногенные радионуклиды в почвенно-растительном покрове Восточно-Уральского радиоактивного следа
*Л.Н. Михайловская, В.Н. Позолотина, Е.В. Антонова* ..... 438

Technogenic radionuclides in a soil and plant cover of the East-Ural Radioactive Trace
*L.N. Mikhaylovskaya, V.N. Pozolotina, E.V. Antonova*

Искусственные радионуклиды в почвах и растениях зоны влияния АЭС на Урале
*Л.Н. Михайловская, О.В. Рукавишникова* ..... 442

Artificial radionuclides in soils and plants of the NPP influence zone in the Urals
*L.N. Mikhailovskaya, O.V. Rukavishnikova*

Изотопия атомов, автотрофность, сознание
*А.Д. Московченко* ..... 446

Atom isotopism, autotrophy, sentience
*A.D. Moscovchenko*

Миграция радионуклидов из радиоактивного хвостохранилища "Отходы бедных руд" Истиклола
*Х. Муртазаев, А. Муртазаев* ..... 448

Migration of radionuclides from radioactive tailing pond "Waste of depleted ores" of Istiqlol
*Kh. Murtazaev, A. Murtazaev*

Новый перспективный сорбент для поглощения радионуклидов йода-131 для систем газоочистки АЭС
*В.М. Мухин, М.А. Гутникова, С.И. Гутников* ..... 450

New promising sorbent for capture of radionuclides of iodine-131 for gas purifying system AES
*V.M. Mukhin, M.A. Gutnikova, S.I Gutnikov*

Торий, уран и золото в потоке рассеяния Урского хвостохранилища
*И.Н. Мягкая, Е.В. Лазарева, Б.Ю. Сарыг-оол, М.А. Густайтис, С.М. Жмодик* ..... 452

Thorium, uranium and gold in the desperation train of Ursk tailing pit
*I.N. Myagkaya, E.V. Lazareva, B.Yu. Saryg-ool, M.A. Gustaytis, S.M. Zhmodik*

Накопление урана в волосах человека под действием техногенных факторов
*Д.В. Наркович, Н.В. Барановская* ..... 457

Uranium accumulation in human hair under the influence of technogenic factors
*D.V. Narkovich, N.V. Baranovskaya*

Радиогеология и проблемы рудообразования
*Г.Б. Наумов* ..... 461

Radiogeology and problems of ore formation
*G.B. Naumov*

Оценка состояния радиоактивных микропримесей в облученном графите уран-графитовых ядерных реакторов
*И.Ю. Новоселов, С.В. Макаревич, Е.Ю. Давыдов* ..... 465

Assessment of state of radioactive impurities in irradiated graphite of uranium-graphite nuclear reactor
*I.Yu. Nosovelov, S.V. Makarevich, E.Yu. Davydov*

Радиоактивные элементы и радиогенная теплогенерация в верхней коре Енисейского кряжа
*А.Д. Ножкин, О.М. Туркина* ..... 468

Radioactive element distribution and radiogenic heat production in upper crust of the Enisei Ridge
*A.D. Nozhkin, O.M. Turkina*

Особенности распределения радионуклидов в оз. Сарбалык (Барабинская равнина)
*Е.А. Овдина, В.Д. Страховенко, Н.И. Ермолаева, Е.Ю. Зарубина, А.И. Сысо, Ю.В. Ермолов* ..... 475

Peculiarities of distribution of radionuclides in the lake Sarybalyk (Baraba steppe)
*E.A. Ovdina, V.D. Strahovenko, N.I. Ermolaeva, E.Yu. Zarubina, A.I. Syso, Yu.V. Ermolov*

Радиоактивность редкометалльных руд и продуктов их передела: уровни, нормирование и контроль
*Т.М. Овсянникова* ..... 478

The radioactivity of rare metal ores and conversion products: levels, regulation and monitoring
*T.M. Ovsyannikova*

Оценка требований к геологической среде при захоронении радиоактивных отходов в глубокие геологические формации
*А.Ю. Озерский* ..... 483

Evaluation of requirements to geological conditions for the deep geological disposal of nuclear waste
*A. Ozerskiy*

Современный радиационный мониторинг почв сельскохозяйственных угодий России
*П.М. Орлов, М.И. Лунев* ..... 488 ..... *P.M. Orlov, M.I. Lunev*

Modern radiation monitoring of Russian agricultural soils

Развитие исследований в области анализа и оценки риска, связанного с воздействием ионизирующего излучения
*Н.А. Осипова* ..... 492 ..... *N.A. Osipova*

Development of studies in the field of analysis and risk assessment related to the exposure to ionizing radiation

Применение углегуминовых препаратов для детоксикации промышленных отходов и техногенных водоемов от урана и ртути
*Ю.В. Островский, Г.М. Заборцев, И.И. Жерин, Н.Б. Егоров, Д.Ю. Островский* ..... 496 ..... *Yu.V. Ostrovsky, G.M. Zabortsev, I.I. Zherin, N.B. Egorov, D.Yu. Ostrovsky*

Application of carbon-humic preparations for detoxification of industrial waste and industrial waters from uranium and mercury

Способ определения углерода-14 в лишайниках рода кладония на Севере России
*А.А. Очеретенко, Г.П. Киселев* ..... 500 ..... *A.A. Ocheretenko, G.P. Kiseloyov*

A method of determination carbon-14 in lichen genus Cladonia in the North of Russia

Об организации радиоэкологических исследований на начальном этапе освоения месторождений Эльконского урановорудного района (Южная Якутия)
*И.В. Павлова, В.А. Галактионов, В.Г. Журавлев, В.А. Домаренко* ..... 504 ..... *V. Juravlev, V. Domarenko*

Radioecological research at initial stage of field development in Elkon uranium province, Republic of Sakha (Yakutia)

Опыт вывода из эксплуатации промышленного уран-графитового реактора ЭИ-2 АО "ОДЦ УГР"
*А.О. Павлюк, С.Г. Котляревский, Е.В.Беспала, Е.В. Захарова, В.М. Ермолаев, А.Г. Волкова* ..... 508 ..... *A.O. Pavliuk , S.G. Kotlyarevsky , E.V.Bespala, E.V. Zakharova, V.M. Ermolaev, A.G. Volkova*

Experience of JSC "PDC UGR" EI-2 production uranium-graphite reactor decommissioning

Редкие и радиоактивные элементы в железных рудах Бакчарского узла и прогнозная оценка воздействия на экосистему восточного Васюганья при их отработке
*Е.В. Перегудина, В.А. Домаренко* ..... 513 ..... *E.V. Peregudina, V.A. Domarenko*

Rare and radioactive elements in the ores of Bakchar cluster and predictive assessment of impact on the ecosystem of eastern Vasyugan by their development

Индикаторные показатели отношения естественных радиоактивных элементов (U, Th) и Br в накипи питьевых вод на территории Томской области
*Т.А. Перминова, Н.В. Барановская, Б. Ларатт, Б.Р. Соктоев, Ж.К. Лата* ..... 517 ..... *B. Laratt, B.R. Soktoev, J.-C. Lata*

Ratios of natural radioactive elements (U, Th) and Br in salt sediments of drinking water of Tomsk region

Уран и торий как индикаторы гидротермальной деятельности
*Е.В. Плющев, С.В. Кашин* ..... 521 ..... *E.V. Plyushchev, S.V. Kashin*

Uranium and thorium as indicators of hydrothermal processes

Исследование характера загрязнения техногенными радионуклидами подземных вод площадки "Балапан"
*С.С. Пронин, О.Н. Ляхова, М.Р. Актаев* ..... 524 ..... *S.S. Pronin, O.N. Lyakhova, M.R. Aktayev*

Study the nature of pollution man-made radionuclides groundwater area "Balapan"

Радионуклиды в почвах плато Укок (Юго-Восточный Алтай)
*А.В. Пузанов, С.В. Бабошкина, Т.А. Рождественская, Д.Н. Балыкин, С.Н. Балыкин, А.В. Салтыков, И.В. Горбачев, И.А. Трошкова* ..... 531 ..... *A.V. Saltykov, I.V. Gorbachev, I.A. Troshkova*

Content and distribution of heavy natural radionuclides ($^{238}$U, $^{232}$Th, $^{40}$K) in soils of the Ukok Plateau (South-Eest Altai)

Содержание и распределение тяжелых естественных радионуклидов ($^{238}$U, $^{232}$Th, $^{40}$K) в почвах бассейна р. Верхний Алей (юго-запад Алтайского края)
*А.В. Пузанов, Т.А. Рождественская, С.В. Бабошкина, О.А. Ельчининова, Д.Н. Балыкин, С.Н. Балыкин, А.В. Салтыков, И.В. Горбачев, И.А. Трошкова* ..... 534 ..... *A.V. Saltykov, I.V. Gorbachev, I.A. Troshkova*

Content and distribution of heavy natural radionuclides ($^{238}$U, $^{232}$Th, $^{40}$K) in soils of the Upper Aley basin (South-West Altai)

Распределение Po-210 в талломах лишайников
*Е.В. Пучкова, В.В. Еремин, О.Г. Богданова, Д.Е. Гимельбрант, И.С. Степанчикова* ..... 538 ..... *D.E. Himelbrant, I.S. Stepanchikova*

Compartmentalization of Po-210 in lichen thalli

Реконструкция следов радиоактивного загрязнения от наземных ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне
*В.Ф. Рапута, Т.В. Ярославцева* ..... 541

Reconstruction of radioactive contamination traces from terrestrial nuclear explosions at the Semipalatinsk test site
*V.F. Raputa, T.V. Yaroslavtseva*

Структурно-вещественные факторы локализации уранового оруденения в ВТС Забайкалья
*А.А. Рассолов* ..... 545

Structural and material factors of localization of uranium mineralization in volcano-tectonic structures of Transbaikalia
*A.A. Rassolov*

Радиоактивность и радиоактивные элементы в гидросфере
*Л.П. Рихванов* ..... 549

Radioactivity and radioactive elements in the hydrosphere
*L.P. Rikhvanov*

Вклад Радиевого института им. В.Г. Хлопина в изучение проблем радиоактивности и радиоактивных элементов
*Л.П. Рихванов, С.В. Хлебников* ..... 558

Contribution of the V.G. Khlopin Radium Institute to the study of problems of radioactivity and radioactive elements
*L.P. Rikhvanov, S.V. Khlebnikov*

Вклад вузов города Томска в исследования радиоактивности и радиоактивных элементов
*Л.П. Рихванов, П.С. Чубик, В.А. Лойша* ..... 563

Contribution of the Universities of Tomsk city to the study of radioactivity and radioactive elements
*L.P. Rikhvanov, P.S. Chubik, V.A. Loysha*

Особенности высотного распределения радионуклидов и тяжелых металлов в почвах г. Горно-Алтайска
*Ю.В. Робертус, В.А. Ситникова* ..... 568

Features the altitude distribution of radionuclides and heavy metals in the soils of the Gorno-Altaisk
*Y.V. Robertus, V.A. Sitnikova*

Корреляционные связи U, Th, K и $^{137}$Cs в лишайниках на территории Ямало-Ненецкого автономного округа
*М.В. Рубанов, Б.Л. Щербов* ..... 572

Correlation of U, Th, K and $^{137}$Cs in lichens of the Yamalo-Nenetskiy Autonomous District.
*M.V. Rubanov, B.L. Shcherbov*

Информационная обеспеченность региональных радиоэкологических исследований
*В.В. Рыкова* ..... 576

Information support of regional radioecological research
*V.V. Rykova*

Радиационная, токсикологическая безвредность кормовых добавок в пищевой цепи, гарантия для получения качественной продукции животноводства и птицеводство
*Е.А. Свамбаев, А. Свамбаев, С.Т. Тусупбекова* ..... 579

Radiation, toxicological harmlessness of fodder additives in the food chain, guarantee for qualite product livestock and poultry
*E.A. Svambayev, A. Svambayev, S.T. Tusupbekova*

Радиационная токсикологическая оценка гуматов полученных из различных источников и влияние на продуктивность цыплят-бройлеров
*Е.А. Свамбаев, Ж.А. Свамбаев, А. Свамбаев, С.Т. Тусупбекова* ..... 581

Rdiatsionnaya toxicological evaluation humate obtained from various sources and impact on productivity of broiler chikens
*E.A. Svambaev, Z.A. Svambaev, A. Svambaev, S.T. Tusupbekova*

Уровень загрязнения тяжелыми металлами зерно-фуража, предназначенные для кормления животных и птиц
*Е.А. Свамбаев, А. Свамбаев, С.Т. Тусупбекова* ..... 585

The level of contamination by heavy metals grain-fodder intended for feeding animals and birds
*E.A. Svambayev, A. Svambayev, S.T. Tusupbekova*

Оценка распределения форм нахождения трития в грунтах радиационно-опасных объектов Семипалатинского испытательного полигона
*З.Б. Сержанова, А.К. Айдарханова, С.Н. Лукашенко* .... 587

Estimation of the distribution speciation tritium in soils of radiation dangerous objects of the Semipalatinsk test site
*Z.B. Serzhanova, A.K. Aydakhanova, S.N. Lukashenko*

Радиоэкологическая обстановка на территории Республики Саха (Якутия)
*П.И. Собакин, А.П. Чевычелов, Я.Р. Герасимов, А.А. Перк* ..... 591

Radioecological situation in the territory of the Republic of Sakha (Yakutia)
*P.I. Sobakin, A.P. Chevychelov, Ya.R. Gerasimov, A.A. Perk*

Гамма-спектрометрическая съемка при поисках месторождений полезных ископаемых
*И.С. Соболев* ..... 593

Gamma-ray spectrometry survey for mineral resources exploration
*I.S. Sobolev*

Фаза "X" $Ca_2UO_5 \bullet 2–3H_2O$ – устойчивая форма связывания урана в зоне гипергенеза (на примере месторождений центральной Иордании)
*Э.В. Сокол, С.А. Новикова, С.Н. Кох, Х.Н. Хори, Ю.В. Сереткин, И.А. Сокол, Е.Н. Нигматулина, С.В. Горяйнов* ..... 596

X-Phase $Ca_2UO_5 \bullet 2–3H_2O$ as a long-term resistant natural compound from supergen zone: Case studies from the central Jordan
*E.V. Sokol, S.N. Novikova, S.N. Kokh, H.N. Khoury, Yu.V. Seryotkin, I.A. Sokol, E.N. Nigmatulina, S.V. Goryainov*

Естественные радиоактивные элементы (Th, U) в солевых отложениях природных пресных вод
*Б.Р. Соктоев, Л.П. Рихванов, Ш.Ж. Арынова, Н.В. Барановская* ..... 599

Natural radioactive elements (Th, U) in fresh water salt sediments
*B.R. Soktoev, L.P. Rikhvanov, S.Z. Arynova, N.V. Baranovskaya*

Защитные геохимические свойства геологической среды на урановых месторождениях отрабатываемых методом СПВ
*И.Н. Солодов* ..... 604

Protective geochemical properties of geological environment on the uranium deposits developing with ISL
*I.N. Solodov*

Депонирование $^{90}Sr$ в условиях нормального и замедленного развития скелета
*В.И. Стариченко* ..... 611

$^{90}Sr$ deposition in normal and delayed skeletal development on the incidence of children endemic goiter
*V.I. Starichenko*

Распределение естественных радионуклидов в донных отложениях озер различных ландшафтных зон Западной Сибири
*В.Д. Страховенко, И.Н. Маликова, Е.А. Овдина, А.А. Денисенко* ..... 614

Distribution of natural radionuclides in bottom sediments of lakes of various landscape zones of W.Siberia
*V.D. Strakhovenko, I.N. Malikova, E.A. Ovdina A.A. Denisenko*

Определение урана, тория, скандия и некоторых редкоземельных элементов в двадцати четырех стандартных образцах сравнения инструментальным нейтронно-активационным методом
*А.Ф. Судыко* ..... 620

Determination of uranium, thorium, scandium and some rare earth elements in twenty four standards reference materials by instrumental neutron activation analysis
*A.F.Sudyko*

Содержание органического вещества и распределение долгоживущих радионуклидов в почвах водосборных территорий озер ВУРСа
*А.А. Сутягин, С.Г. Левина, К.В. Каблова, В.В. Дерягин, Н.С. Парфилова* ..... 625

The content of organic matter and the distribution of long-lived radionuclides in the soils of the catchment areas of lakes EURT
*A.A. Sutyagin, S.G. Levina, K.V. Kablova, V.V. Deryagin, N.S. Parfilova*

Концентрации Th и U в гранулометрических фракциях покровных отложений, почв и атмосферной пыли на юге Западной Сибири
*А.И. Сысо, А.Е. Богуславский, Т.И. Сиромля* ..... 629

Concentrations of Th and U in granulometric fractions of covering deposits, soils and atmospheric dust in the south of the West Siberia
*A.I. Syso, A.Ye. Boguslavsky, T.I. Siromlya*

История открытия урановых месторождений в мерзлотных ландшафтах Витимского плоскогорья Байкальской рифтовой зоны
*Т.Т. Тайсаев, С.В. Бартанова* ..... 633

History of opening of uranium fields of frozen landscapes of the Vitim plateau of the Baikal rift zone
*T.T. Taisaev, S.V. Bartanova*

Комплексный подход к оценке безопасности пункта захоронения радиоактивных отходов
*А.В. Талицкая, Э.М. Никитин, Ш.М. Гаратуев, Ю.В. Трофимова, М.Н. Резчиков* ..... 636

Integrated approach for the safety assessment of the near surface disposal facility
*A. Talitskaya, E. Nikitin, Sh. Garatuev, Iu. Trofimova, M. Rezchikov*

Радиация и энергетика человека
*Б.В. Тестов* ..... 639

Radiation and human power
*B.V. Testov*

Характер тритиевого загрязнения почвы в местах проведения ядерных испытаний на СИП
*Л.В. Тимонова, О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко* ..... 642

Regularity of tritium distribution in the soil of venues of ground nuclear explosions at the Semipalatinsk test site territory
*L.V. Timonova, O.N. Lyahova, S.N. Lukashenko*

Роль общественных организаций в оценке проектов в атомной сфере
*А.В. Торопов* ..... 648

The role of public organizations in assessment of projects in the nuclear sphere
*A.V. Toropov*

Пространственная модель распределения форм нахождения радионуклидов в водных объектах бывшего Семипалатинского испытательного полигона на примере ручья Карабулак
*А.С. Торопов* ..... 650

Spatial model of radionuclide speciation in the water bodies of the Semipalatinsk test site (case study of Karabulak stream)
*A.S. Toropov*

Водоем-охладитель Белоярской атомной электростанции перед пуском в эксплуатацию 4-го энергоблока БН-800
*А.В. Трапезников, А.В. Коржавин, В.Н. Трапезникова, А.П. Платаев, А.И. Сучкова* ..... 655

Beloyarskaya nuclear power plant cooling pond prior to the unit No 4 BN-800 commissioning
*A.V. Trapeznikov, A.V. Korzhavin, V.N. Trapeznikova, A.P. Plataev, A.I. Suchkova*

Радиоактивность вод бывшего уранового рудника Каджи-Сай (Северный Кыргызстан)
*Т.В. Тузова* ..... 658

The radioactivity of the former uranium mine waters Kaji-Sai (Northern Kyrgyzstan)
*T.V. Tuzova*

Опыт использования неравновесного урана в природных водах при изучении процессов в гидросфере
*Т.В. Тузова* ..... 663

The experience of using the ratio of odd uranium isotopes in natural water for studying processes in water ecosystems
*T.V. Tuzova*

Сравнение способов вскрытия монацитового концентрата фосфорной кислотой и фосфатом аммония
*М.В. Туринская, Т.С. Голодова, В.В. Шагалов* ..... 666

Comparison of methods of opening monazite concentrate phosphoric acid and ammonium phosphate
*M.V. Turinskaya, T.S. Golodova, V.V. Shagalov*

Оценка характера распределения трития и механизмов формирования в снежном покрове на СИП
*Д.В. Турченко, С.Н. Лукашенко, О.Н. Ляхова* ..... 670

Assessment of character of tritium distribution and mechanisms of its formation in the STS snowcover
*D.V. Turchenko, S.N. Lukashenko, O.N. Lyahova*

Основные закономерности распределения радиоактивных элементов в юрских отложениях Западно-Сибирской плиты
*В.В. Турышев* ..... 680

The main regularities of distribution of radioactive elements in the Jurassic sediments of the West Siberian plate
*V.V.Turyshev*

Разработка радиоэкологического атласа Жамбылской области Казахстана
*Г.В. Федоров, Г.Д. Беркинбаев, П.Г. Каюков* ..... 684

Development of radiological atlas Zhambyl oblast
*G.V. Fedorov, G.D. Berkinbaev, P.G. Kayukov*

Динамика поведения радиоактивных элементов в снежном покрове в окрестностях разнопрофильных промышленных предприятий г. Томска
*Е.А. Филимоненко, А.В. Таловская, Е.Г. Язиков* ..... 688

Dynamics of the behavior of radioactive elements in snow cover around industrial enterprises of Tomsk
*E.A. Filimonenko, A.V. Talovskaya, E.G. Yazikov*

Эманация радона как важнейший фактор иммунитета жителей бывших урановых разработок
*И. Хаджамбердиев, Р. Тухватшин* ..... 693

Significance of radon emanation for immunity of population in former uranium mining areas
*I. Hadjamberdiev, R. Tukhvatshin*

Случай одной семьи из радиационно-зараженного контингента
*Р.М.Хазиахметов* ..... 695

The case of one family from radiologically contaminated population.
*R.M. Khaziakhmetov*

Методы опробования на месторождениях урана и их метрологическое обеспечение
*И.М. Хайкович, В.Г. Язиков* ..... 699

Uranium deposits sampling methods and their metrological assurance
*I.M. Khaykovich, V.G. Yazikov*

Редкоземельные элементы и уран в углях Раковской впадины, Южное Приморье
*И.Ю. Чекрыжов, В.В. Середин, С.И. Арбузов* ..... 703

Rare-earth elements and uranium in coals of Rakovskaya depression, Southern Primorye
*U.Yu. Chekryzhov, V.V. Seredin, S.I. Arbuziov*

Радон в газах Неробинского источника углекислых минеральных вод (Приморье)
*Г.А. Челноков, И.В. Брагин, Харитонова Н.А.* ..... 706

Radon in gases of the Nerobinsky spring of mineral waters (Primorye)
*G.A. Chelnokov, I.V. Bragin, N.A. Kharitonova*

Опыт проведения работ по обследованию радиационной обстановки и реабилитации территорий вблизи населенных пунктов Красноярского края
*В.А. Чечеткин, А.И.Григорьев, М.О. Степанов, С.А. Кургуз* ..... 709

Experience of realization of works on the inspection of radiation situation and rehabilitations of territories near the settlements of the Krasnoyarsk Region
*V.A. Chechetkin, A.I.Grigoryev, M.O. of Stepanov, S.A. Kurguz*

Влияние ионов уранила в наномолярных концентрациях на эффективность антиоксидантов в модельной клеточной системе
*О.Г. Шевченко, С.Н. Плюснина* ..... 713

The effect of uranyl ions in nanomolar concentrations on the efficiency of antioxidants in a model cell system
*O.G. Shevchenko, S.N. Plyusnina*

Преобразования в грунтах in situ под влиянием высокоминерализованных растворов из хранилищ жидких низкорадиоактивных отходов
*О.В.Шемелина, А.Е.Богуславский, В.В.Крупская* ..... 715

The influence of highly mineralized solutions from storages of liquid low-radioactive waste on structure and composition of soils in situ
*O.V. Shemelina, A.E. Boguslavskiy, V.V. Krupskaya*

Радиогеоэкологическое состояние и антропогенные изменения таежно-мерзлотных ландшафтов Хиагдинского уранового месторождения
*С.Д. Ширапова, Е.М. Пыжикова, М.Г. Цыренова, Д.Б. Мархаев* ..... 718

Radio-geoecological condition and anthropogenic changes in the taiga-permafrost landscapes Khiagdinskoe uranium deposit
*D.S. Shirapova, E.M. Pyzhikova, M.G. Tsyrenova, D.B. Markhaev*

Нарушения в системе регуляции окислительных процессов – основа формирования новых субпопуляций грызунов на радиоактивно загрязненных территориях
*Л.Н. Шишкина, А.Г. Кудяшева, О.Г. Шевченко, Н.Г. Загорская, А.И. Таскаев* ..... 722

Disturbances in the oxidation processes regulatory system are base for developnemt of the rodent new subpopulations in the radioactive contamination areas
*L.N. Shishkina, A.G. Kudyasheva, O.G. Shevchenko, N.G. Zagorskaya, A.I. Taskaev*

Радиоэкологические аспекты лесных пожаров
*Б.Л.Щербов, М.С. Мельгунов, Л.Н. Букреева, И.С. Журкова, Л.Д. Иванова, И.В. Макарова, М.В. Рубанов* ..... 725

Radioecological aspects of forest fires
*B.L. Shcherbov, M.S. Melgunov, L.N. Bukreeva, I.S. Zhurkova, L.D. Ivanova, I.V. Makarova, M.V. Rubanov*

О проявленности природно-техногенных факторов по соотношению содержания тория и урана в листьях тополя на урбанизированных территориях
*Д.В. Юсупов, Л.П. Рихванов, Н.В. Барановская, Л.М. Павлова, В.И.Радомская* ..... 730

About manifestation of natural and technogenic factors based on the ratio of thorium and uranus content in poplar leaves in the urbanized areas
*D.V. Yusupov, L.P. Rikhvanov, N.V. Baranovskaya, L.M. Pavlova, V.I. Radomskaya*

Некоторые особенности пространственно-временного распределения радионуклидов после Чернобыльской катастрофы (обзор)
*А.В. Яблоков* ..... 733

Some peculiarities of spatial and temporal distribution of radionuclides after Chernobyl disaster (review)
*A.V. Yablokov*

О дозовом и экологическом подходах в оценке числа смертей при радиационных авариях (на примере Чернобыльской катастрофы)
*А.В. Яблоков* ..... 736

About dosage and environmental approaches to estimating the number of deaths at radiation accidents (on the example of the Chernobyl disaster)
*A.V. Yablokov*

Изменение вторичного соотношения полов как индикатор радиоактивного загрязнения
*А.В. Яблоков* ..... 744

Changing the secondary sex ratio as an indicator of radioactive contamination
*A.V. Yablokov*

Радиоактивные элементы в атмосферных выпадениях снегового покрова урбанизированных территорий
*Е.Г. Язиков, А.В. Таловская, Е.А. Филимоненко, В.В. Литау, Т.Е. Адильбаева, Т.С. Шахова* ..... 747

Radioactive elements in solid aerosol particles deposited in snow within the urbanized territories
*E.G. Yazikov, A.V. Talovskaya, E.A. Filimonenko, V.V. Litay, T.E. Adil'baeva, T.S. Shahova*

Неравновесный уран в твердых фазах в кимберлитах и вмещающих их породах Архангельской алмазоносной провинции
*Е.Ю. Яковлев, Г.П. Киселев, С.В. Дружинин* ..... 751

Nonequilibrium uranium in kimberlites and enclosing rocks Arkhangelsk diamondiferous province
*E.U. Yakovlev, G.P. Kiselev, S.V. Druzhinin*

U и Th в природных средах г. Усть-Каменогорска (Республика Казахстан)
*А.Р. Ялалтдинова, Л.П. Рихванов, Н.В. Барановская, Дж.Ким* ..... 754

U and Th in natural environments of Ust-Kamenogorsk (Kazakhstan)
*A.R. Yalaltdinova, L.P. Rikhvanov, N.V. Baranovskaya, J. Kim*

Анализ макромасштабного загрязнения $^{137}$Cs поймы р. Енисей
*Т.В. Ярославцева, В.Ф. Рапута* ..... 758

An analysis of the macro-scale pollution of $^{137}$Cs of river Yenisei floodplain
*T.V. Yaroslavtseva, V.F. Raputa*

Model testing of radioactive contamination Cs-137 of soils and bottom sediments in the Romachka River (Tomsk Region, Russia)
*O.S.Dmitrieva, L.P.Rikhvanov, P.Boyer, C. Quantin* ..... 761

Model testing of radioactive contamination Cs-137 of soils and bottom sediments in the Romachka River (Tomsk Region, Russia)
*O.S.Dmitrieva, L.P.Rikhvanov, P.Boyer, C. Quantin*

Research of radioactivity the technogenic waste of Primorsky Territory
*R.S. Fediuk, D.A. Khramov* ..... 765

Research of radioactivity the technogenic waste of Primorsky Territory
*R.S. Fediuk, D.A. Khramov*

Исследование естественной радиоактивности и оценка радиологической опасности в некоторых нефтяных промыслах Монголии
*Н.Норов, Г.Оюунболор, М.Эрдэнэтуяа* ..... 768

Study on natural radioactivity and assessment of radiological hazards in some oil exploration fields of Mongolia
*N.Norov, G.Oyunbolor, M.Erdenetuya*

The causes of high natural radioactivity in the soils and radioecological problems in areas with highly radioactive soils
*A.N. Zlobina, L.P. Rikhvanov, Wang Nanping, N.V. Baranovskaya, I.A. Matveenko* ..... 771

The causes of high natural radioactivity in the soils and radioecological problems in areas with highly radioactive soils
*A.N. Zlobina, L.P. Rikhvanov, Wang Nanping, N.V. Baranovskaya, I.A. Matveenko*

**ПРОБЛЕМЫ ПОДГОТОВКИ КАДРОВ. СЛОВО ОБ УЧИТЕЛЕ. К 100-ЛЕТИЮ РОЖДЕНИЯ ПРОФЕССОРА В.К. ЧЕРЕПНИНА**

Вехи
*В.А. Домаренко, Е.Г. Язиков, Л.П. Рихванов* ..... 778

Организация и подготовка специалистов в области урановой геологии на кафедре геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета
*Е.Г. Язиков, Л.П. Рихванов* ..... 781

Наша совместная работа с В.К. Черепниным на кафедре в 60-е годы XX столетия
*А.Д. Ножкин* ..... 784

Учитель, товарищ
*В.Г. Крюков* ..... 790

В.К. Черепнин – учитель, воспитатель, организатор
*В.Г. Язиков* ..... 794

Имею честь
*И.В. Кучеренко* ..... 795

Светлая память
*Ю.М. Страгис* ..... 797

Геологи умеют ценить
*Г.Л. Корюкин* ..... 798

Лектор – учитель. Глазами студента-разведчика и преподавателя факультета – института
*А.Ф. Коробейников* ..... 799

Наш известный неизвестный В.К. Черепнин (забытые фотографии)
*В.А. Домаренко* (коллаж) ..... 800

**Summary** ..... 807

**TRAINING PROBLEMS. THE WORD ABOUT THE TEACHER. TO THE 100 ANNIVERSARY OF THE BIRTH OF PROFESSOR V.K. TCHEREPNIN**

Milestones
..... *V.A. Domarenko, E.G. Yazikov, L.P. Rikhvanov*

Organization and training of specialists in uranium geology at the department of geoecology and geochemistry of Tomsk polytechnic univercity
..... *E.G. Yazikov, L.P. Rikhvanov*

Наша совместная работа с В.К. Черепниным на кафедре в 60-е годы XX столетия
..... *А.Д. Ножкин*

Учитель, товарищ
..... *В.Г. Крюков*

В.К. Черепнин – учитель, воспитатель, организатор
..... *В.Г. Язиков*

Имею честь
..... *И.В. Кучеренко*

Светлая память
..... *Ю.М. Страгис*

Геологи умеют ценить
..... *Г.Л. Корюкин*

Лектор – учитель. Глазами студента-разведчика и преподавателя факультета – института
..... *А.Ф. Коробейников*

Наш известный неизвестный В.К. Черепнин (забытые фотографии)
..... *В.А. Домаренко* (коллаж)

..... **Summary**

# ПРЕДИСЛОВИЕ
# INTRODUCTION

В календаре 2016 г. много знаменательных дат, в том числе это год 120-летия открытия гражданином Франции Анри Беккерелем явления радиоактивности и 120-летия утверждения российским императором Николаем II решения Государственного Совета об учреждении Томского практического технологического института (ТТИ), ныне Национального исследовательского Томского политехнического университета (ТПУ), ставшего первым высшим техническим учебным заведением на обширном пространстве России – от Волги до Тихого океана.

Открытие явление радиоактивности и носителей этого явления – радиоактивных элементов, изменило ход естествознания и дало человечеству источник энергии небывалой силы. *"С надеждой и опасением,* – писал великий русский ученый В.И. Вернадский в 1910 г., – *всматриваемся мы в нового союзника и защитника*". И он, как мы видим сейчас, через столетие, был абсолютно прав.

Открытие ТТИ дало толчок необычайному интеллектуальному и социально-экономическому развитию Сибири, да и всему государству Российскому. Наконец-то сбылась мечта многих общественных деятелей Сибири, утверждавших, что "*Сибирь, 330 лет сиднем сидевшая на своих богатствах, парализованная невежеством, инертностью, познавшая себя, несомненно, проявит всю мощь своих дремлющих сил в строительстве своей жизни и духовной, и материальной"* (из речи П.И. Макушина на открытии Института исследования Сибири, 1918 г.). Трудно назвать то или иное направление развития науки и техники в нашей стране, к которому не были бы причастны сотрудники и выпускники ТПУ – преемника ТТИ.

За 120-летнюю историю вуз подготовил 167 тысяч специалистов, среди которых более 50 Героев Социалистического Труда, 30 лауреатов Ленинской премии, свыше 300 лауреатов Государственных премий СССР и Российской Федерации, более 80 действительных членов и членов-корреспондентов государственных академий наук СССР, союзных республик, России и стран СНГ, более 450 первооткрывателей месторождений полезных ископаемых.

Несмотря на то, что Париж и Томск разделяют многие тысячи километров, между этими двумя событиями: открытием явления радиоактивности и открытием ТТИ, есть несомненная связь. Достаточно сказать, что в ознаменование 100-летия со дня открытия явления радиоактивности, именно в ТПУ была проведена I Международная конференция "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека", положившая начало целой серии конференций. В 2016 г. мы проводим уже пятую, можно сказать юбилейную, конференцию по обозначенной выше тематике.

Имеющиеся архивные материалы позволяют утверждать, что в Томске с самого начала исследований явления радиоактивности ими занимались не менее активно, чем в Москве, Санкт-Петербурге и Одессе. К пионерам исследований радиоактивности и радиоактивных элементов в Сибири можно отнести ректоров вузов Том=ска Н.А. Гезехуса, Н.И. Карташова, профессоров ТТИ и ТГУ П.П. Орлова, В.С. Титова, Д.В. Алексеева, П.П. Пилипенко, П.П. Гудкова, М.Н. Соболева, В.А. Обручева и других.

Вторая волна исследований в этой области науки связана с открытием в Томске Сибирского физико-технического института (СФТИ), программа работы которого определялась с участием будущего руководителя "атомного проекта" страны И.В. Курчатова. В этот период времени проблемами радиоактивности занимались профессора П.С. Тартаковский, М.И. Корсунский, Д.Д. Иваненко, В.Д. Кузнецов, В.П. Чехов, М.П. Орлова и др. В стенах СФТИ начинал свою научную деятельность будущий легендарный ректор Томского политехнического института (ТПИ) А.А. Воробьев.

Свое наибольшее развитие в Томске научные исследования по ядерной тематике получили в послевоенный период. Строительство Сибирского химического комбината, открытие Физико-технического факультета ТПИ для подготовки кадров для комбината и ядерного комплекса страны: физиков-реакторщиков, химиков-технологов, геологов-уранщиков и др., создание при ТПИ НИИ ядерной физики, строительство исследовательского ядерного реактора, синхротрона "Сириус", серии циклотронов, бетатронов и других ядерно-физических установок – это все звенья одной цепи, связанной с исследованиями и использованием радиоактивности.

Вузы Томска и, прежде всего ТПИ, стали кузницей кадров для атомной отрасли. Много ученых и специалистов в Томске и его городе-спутнике Северске (ранее – Томск-7) занимались и занимаются проблемами, связанными с ядерной энергетикой, ядерными технологиями, радиоактивностью и радиоактивными элементами. Именно здесь, в Томске, 62 года назад (приказ от 29,09,1954 г.) была начата подготовка специалистов в области геологии, поисков и разведки руд редких и радиоактивных элементов, а 60 лет назад произошел пер-

вый выпуск этих специалистов, которые своим трудом обеспечили создание минерально-сырьевой базы урана в России, Казахстане, Узбекистане.

Стремительное время закрывает одни направления работы и открывает другие. Но по-прежнему, как и во времена В.И. Вернадского, актуальным остается вопрос о том, станет ли *"лучистая энергия" силой для защиты и для борьбы с поражающими нас несчастьями"* (Вернадский, 1914).

В материалах конференции публикуются доклады участников из более чем 10 стран мира и десятков городов и научных центров Российской Федерации. В них рассматриваются самые различные вопросы: от геохимии и геологии стратегического сырья до обращения с радиоактивными отходами. Зачастую материалы носят дискуссионный характер, но такова и цель конференции – вырабатывать согласованные подходы по развитию этого направления науки. Они могут не совпадать со взглядами тех или иных специалистов и управленцев ядерной отрасли. Но это искренние, обеспокоенные высказывания. И нам нужно выслушать всех участников конференции. Выслушать без предубеждения, без предвзятости, руководствуясь только здравым смыслом и искренним пониманием, что все это делается ради блага общества и любви к человеку.

Анализируя списки участников предыдущих четырех конференций, становится очевидным, что уходят люди, стоявшие у истоков ядерной программы страны, меняются руководители министерств, производств, но вопросы и нерешенные острые проблемы остаются, причем, многие из них уже, как говорится, "с бородой". Это особенно хорошо видно на примере резолюции первой Всесоюзной конференции по радиоактивности, которая состоялась в Ленинграде в октябре 1932 года. Она опубликована в материалах данной конференции в разделе "Из плена лет". Спустя 84 года мы говорим практически о тех же проблемах: сырьевой базе, технологиях переработки и получения материалов, влиянии и минимизации воздействия на живые организмы, подготовке кадров. Но сегодня, в XXI веке, мы вправе ожидать от предстоящих дискуссий новых, прорывных идей и предложений, качественно иного разговора о наиболее эффективных путях использования мирного атома в энергетике, промышленном производстве, транспорте, медицине, других сферах жизнедеятельности человека. Атом, как и Вселенная – неисчерпаемы для поиска и познания, человечество всегда будет стремиться сужать границы неведомого, пытаясь понять, как устроен мир и какую пользу можно извлечь из новых знаний. Явление радиоактивности, открытое всего-то сто двадцать лет назад, на самом деле лишь небольшой луч света, пробивающийся через приоткрытую дверь. Что мы увидим, если эту дверь распахнуть во всю ширь? С какими новыми вызовами и проблемами столкнемся? Как сделать так, чтобы нынешние и будущие открытия, разработки, технологии в атомной области человечество использовала во благо, а не во вред себе? Все эти вопросы, совсем не праздные, мы надеемся, будут всесторонне обсуждены на V Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". И пусть не все ответы будут найдены сразу, важно знать, куда и зачем мы идем, чего хотим. Радиоактивность – процесс распада атомных ядер. Мы должны, вопреки лексическому значению слова "распад", направить этот процесс в сторону "сборки" умов, объединения и взаимообмена лучших прогрессивных идей, теорий, практического опыта для обеспечения безопасного мира и устойчивого развития нашей цивилизации.

*Председатель Оргкомитета V международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека", ректор Национального исследовательского университета, доктор технических наук, профессор*
*П.С. Чубик*

*Заместитель Председателя Оргкомитета V международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека", профессор Национального исследовательского университета, доктор геолого-минералогических наук*
*Л.П. Рихванов*

*Члены Оргкомитета*

# ИЗ ПЛЕНА ЛЕТ

# ПЕРВАЯ РАДИОЛОГИЧЕСКАЯ ЛАБОРАТОРИЯ В РОССИИ *

Л.Л. Зайцева

# THE FIRST RADIOLOGICAL LABORATORY IN RUSSIA

L.L. Zaitseva

В дореволюционной России возникновение радиологических лабораторий было связано с изучением радиоактивности природных объектов страны. Первая радиологическая лаборатория в России была создана в Одессе в марте 1910 г. при Химическом отделе Одесского отделения Русского технического общества. Химический отдел, организуя по собственной инициативе радиологическую лабораторию, считал необходимым создание в нашей стране специальных учреждений, исследующих радиоактивность, для того чтобы русские ученые имели возможность изучить свойства радия и использовать радий в различных областях науки. В задачи этой первой радиологической лаборатории России входили:

1) изучение явлений радиоактивности в научном и практическом отношениях;
2) изучение химического, физического и биологического действия радиоактивных веществ;
3) исследование радиоактивности вод, грязей, почв, атмосферы, горных пород и минералов России;
4) конструирование, эталонирование и проверка различных приборов, применяемых при изучении явлений радиоактивности;
5) изготовление и проверка активности различных радиоактивных препаратов и растворов;
6) ознакомление химиков, физиков, врачей и других специалистов с методами исследования явления радиоактивности;
7) популяризация основ учения о радиоактивности путем чтения публичных лекций и демонстрации опытов, а также путем издания периодического органа и книг по радиоактивности.

Однако основной целью лаборатории было исследование радиоактивности русских минеральных вод, почв и грязей [1].

Руководителем Одесской радиологической лаборатории являлся Е.С. Буркcер (род. 4 августа 1887 г.) [2]. Стремясь к созданию лаборатории на высоком техническом уровне, Одесское отделение РТО командировало Е.С. Буркcера во Францию, Бельгию и Германию. Целью командировки в Германию было ознакомление с аппаратурой для радиометрических исследований. В Бельгии во время посещения Всемирной выставки в Брюсселе Е.С. Буркcер ознакомился с отделом радиологии, созданным французскими учеными [3]. Во Франции Е.С. Буркcер консультировался по вопросам организации радиологической лаборатории с Марией Кюри и проф. Силлардом.

Царское правительство не выделило никаких средств для организации этой первой радиологической лаборатории, поэтому помещение было невелико [4, 5]. Приборов для измерения радиоактивности также было мало, да и состав лаборатории был очень немногочислен.

Несмотря на ограниченные возможности, Одесская радиологическая лаборатория приступила к выполнению своей основной задачи – исследованию радиоактивности минеральных источников, почв и грязей России. Одновременно, с целью изучения радиоактивных минералов, лаборатория разослала в 1910 г. по всей России около 500 экземпляров циркулярного письма с просьбой о присылке для бесплатного исследования минералов и руд, в которых предполагается наличие радиоактивных элементов. К письму были приложены таблицы руд урана и тория.

Начинание радиологической лаборатории вызвало огромный интерес, и из многих, даже отдаленных районов России в лабораторию начали поступать образцы руд, минералов, горных пород и других природных объектов. Так возник первый центр по изучению радиоактивности в России.

Одесская радиологическая лаборатория проводила как лабораторные, так и экспедиционные исследования по радиоактивности природных объектов главным образом юга России. Еще в октябре 1910 г., получив необходимые приборы, лаборатория приступила к измерению радиоактивности различных вод. Так как при этих измерениях необходима (для сравнения) неактивная вода, Е.С. Буркcер вначале определил радиоактивность одесской водопроводной воды и нашел, что она может быть использована в качестве неактивной воды после предварительного кипячения [6]. Кроме того, в этом же году в лаборатории была измерена радиоактивность некоторых почвенных вод. В январе 1911 г. Е.С. Буркcер начал исследование радиоактивности одесских лиманов – Хаджибейского и Куяльпицкого (Андреевского) [7]. Выбор этих объектов объясняется тем, что с 1904–1905 гг., когда радиоактивность грязи этих лиманов была установлена профессорами И.И. Боргманом [8–10] и А.П. Соколовым [11, 12], новых исследований их не производилось. Полевые исследования на лиманах проводились с марта по сентябрь, а лабораторные исследования рапы, ила, а также горных пород, окружающих Одессу, производились осенью и зимой 1911 г. Летом 1911 г. лабораторией были открыты отделения в городских лечебных заведениях, размещавшихся на лиманах. Всего в процессе исследования одесских лиманов было произведено около 300 измерений радиоактивности вод, ила, горных пород и т.д.

* Печатается по статье Л.Л. Зайцевой, опубликованной в Трудах Института истории естествознания и техники. Т. 19 "История физико-математических наук". М. : Издательство Академии Наук СССР, 1957. С. 197–214.

Для ознакомления широкой публики с радиоактивными веществами и методами их исследования лаборатория приняла участие в выставке 1910 г., состоявшейся в Одессе, на которой экспонировала коллекции радиоактивных веществ, большое число радиографий, а также таблиц [13]. Радиологическая лаборатория участвовала и в выставке 1911 г., также состоявшейся в Одессе.

Активную роль во всей деятельности лаборатории играл Е.С. Бурксер. Еще будучи студентом Новороссийского университета, он заинтересовался проблемами радиоактивности. Этот интерес привел его в 1906 г. в Париж на лекции Марии Кюри. Вернувшись на родину, он прочел в 1908–1909 гг. ряд публичных лекций о радиоактивности в Одессе, Николаеве и других городах, а также ряд докладов в студенческом кружке при Новороссийском университете. Все эти лекции и доклады Е.С. Бурксера печатались на страницах журнала "Физик-любитель" и были изданы в виде отдельной брошюры в 1909 г. [14]. Вскоре после создания радиологической лаборатории, в 1910–1911 гг., он сделал около 15 докладов и сообщений по различным вопросам радиоактивности на заседаниях Химического отдела Одесского отделения РТО и общих собраниях отделения [15], а также написал много статей по радиоактивности [16]. Большую роль в популяризации основных вопросов радиоактивности сыграл издаваемый лабораторией журнал [17], первый номер которого вышел в мае 1911 г. В течение 1911–1913 гг. вышло шесть номеров журнала, в которых были опубликованы не только основные исследования Одесской радиологической и химической лабораторий, но также регулярно печатались рефераты русских и иностранных работ по актуальным проблемам радиоактивности.

Под влиянием акад. В.И. Вернадского направление исследований лаборатории приняло геохимический характер. В 1911 г., вскоре после выступления акад. Вернадского о необходимости систематического изучения радиоактивности минералов, вод, воздуха и минеральных источников России [18], Совет Химического отдела Одесского отделения РТО признал необходимым расширить деятельность радиологической лаборатории. Была намечена организация экспедиций в различные места России для изучения радиоактивности минеральных води нахождения радиоактивных минералов. В декабре 1911 г. Бурксер предложил организовать экспедицию для изучения радиоактивности минеральных источников Кавказа, наметив сначала исследование вод Тифлиса, Абас-Тумана и Боржома [19].

В начале 1912 г. был составлен план экспедиции, по которому намечалось иметь в ее составе химика, радиолога и горного инженера. Однако организацию экспедиции затрудняло отсутствие необходимых средств. Поэтому Одесское отделение РТО возбудило перед Академией наук ходатайство об одобрении плана работ радиологической лаборатории и об оказании содействия экспедиции, а также обратилось за материальной помощью в управления соответствующих курортов Кавказа [20, 21]. После получения необходимых средств был решен вопрос о составе экспедиции. В состав ее вошли: профессор Новороссийского университета, директор химической лаборатории С.М. Танатар, заведующий радиологической лабораторией Е.С. Бурксер и горный инженер, преподаватель Горного института в Екатеринославе И.И. Танатар. В конце июня члены экспедиции, кроме проф. С.М. Танатара, производившего химические анализы привезенных проб, выехали на Кавказ вместе с двумя студентами. В задачи экспедиции входило не только исследование радиоактивности минеральных источников Тифлисской губернии, но и установление причин их радиоактивности путем исследования радиоактивности отложений и горных пород.

Свою работу экспедиция начала в районе Боржома, где определялась радиоактивность Екатерининского и Евгениевского источников, а также Садгерских, Цагверских, Либанских, Цихис-Джварских и источников Бери-Цхаро. Кроме того, были исследованы родники на горе Цхра-Цхаро. Закончив исследования боржомских источников, экспедиция произвела измерения радиоактивности источников вблизи железной дороги в районе Сурамского тоннеля. В Тифлисе были произведены определения радиоактивности источников в районе Сеид-Абадской горы и двух источников на левом берегу Куры, а также взяты пробы рапы и грязей Авлабарских озер. В Абас-Тумане определялась радиоактивность Змеиного, Богатырского и Золотушного минеральных источников. В Махинджаури, около Батума, изучалась радиоактивность серного источника.

Свои исследования экспедиция закончила 15 августа 1912 г. В результате этих исследований была определена на месте радиоактивность около 60 минеральных источников Тифлисской губернии и Батумской области, причем было установлено, что наиболее радиоактивными являются теплые (+20°, +32°) сернистые источники вследствие содержания в них эманации радия. Радиоактивность всех исследованных минеральных источников оказалась небольшой (0–2,77 ед. Махе). Зависимости между температурой вод и их радиоактивностью найти не удалось. Подводя итоги работ экспедиции, Е.С. Бурксер указал, что воды одного происхождения обладают почти одинаковой радиоактивностью. Одновременно он отметил, что протекание воды по длинным водопроводам или по поверхности пород, способствуя удалению растворенных в ней газов, уменьшает величину их радиоактивности. Была обнаружена также высокая радиоактивность отложений Екатерининского и Евгениевского источников, зависящая от наличия в них радия [22]. В дальнейшем Бурксер определил количественное содержание радия и тория в этих отложениях и предположил, что их высокая радиоактивность вызывается адсорбцией радиоактивных элементов из воды коллоидными частицами [23].

В сентябре 1912 г. В.И. Вернадский на заседании Физико-математического отделения Академии наук представил письмо Е.С. Бурксера, в котором сообщалось о результатах экспедиции. При этом Вернадский отметил, что экспедиция Одесского отделения РТО, производя свои исследования при содействии и помощи Академии наук [24], обнаружила незначительную активность многих минеральных источников Кавказа и не на-

шла там радиоактивных веществ, что совпало с результатами работ экспедиции Академии наук, занимающейся поисками радиоактивных минералов Кавказа [25].

Необходимо указать также на большое число лабораторных исследований, проводившихся Одесской радиологической лабораторией в 1912 г. Так, в начале 1912 г. Е.С. Буркером с сотрудниками было предпринято исследование радиоактивности горных пород России, доставленных в лабораторию 20. Изучались также образцы минералов, поступившие из Приморской и Якутской областей, Маньчжурии и других мест России [27]. Радиоактивных минералов обнаружено не было, а радиоактивность исследованных горных пород оказалась небольшой.

В апреле 1912 г. Е.С. Буркер и Г.К. Савченко-Бельский начали определение радиоактивности некоторых русских минеральных вод, разлитых в бутылки [28]. Поводом к этой работе послужила статья П.Г. Мезерпицкого, в которой автор указал на довольно высокую активность (1–4 ед. Махе) исследованных им минеральных вод, разлитых в бутылки [29]. Решив проверить эти результаты, Е.С. Буркер и Г.К. Савченко-Бельский определяли радиоактивность вод Боржома, Ессентуков № 18, 20, 4, б, Нарзана и других минеральных вод, исследованных ранее П.Г. Мезернидким. Они нашли, что радиоактивность минеральных вод, разлитых в бутылки, крайне незначительна (0,02–0,3 ед. Махе). Сообщая об этом В.И. Вернадскому, Буркер отметил, что в работе Мезерницкого, очевидно, имеется ошибка.

В мае 1912 г. Е.С. Буркер совместно с Г.К. Савченко-Бельским определяли радиоактивность воды, взятой из колодца, находящегося на берегу Хаджибейского лимана [30].

Осенью 1912 г. сотрудники Одесской радиологической лаборатории исследовали в основном образцы горных пород и отложений, собранные экспедицией на Кавказе.

Как уже упоминалось выше, радиологическая лаборатория постоянно нуждалась в средствах для проведения работ. Поэтому Химическим отделом Одесского отделения РТО для сбора средств на содержание лаборатории, а также в целях ознакомления интересующихся с основами радиоактивности в 1912 г. были организованы как систематические, так и отдельные публичные лекции по радиоактивности и несколько лекций по другим научным вопросам. Так, Е.С. Буркер прочел лекцию, посвященную радию и его применению в медицине, и пять систематических лекций по радиоактивности; проф. С.М. Танатар прочел лекцию "О горении" и т.д. Всего указанные лекции посетило около 2000 человек.

С февраля 1912 г. Е.С. Буркер приступил к чтению курса по радиоактивности, организованного при Одесской радиологической лаборатории. Слушателями курса были врачи, студенты, учащиеся технических учебных заведений и т.п. (около 100 человек). Всего было прочитано с февраля, но апрель 1912 г. девять лекций [31], сопровождавшихся опытами, демонстрацией препаратов и диапозитивов. Сохранилась программа этого курса, являющегося одним из первых курсов лекций, по радиоактивности, читавшихся в дореволюционной России, содержание которой мы приводим полностью:

"Понятие об ионах. Образование ионов. Ионизирующие факторы. Массы и заряды ионов. Молизация ионов. Ток насыщения.

Прохождение электрического тока через разреженные газы. Катодные лучи. Электрон. Положительные лучи. Лучи Рентгена.

Открытие радиоактивности. Химические и физические свойства урана. Способы обнаружения излучения урана. Фотографический метод исследования. Электрический метод исследования. Электроскопы. Электрометры.

Радиоактивность тория. Радиоактивность как свойство атома. Радиоактивные минералы. Аномалия смоляной руды.

Открытие радия, полония и актиния. Понятие о добывании радия. Химические свойства радия. Отношение его к магнитному и электрическому полю. Фосфоресценция, химические действия и другие эффекты, вызываемые радием.

Свойства а-лучей. Природа а-частиц. Поглощение а-лучей. 3-лучи радия. Природа (3-частиц. Прохождение (3-лучей через материю и их поглощение, у-лучи радия.

Нанесение на поверхность капсулы солей радия. Дозировка лучеиспускания. Эталоны радия. Растворы солей радия.

Физиологические действия излучений радия.

Явление радиоактивной индукции. Ее природа. Эманация радия (нитон). Физические и химические свойства нитона. Изменение радиоактивности питона со временем. Физиологические и химические действия нитона. Эманаторы. Растворы нитона и их дозировка. Эталоны и единицы. Опыты Рамзая с нитоном. Атомный вес нитона.

Ход распада атомов радия. Полоний. Происхождение радия. Ионий. Распад атомов урана и тория. Радиоторий и мезоторий. Состав радиоактивных руд.

Ряд актиния.

Возраст радиоактивных минералов и их распространение на земле. Методы исследования радиоактивности воздуха, вод, минералов и горных пород. Обзор приборов. Радиоактивность минеральных источников и лечебных грязей России и Западной Европы.

Проникающее лучеиспускание.

Радиоактивность калия и рубидия. Явление псевдорадиоактивности. Современные воззрения на причину распада атомов. Специальное законодательство".

Как видно из приведенной программы, курс лекций Е.С. Буркера представлял интерес не только для врачей, но и для химиков, физиков и других специалистов, стремившихся овладеть основами радиоактивности.

В течение 1912 г. Е.С. Буркер сделал также ряд сообщений и докладов по различным вопросам радиоактивности на заседаниях Химического отдела Одесского отделения РТО.

Экспедиция 1912 г. по исследованию радиоактивности минеральных источников Тифлисской губернии и Батумской области была только первым этапом работ, проводимых Одесской радиологической лабораторией на Кавказе. Считая необходимой организацию подобных исследований и в других областях Кавказа, Одесское

отделение РТО обратилось в Академию наук с письмом, в котором сообщало о предполагаемой второй радиологической экспедиции для изучения радиоактивности минеральных источников в пределах Терской и Кубанской областей, а также Черноморской и Бакинской губерний. Эта экспедиция могла бы не только помочь выяснению вопроса о зависимости между радиоактивностью вод и горных пород, а также между радиоактивностью вод и их составом, и температурой, но и явиться разведкой в отношении радиоактивных руд Кавказа. Для организации указанной экспедиции требовалось более 9000 рублей, однако такой суммой Одесское отделение РТО не располагало. Поэтому Совет Одесского отделения РТО просил Академию наук ходатайствовать перед министром торговли и промышленности об ассигновании им 5000 рублей. Академия наук поддержала ходатайство и обратилась к министру с просьбой о предоставлении этому обществу 5000 рублей [32]. Однако, несмотря на поддержку Академии наук, просьба Одесского отделения РТО была отклонена [33]. Из-за отсутствия достаточных средств Одесское отделение РТО смогло организовать в июне 1913 г. радиологическую экспедицию лишь для изучения радиоактивности источников и горных пород ряда местностей Черноморского побережья Кавказа, а также для производства дополнительных исследований в Боржоме. Необходимые средства для проведения экспедиции были ассигнованы Управлением курорта Боржом и климатической станцией Гагры. В состав экспедиции вошли: заведующий радиологической лабораторией Е.С. Буркер, сотрудник этой же лаборатории О.Ф. Клефнер, геолог В.В. Дубя некий и В.В. Буркер. В работах экспедиции принимал участие лаборант Томского технологического института К.П. Гринаковский.

Экспедиция исследовала радиоактивность источников и горных пород Гагр и их окрестностей, причем из 12 исследованных ими источников и 13 горных пород наиболее радиоактивными оказались некоторые теплые источники Гагрипша, а из; горных пород – образцы глин, в то время как образцы известняков и мергелей были слабо радиоактивны, что полностью совпадало со слабой радиоактивностью вытекающих из них источников [34]. Изучая радиоактивность сернистого источника в Сухуми [35] и мацестинских источников и обнаружив сравнительно высокую радиоактивность последних, Буркер пришел к заключению, что она обусловлена вымыванием радиоактивных веществ из горных пород, легко разрушающихся под воздействием сернистых вод [36]. Боржомские источники вновь исследовались Буркером в июне 1913 г., причем, кроме определения радиоактивности исследованных ранее источников, им были исследованы четыре новых источника, обнаруженные зимой 1912 г. – весной 1913 г. [37] Одновременно исследовались и некоторые источники в окрестностях Боржома (9-й Цагверский и у селения Двири); их радиоактивность оказалась сравнительно небольшой.

Летом 1913 г. в Тифлисе состоялся XIII съезд русских естествоиспытателей и врачей, на котором Е.С. Буркер выступил с двумя докладами. Один из этих докладов был посвящен итогам радиологической экспедиции 1912 г., а второй – основным задачам и деятельности Одесской радиологической лаборатории.

XIII съезд русских естествоиспытателей и врачей сыграл определенную роль в деле дальнейшего развития исследований по радиоактивности в России. Выступая на этом съезде с докладом о радиоактивных свойствах эльтонских лечебных грязей, профессор Николаевского университета В.Д. Зернов по поручению Саратовского общества естествоиспытателей поднял вопрос о планомерном изучении радиоактивности нашей страны [38]. Выступление В.Д. Зернова привлекло внимание съезда. В процессе обсуждения перспектив радиоактивных исследований в России подчеркивалась не только необходимость планомерного изучения страны в отношении ее радиоактивных богатств, но и необходимость разработки общих методов радиоактивных исследований.

На съезде было выдвинуто предложение о создании центрального учреждения для изучения радиоактивности в России. Таким учреждением, но мнению некоторых участников съезда, могла бы быть Одесская радиологическая лаборатория. Однако Е.С. Буркер заявил, что инициатором в деле исследования радиоактивности в России является академик В.И. Вернадский, организовавший при Академии наук "Радиевую комиссию", которая и должна быть центральным учреждением, направляющим и объединяющим работы всех русских радиологов.

В связи с докладами В.Д. Зернова, Е.С. Буркера и др. на объединенном заседании секций физики, химии, физической географии и геологии, по предложению проф. И.А. Каблукова [39], было принято постановление о необходимости созыва Всероссийского съезда по радиологии (съезд по радиологии до революции созван не был, по-видимому в связи с первой мировой войной) с целью объединения методов исследования и организации планомерного изучения радиоактивных явлений в России [40].

В этот период Одесская радиологическая лаборатория уже получала для исследования образцы минералов, руд и других природных объектов не только из Европейской и Азиатской России, но даже и из государств Ближнего Востока. В течение 1913 г. в лабораторию поступило большое количество минералов из различных мест России, а также из Турции и Болгарии. Кроме того, были привезены образцы горных пород, собранных во время радиологической экспедиции 1913 г. на черноморском побережье Кавказа, изучение радиоактивности которых началось осенью 1913 г. В 1913 г. в лаборатории (в помещении для сильно радиоактивных веществ) были произведены опыты по выделению полония и радия из ферганской радиоактивной руды. По поручению Химической лаборатории РТО в Петербурге, Одесская радиологическая лаборатория производила определение содержания радиоактивных веществ в воде из буровой скважины, а по поручению проф. В.Ф. Снегирева – исследование радиоактивности грязи Эльтонского озера и четырех образцов почвы.

Таким образом, несмотря на то, что в радиологической лаборатории, помимо Е.С. Буркера, в 1913 г. зани-

мались исследованиями только три человека, к тому же работавших без вознаграждения (О-Ф. Клефнер, С.Н. Зайцев и Г.К. Савченко-Бельский), лабораторией была проведена значительная работа по изучению радиоактивности природных объектов страны. Следует отметить, что наряду с обширными лабораторными и экспедиционными исследованиями в 1913 г. в Одесской радиологической лаборатории началась практическая подготовка специалистов по радиоактивности. Заведующий лабораторией Е.С. Буркер не только прочел в начале 1913 г. курс по радиоактивности, но и приступил во второй половине декабря к руководству практическими занятиями [41], в которых приняли участие М.А. Пихтин, З.А. Охрименко и студент П.К. Зайцев [42].

Одесское отделение РТО и, в особенности, радиологическая лаборатория приняли в 1913 г. большое участие в популяризации радиоактивности. Так, С.И. Ратнер на заседании Химического отдела сделал доклад на тему: "Явление радиоактивной отдачи", а Е.С. Буркер сделал сообщение, посвященное эволюции радиоактивных элементов [43]. Е.С. Буркер прочел также публичную лекцию в пользу радиологической лаборатории на тему: "Радий и мезоторий и их практическое применение".

Особенно много внимания научно-популяризаторской деятельности уделил Е.С. Буркер в 1914 г., прочитав в Москве, Полтаве, Тирасполе, Елисаветграде, Херсоне и Кишиневе ряд лекций о свойствах и значении радия. Кроме того, в Кишиневе Е.С. Буркер произнес на юбилейном заседании Общества естествоиспытателей речь, посвященную значению радия и необходимости его изучения [44]. Следует отметить, что в 1914 г. на заседаниях Химического отдела и общих собраниях Одесского отделения РТО Е.С. Буркер сделал несколько докладов и сообщений по радиоактивности, тематика которых весьма разнообразна. Его доклады и сообщения были посвящены развитию радиологии в России, технологии радия, радиоактивным элементам и растениям, применению радиоактивных веществ в медицине и т.д. [45].

В соответствии с намеченным планом изучения радиоактивности источников и лечебных грязей юга России, в 1914 г. Одесской радиологической лабораторией были произведены исследования лечебных грязей Сакского, Мойнакского и Эльтонского озер, Сухого лимана и др. Летом 1914 г. определение радиоактивности природных объектов производилось не только в лаборатории, но и на местах. Так, сотрудники лаборатории в течение лета исследовали радиоактивность источников и горных пород в Нижне-Ломовском уезде Пензенской губернии.

В июле 1914 г. Одесская радиологическая лаборатория начала исследования радиоактивности источников и горных пород в районе Приднестровья, Подольской и Бессарабской губерний. Однако эти исследования пришлось прервать в связи с первой мировой войной [46]. Война сильно сказалась на деятельности лаборатории, но, несмотря па это, в 1914 г. сотрудниками лаборатории был проведен ряд исследований по различным разделам радиоактивности. Так, доктор М.А. Мисиков изучал действие радиоактивных веществ на бактерии. О.Ф. Клефнер исследовал радиоактивность иностранных минеральных вод, разлитых в бутылки. Е.С. Буркер в сентябре 1914 г. приступил к разработке метода определения радиоактивности лечебных грязей и горных пород. Кроме того, для изыскания новых источников лучистой энергии Буркер совместно с проф. С.М. Танатаром занимался исследованием ионизации, наблюдаемой при химических реакциях.

В этот период в Одесской радиологической лаборатории начали заниматься технологией радия. Ферганское общество для добычи редких металлов пожертвовало радиологической лаборатории 500 кг радиоактивных остатков, полученных при обработке ферганской урано-радиевой руды. С мая 1914 г. сотрудники лаборатории при содействии директора Газового завода К.О. Гассельблата начали проводить на заводе работы по извлечению радия из этих отходов, рассчитывая в дальнейшем создать первый русский радиевый завод. В результате указанных работ был получен радиоактивный хлористый барий, дробная кристаллизация которого должна была производиться в 1915 г. Однако опыты по извлечению радия из ферганской руды были продолжены уже при советской власти в Украинском химико-радиологическом институте [47].

Успешное применение радия и мезотория в медицине побудило Одесскую радиологическую лабораторию усилить работу и в этой области. В лаборатории еще в 1913 г. было начато изучение действия радиоактивных веществ на растения и животных, а в 1914 г. при радиологической лаборатории началась организация специального биологического отдела.

На заседаниях Химического отдела и на общих собраниях Одесского отделения РТО часто ставились доклады, посвященные применению радиоактивных веществ в медицине. В 1914 г. Е.С. Буркер па общем собрании отделения сделал доклад: "Возможность устройства радиокурортов в. России", а доктор М.Л. Мисиков – доклад на тему: "Применение вод радиоактивных источников и грязей в медицине". Кроме того, М.А. Мисиков прочел в 1914 г. в Одессе лекцию о лечении радием злокачественных новообразований.

В 1914 г. в Петрограде состоялся Первый Всероссийский съезд, но борьбе с раковыми заболеваниями [48], в котором приняли участие и представители Одесской радиологической лаборатории М.А. Мисиков и Е.С. Буркер, представивший съезду доклад, посвященный работе Одесской радиологической лаборатории [49]. Ознакомив участников съезда с основными задачами лаборатории, он подробно остановился на деятельности радиологической лаборатории, связанной с применением радиоактивных веществ в медицине. Е.С. Буркер отметил, что организация курса радиологии, прочитанного им в 1912 и 1913 гг., была вызвана интересом местных врачей к применению радия в медицине. Отсутствие в Одессе прибора для получения растворов эманации радия для нужд клиник и больниц побудило создать при радиологической лаборатории особую комиссию из физиков и врачей, выработавшую проект организации изготовления радиоактивной воды. На пожер-

твованные деньги был построен эманатор, при помощи которого Одесская радиологическая лаборатория еще с февраля 1912 г. начала изготовлять радиоактивную воду для лечебных целей и научных исследований. Е.С. Бурксер сообщил также, что Одесская лаборатория подняла в Совете РТО вопрос о необходимости приобретения нескольких дециграммов радия для лабораторных исследований и применения в медицине. Для обсуждения этого вопроса Советом было созвано совещание из представителей Новороссийского университета, медицинских и естественно-исторических обществ, а также представителей города и земства. Совещание высказалось за приобретение для Одессы 300 мг радия [50] и за создание "Лиги борьбы против раковых заболеваний". Свой доклад Е.С. Бурксер закончил следующими словами: "Создание и Одессе специальной клиники для лечения рака лучистой энергией дополнит начатое в России дело научного и практического изучения радия и даст нам право, в связи с расширением лаборатории в смысле постановки учебной части, преобразовать ее в Радиологический институт, который станет центром радиологии для юга России".

И действительно, после победы Октябрьской революции руководимая Е.С. Бурксером Одесская радиологическая лаборатория была преобразована в 1921 г. в Институт прикладной химии и радиологии, а в 1925 г. – в химико-радиологический институт, ставший центром радиологии на юге страны.

В 1915 г. Одесская радиологическая лаборатория в основном занималась изучением радиоактивности лечебных вод и грязей юга России. В январе 1915 г. на съезде по улучшению отечественных лечебных местностей Е.С. Бурксер выступил с докладом, посвященным исследованиям радиоактивности русских источников и лечебных грязей [51]. Рассмотрев в этом докладе все основные работы русских ученых по определению радиоактивности источников и лечебных грязей России, он указал на неполноту произведенных исследований и заявил о необходимости проведения систематических радиологических работ по изучению источников, грязей и горных пород всей России. Е.С. Бурксер доложил съезду, что организацию таких работ на юге страны может взять на себя Одесское отделение РТО, располагающее специалистами и необходимыми приборами. Докладчик отметил далее, что исследования в этом направлении должны были проводиться в 1914 г. в пределах Бессарабской, Подольской и Таврической губерний, но начавшаяся война и отчасти недостаток средств помешали выполнению намеченного плана. При первой возможности план работы на юге России будет выполнен, причем в район исследований, кроме указанных губерний, в течение ближайших двух-трех лет будут включены Херсонская, Волынская и Екатеринославская губернии, а также частично и область Войска Донского. Рассказав о будущих работах, Е.С. Бурксер подчеркнул, что для осуществления изложенного им плана научных исследований нужны большие средства. "Одесское отделение РТО рассчитывает, – говорил Бурксер, – что его начинание встретит поддержку со стороны Съезда в его ходатайстве о субсидии на означенные исследования со стороны правительства, а также, что не откажут в своей помощи городские и земские учреждения и научные организации". Е.С. Бурксер справедливо отметил, что, "когда аналогичные работы будут в дальнейшем произведены и в других местах нашего отечества, тогда только можно будет рассчитывать, что Россия, столь богатая разными полезными ископаемыми, будет обладать и выходами природных радиоактивных вод и может обзавестись собственными радиокурортами. Вместе с тем, может быть, трудами русских ученых удастся выяснить еще неизвестную зависимость радиоактивности вод от их состава, температуры и геологических условий местности" [52].

Следует отметить, что в целях дальнейшего изучения радиоактивности природных объектов юга России, Одесская радиологическая лаборатория разослала около 2 тысяч анкетных карточек. Такие анкеты были разосланы в Херсонскую, Бессарабскую, Таврическую, Екатеринославскую, Подольскую губернии с просьбой сообщить о наличии в том или ином районе минеральных источников и грязей и сообщить, подвергались ли они исследованиям [53]. Полученный с мест материал представлял значительную ценность и учитывался при составлении планом исследовательских работ лаборатории.

План работы на 1915 г. предусматривал как лабораторные исследования, так и исследования на местах, для чего была организована экспедиция в составе Е.С. Бурксера, З.Л. Охрименко, В.В. Бурксер и Г.К. Савченко-Бельского. Специальной комиссией в феврале 1915 г. для экспедиции была выработана схема исследований химических, физических и радиоактивных свойств грязей и вод.

Эта экспедиция произвела на средства, предоставленные городским и земским самоуправлениями, исследования на территории одесских лиманов [54], в Аккерманском и Измаильском уездах Бессарабской губернии [55], в окрестностях Бердянска [56] и Ногайска [57], а также в Саках [58, 59] и в Кубанской области. Исследования в Кубанской области были проведены по приглашению наказного атамана кубанского казачьего войска, финансировавшего эти работы.

О работах экспедиции Е.С. Бурксер писал В.И. Вернадскому: "... С средних чисел июня по настоящее время мы произвели (я и три моих сотрудника) обширные радиологические исследования источников юга России, лечебных грязей и воздуха.

Работы велись в Бессарабии: озеро Шаболотское, Бугаз, Таврич. губ.: озера Ногайские, Бердянские, Сакское. В Кубанской области: озера Тузлянские, Голубицкое, Баталпашинские, Бугаз Кубанский. Источники группы Горячего ключа, Семигорские, Запорожские, Красногорские, группа источников у подножья Эльбруса (высота до 3400 м) и др. В собранном материале в Кубанской области будут произведены определения содержания Ra, Th, Rb и K. Работы в Кубанской области будут продолжаться в 1916 и 1917 гг. ..." [61].

В конце декабря 1915 г. и начале января 1916 г. Е.С. Бурксер определял радиоактивность воды и растворенных в ней газов из буровой скважины в г. Миргороде [62].

Необходимо при этом указать, что при выполнении своих разнообразных исследований Е.С. Бурксер и руководимая им лаборатория стремились к решению не только бальнеологических проблем, но также и ряда теоретических вопросов, связанных с радиоактивностью. Во всех своих работах они стремились, например, определить зависимость радиоактивности вод от их состава и температуры и от радиоактивности горных пород.

В указанное время многие русские и иностранные ученые занимались исследованием радиоактивности грязей и горных пород, однако единого метода определения радиоактивности разработано не было. Е.С. Бурксер провел многочисленные исследования по разработке подобного метода, которые были им опубликованы в 1915 г. [63]. Подготовляя к печати статью об измерениях радиоактивности грязей и горных пород, Е.С. Бурксер писал В.И. Вернадскому:

"С сентября прошлого года до января 1915 г. я обследовал условия измерения радиоактивности грязей, пород в сухом виде по методу, которым пользуются очень многие в России и в Зап. Европе. Этот прием – измерение ионизации, вызываемой в конденсаторе 125 г. измельченного вещества, может быть полезен в тех случаях, когда необходимо быстро ориентироваться в радиоактивности различных образцов. Для получения сравнимых результатов необходимы тождественные условия измерения. Цель моей работы устранить разногласия в выражении результатов радиоактивности пород и грязей и возбудить интерес к количественному определению в них Ra и Th" [64].

В статье на эту тему Бурксер указывал, что ряд исследователей определяют радиоактивность грязей и горных пород в различных условиях, что влияет на результаты измерений. При записях результатов наблюдений радиоактивности также имеются разногласия. Поэтому Е.С. Бурксер, пользуясь прибором Энглера и Сивекинга, провел ряд опытов по установлению влияния массы, поверхности и толщины слоя породы на результаты измерения. Он нашел, что результаты измерения в большинстве случаев не пропорциональны массе. Далее им было показано, что на величину радиоактивности существенно влияют толщина слоя и величина поверхности, так как с увеличением толщины слоя и уменьшением поверхности ионизация, как правило, уменьшается. Бурксер установил, что измерения радиоактивности грязей, отложений и горных пород при помощи фонтактоскопа Энглера и Сивекинга дают только качественную характеристику радиоактивности вещества. Для сравнения результатов необходимо всегда брать одинаковое количество вещества, располагать его на одной и той же поверхности, а само измерение производить в одинаковых условиях. Для получения же точной характеристика радиоактивности грязей и горных пород нужно произвести определение содержания в них радия и тория или других элементов по методу измерения эманации. Из писем Е.С. Бурксера к В.И. Вернадскому видно, что вслед за изучением условий измерения радиоактивности грязей и горных пород Бурксер занялся разработкой метода определения в них радия и тория [65]. В это время Бурксер уже являлся членом Радиевой экспедиции Академии наук [66] и проводил исследования с горными породами по заданию акад. В.И. Вернадского, от которого он получил в Петрограде ряд образцов руд и горных пород. Наиболее интенсивно указанная работа проводилась в 1916 г., когда К.С. Бурксер совместно с Г.К. Савченко-Бельским перевели в раствор большинство полученных образцов и приступили к количественному определению радия в этих растворах радоновым методом [67].

К указанному периоду многими учеными были разработаны два различных метода количественного определения радия в породах по радону. Так, Джоли, Стретт, Флетчер, Бюхнер и др. предложили для этих целей метод растворения породы, а Эблер, Лоби и Джоли – более удобный и точный метод плавления.

Применить метод плавления Е.С. Бурксер не мог ввиду высокой стоимости аппаратуры. Поэтому, исходя из практических соображений, Е.С. Бурксер и Г.К. Савченко-Бельский избрали метод растворения [68]. По методике Бюхнера тонко измельченная порода сплавлялась с 4–6-кратным количеством смеси $K_2CO_3$+$Na_2CO_3$, затем сплав обрабатывался водой и производилось фильтрование полученного раствора. Нерастворенный остаток растворялся в HCl, потом упаривался досуха и снова растворялся уже в разбавленной HGl; оставшийся после всех этих операций нерастворимый остаток снова сплавлялся с $Na_2CO_3$ или NaOH и т.д.

В связи с тем, что при этом методе перевод породы в раствор идет очень медленно и не совсем удобен из-за больших объемов получающихся растворов, Е.С. Бурксер совместно с Г.К. Савченко-Бельским приступили к поискам более удобного метода. Заменив смесь $Na_2CO_3$+$K_2CO_3$ таким же количеством NaOH или KOH, они получили очень хорошие результаты и значительно сократили время растворения, что повлекло уменьшение конечных объемов растворов. Пользуясь этим методом, Е.С. Бурксер и Г.К. Савченко-Бельский определили содержание радия в 12 образцах грязей южно-русских озер, собранных во время экспедиции 1915–1916 гг., а также в ряде образцов пород и руд, полученных от В.И. Вернадского [69].

Они установили, что содержание радия в грязях такого же порядка, что и в осадочных породах, а из всех исследованных ими образцов руд и пород наибольшее содержание радия обнаружено в пегматите из Забайкалья.

Как сообщил нам Е.С. Бурксер, в 1916 г. были продолжены работы экспедиции в Кубанской области. В них приняли участие Е.С. Бурксер, Г.К. Савченко-Бельский, В.В. Бурксер, студент Московского университета В.И. Спицын и Н.В. Комар. Исследованиями были охвачены соленые водоемы Приазовского побережья, а также Убетекские озера и озеро Чумбурки около Анапы [70]. В течение 1915 и 1916 гг. Е.С. Бурксером и В.В. Бурксер были проведены измерения радиоактивности [71] воздуха в лечебных местностях побережья Черного и Азовского морей, в высокогорной части Кубанской области и в Астраханской губернии. Максимальные величины радиоактивности воздуха были получены на северных склонах Эльбруса на высоте 3500 м [72]. В 1916 г. были

проведены радиологические исследования озера Эльтон.

По предложению А.Е. Ферсмана, Одесская радиологическая лаборатория включилась в 1916 г. в работы, планируемые Комиссией сырья Комитета военно-технической помощи, и провела исследования месторождения целестина в Бессарабии, а также опыты получения магнезиальных солей из рапы Куяльницкого лимана. Эти работы финансировались Комитетом ВТП.

Подводя итоги работы Одесской радиологической лаборатории в досоветский период, отметим, что она не только сыграла выдающуюся роль в изучении радиоактивности природных объектов юга России. Являясь первой радиологической лабораторией страны, она уже в первые годы своего существования начала обслуживать ряд районов России и даже некоторых государств Ближнего Востока. Одесская радиологическая лаборатория наряду с изучением радиоактивности природных объектов страны решала и ряд других вопросов, связанных с технологией радиоактивных веществ, с применением их в медицине и т.д. Имея весьма ограниченные возможности, лаборатория издавала первый в России журнал по радиоактивности, а также провела большую работу в области теоретической и практической подготовки радиологов и научной популяризации основных идей радиоактивности. Большая заслуга в этом принадлежит Е.С. Буркеру, затратившему много энергии и труда для того, чтобы деятельность Одесской радиологической лаборатории способствовала развитию исследований по радиоактивности в дореволюционной России. Несмотря на то, что заведование лабораторией и редактирование радиологического журнала отнимало много времени, Е.С. Буркер усиленно занимался как в лаборатории, так и на местах экспериментальной работой по радиоактивности и уделял большое внимание педагогической деятельности, являясь одним из первых ученых дореволюционной России, читавших курс и руководивших практическими занятиями по радиологии. Кроме того, он считал своим гражданским долгом знакомить широкие массы со свойствами радиоактивных веществ и их значением.

Академик Б.И. Вернадский, давая в 1939 г. отзыв о работах проф. Е.С. Буркера в области геохимии, отметил его роль в деле развития исследований радиоактивности в России:

"Им <Е.С. Буркером. – Л.З.> был установлен, мне кажется, первый центр исследований по радиоактивности в нашей стране в геохимическом аспекте. В 1910 г. им была создана радиологическая лаборатория в Одессе несколькими месяцами раньше, чем создалась организация этих исследований в Ленинграде при Академии наук, сохранившаяся до сих пор в форме Государственного Радиевого Института..." [73].

***Литература***


1. *Буркер Е.С. Задачи и очерк деятельности радиологической лаборатории Одесского отделения РТО // Дневник XIII съезда русских естествоисп. и врачей. – 1913. – № 10. – С. 310.*
2. *Буркер Евгений Самойлович: биографическая справка [Электронный ресурс]. – URL: http://www.rujen.ru/index.php (дата обращения 27,07,2016).*
3. *Буркер Е.С. Радиология на Всемирной выставке 1910 г. в Брюсселе // Труды химич. и радиологии, лабораторий. – 1911. – № 1. – С. 12–14.*
4. *Буркер Е.С. Отчет радиологической лаборатории за 1910 г. // Труды химич. и радиол, лабораторий. – 1911. – № 2. – С. 24.*
5. *Буркер Е.С. Отчет радиологической лаборатории за 1911 г. // Труды химич. и радиологич. лабораторий. – 1912. – № 3. – С. 80.*
6. *Буркер Е.С. Радиоактивность одесской водопроводной воды // Вестник бальнеол., климатол. и физиотерапии. – 1911. – № 2–3. – С. 78–80.*
7. *Буркер Е.С. Исследование радиоактивности одесских лиманов // Труды химич. и радиологич. лабораторий. – 1911. – № 2. – С. 40–54.*
8. *Боргман И.И. Исследование некоторых русских целебных грязей в отношении радиоактивности // Журн. Русск. физ.-хим. об-ва (ЖРФХО). – 1904. – Т. 36. – С. 183–205.*
9. *Журн. Русск. физ.-хим. об-ва. – 1904. – Т. 36. – С. 219.*
10. *Боргман И.И. Радиоактивность некоторых русских целебных грязей (статья вторая) // ЖРФХО. – 1905. – Т. 37. – С. 63–74.*
11. *Соколов А.П. О радиоактивности газов Нарзана (Кисловодск), Елизаветинского источника (Пятигорск) и грязи Тамбуканского озера // Зап. Русск. бальнеол. обва в Пятигорске. – 1904-1905. – Т. 7, № 1. – С. 1–6.*
12. *Соколов А.П. Радиоактивность некоторых русских минеральных вод, грязей и почв // ЖРФХО. – 1905. – Т. 37. – С. 101–105.*
13. *Буркер Е.С. Радиология на выставке 1910 г. в Одессе // Труды химич. и радиологич. лаборатории. – 1911. – Т. 1, № 1. – С. 8–11.*
14. *Буркер Е.С. Очерки явлений радиоактивности. – Николаев,1909. – С. 3–99.*
15. *Зап. Одесск. отд-ния РТО. – 1911. – № 2. – С. 36, 39; Там же. – 1912. –№ 4. – С. 83. – (См. доклады и отчеты о деятельности отделения, отделов, школы десятников и подвижного музея).*
16. *Физик-любитель. – 1909–1911. – № 90–136.*
17. *Труды химич. и радиологич. лабораторий.*
18. *Вернадский В.И. О необходимости исследования радиоактивных минералов Российской империи (Записка) / / Труды радиевой экспедиции АН. – 1914. – № 1. – С. 1–70.*
19. *Буркер Е.С. Отчет об организации экспедиций для исследования радиоактивности минеральных источников Тифлисской губернии. Записки Одесского отделения РТО // Труды химич. и радиологич. лабораторий. – 1912. – № 5. – С. 100–125.*
20. *Архив АН СССР. – Ф. 2, оп. 1–1910, ед. хр. 42, л. 124. – (Протокол заседания ФМО от 1 /11 1912 г.).*
21. *Письмо Е.С. Буркера к В.И. Вернадскому от 11 мая 1912 г. // Московское отделение архива АН СССР. – Ф. 518, оп. 3, ед. хр. 209.*
22. *Буркер Е.С. Исследования радиоактивности минеральных источников Тифлисской губернии // Дневник XIII Съезда русских естественен и врачей. – 1913. – № 10.*

*– С. 309–310.*

23. *Буркер Е.С. Исследование радиоактивности отложений Евгениевского и Екатерининского источников в Боржоме // ЖРФХО. – 1915. – Т. 47, ч. 1. – С. 21–25.*
24. *Архив АН СССР. – Ф. 2, оп. 1–1910, ед. хр. 42, л. д. 155. – (Протокол заседания ФМО от 16/V 1912 г.).*
25. *Там же, л. д. 159. – (Протокол заседания ФМО от 19/1X 1912 г., § 466).*
26. *Буркер Е.С. Отчет радиологической лаборатории за 1912 г. // Труды химич. и радиологич. лабораторий. – 1913. – № 0. – С. 147–149.*
27. *Архив АН СССР. – Ф. 2, оп. 1 –1910, ед. хр. 42, л. д. 164. – (Протокол заседания ФМО от 13/1 1913 г., § 71).*
28. *Буркер Е.С., Савченко-Белтский Г.К. Радиоактивность некоторых русских минеральных вод, разлитых в бутылки // Труды химич. и радиологич. лабораторий. – 1912. – № 4. – С. 85–87.*
29. *Мезерницкий П.Г. К вопросу о радиоактивности некоторых русских минеральных источников // ЖРФХО. – 1911. – Т. 43, вып. 5. – С. 244–255.*
30. *Буркер Е.С., Савченко-Бельский Г.И. Исследование радиоактивности воды колодца в окрестностях Одессы // Труды химич. и радиологич. лабораторий. – 1912. – С. 89–90.*
31. *Строение материи // Физик-любитель. – 1913. – № 152. – С. 353–364.*
32. *Архив АП СССР. – Ф. 2, оп. 1 – 1910, ед. хр. 42, л. д. 165. – (Протокол заседании ФМО от 20/II 1913 г., § 195).*
33. *Там же, л. 9166. – (Протокол заседания от 20/111 1913 г.).*
34. *Буркер К.С. Исследование радиоактивности горных пород и источников в пределах Гагр и их окрестностей // Зап. Одесск. отд-ния РТО. – 1914. – № 2. – С. 61–63.*
35. *Буркер Е.С. Исследование радиоактивности сернистого источника в г. Сухуме // Там же. – С. 64.*
36. *Буркер Е.С. Исследование мацестинских источников // Там же. – С. 64–65.*
37. *Буркер Е.С. Исследования радиоактивности новых источников Парка минеральных вод в Боржоме и некоторых других источников окрестностей Боржома // Там же. – С. 65–67.*
38. *Зернов Д. Радиоактивные свойства эльтонских лечебных грязей // Дневник XIII съезда русских естествоисп. и врачей. – 1913. – № 10. – С. 303.*
39. *Иван Алексеевич Каблуков [Электронный ресурс]. – URL: https://ru.wikipedia.org/wiki (дата обращения: 28,07,2016).*
40. *Письмо Е.С. Буркера к В.И. Вернадскому (без даты) // Московское отделение архива АН СССР. – Ф. 518, оп. 3, ед. хр. 212.*
41. *Кольрауш Ф. Краткое руководство к практическим занятиям по физике. – 2-е русск. изд. – Одесса, 1924.*
42. *Отчет о деятельности Одесского отделения РТО // Зап. Одесск. отд-ния РТО. – 1914. – № 1. – С. 22.*
43. *Там же. – С. 21.*
44. *Буркер Е.С. Отчет о деятельности радиологической лаборатории за 1914 г. // Зап. Одесск. отд-ния РТО. – 1916. – № 1. – С. 87–90.*
45. *Зап. Одесск. отд-ния РТО. – 1916. – № 1; Труды Ин-та истории естествозн. – Т. 19.*
46. *Письмо Е.С. Буркера к В.И. Вернадскому // Моск. отдние архива АН СССР. – Ф. 518, оп. 3, ед. хр. 209.*
47. *Частное сообщение Буркера Е.С.*
48. *Вернадский В.И. О нахождении радиевых руд в России // Труды Первого Всеросс. съезда по борьбе с раковыми заболеваниями. – С. 313; Боргман И.И. Природа рентгеновых и радиевых лучей // Там же. – С. 290.*
49. *Буркер Е.С. Цель и задачи Радиологической лаборатории Одесского отделения РТО // Труды Первого Всероссийского съезда по борьбе с раковыми заболеваниями. – 1915. – С. 344–346.*
50. *Зап. Одесск. отд-ния РТО. – 1916. – № 1. – С. 102.*
51. *Буркер Е.С. Исследования радиоактивности русских источников и лечебных грязей // Труды съезда по улучшению отечеств, лечебных местностей. – 1915. – Вып. 5. – С. 34–41.*
52. *Буркер Е.С. Труды съезда по улучшению отечеств, лечебных местностей. – 1915. – Вып. 5. – С. 39.*
53. *Лечебные грязи и минеральные воды некоторых южных губерний по данным анкеты Радиологической лаборатории // Ежегодник Одесск. отд. Всеросс. об-ва для развития и усовершенств. русских лечебных местностей. – 1915. – С. 20–45.*
54. *Буркер Е.С. Минеральные источники на побережье одесских лиманов // Там же. – С. 14–16, 49–58.*
55. *Буркер Е.С. Радиологические и физико-химические исследования в приморской части южной Бессарабии // Там же. – С. 16–17, 85–91.*
56. *Буркер Е.С. Исследования соленых озер окрестностей г. Бердянска // Там же. – С. 91–102.*
57. *Буркер Е.С. Соленые озера окрестностей г. Ногайска Таврической губернии // Ежегодник Одесск. отд. Всеросс. об-ва для развития и усовершенствов. русских лечебных местностей. – 1915. – С. 103–108.*
58. *Буркер Е.С. Исследование Саксдого озера // Там же. – С. 18–20, 108–112.*
59. *Гемилиан В.А. О составе и свойствах целебных средств крымских лиманов // Врачебная газета. – 1909. – № 21. – С. 641–644.*
60. *Буркер Е.С. Отчет о химических и радиологических исследованиях в Кубанской области в 1915 г. // Гидрол. вестник. – 1916. – № 2. – С. 65–132.*
61. *Письмо Е.С. Буркера к В.И. Вернадскому от 30 августа 1915 г. // Моск. отд-ние архива АН СССР. – Ф. 518, оп. 3, ед. хр. 209.*
62. *Буркер Е.С. Исследования воды буровой скважины в г. Миргороде // Гидрохимич. материалы". – 1916. – Т. 2. – С. 21–31.*
63. *Буркер Е.С. Об определении радиоактивности грязей и горных пород // Труды радиевой экспедиции АН. – 1915. – № 7.*
64. *Письмо Е.С. Буркера к В.И. Вернадскому от 1 марта 1915 г. // Моск. отд-ние архива АН СССР. – Ф. 518, оп. 3, ед. хр. 209.*
65. *Письмо Е.С. Буркера к В.И. Вернадскому от 3 апреля 1915 г. // Моск. отд-ние архива АН СССР. – Ф. 518, оп. 3, ед. хр. 209.*

*66. Архив АН СССР. – Ф. 1, оп. 1а, ед. хр. 162, с. 103. – (Протокол заседания ФМО от 8/IV 1915 г., § 236).*

*67. Письмо Е.С. Буркcера к В.И. Вернадскому от 7 января 1916 г. // Моск. отд-ние архива АН СССР. – Ф. 518, оп. 3, ед. хр. 209.*

*68. Буркcер Е.С. Опыты определения радия в горных породах и лечебных грязях // Научно-технич. журнал. – 1923. – № 6–10. – С. 141–145.*

*69. Буркcер Е.С. Физические свойства лечебных грязей // Одесские лиманы и южнорусские целебные грязи. – 1919. – Ч. 1. – С. 126–127.*

*70. Солоні озера та лимани України. – Изд-во АН УССР, 1928.*

*71. Сводка всех радиометрических работ Одесской радиологической лаборатории // Zeitschrift fur Geophysik. – 1926. – P. 172–180.*

*72. Буркcер Е.С.,. Буркcер В.В. Исследования радиоактивности воздуха в лечебных местностях побережья Черного и Азовского морей // Журн. научно-исслед. кафедр в Одессе. – 1924. – № 8–9. – С. 51–57.*

*73. Отзыв В.И. Вернадского о работах проф. Е.С. Буркcера по геохимии от 9 февраля 1939 г. // Моск. отд-ние архива АН СССР. – Ф. 518, оп. 3, ед. хр. 211.*

**Краткая справка о Е.С. Буркcере**



*Евгений Самойлович Буркcер*

Евгений Самойлович Буркcер (04.08.1887–25.06.1965) – украинский геохимик, профессор, член-корреспондент АН УССР, радиолог, будучи студентом естественного отделения физико-математического факультета Новороссийского (Одесского) университета в 1905 г. вынужден был прервать учебу (участие в революционном движении) и выехать в Париж, где он слушает лекции в Сорбонском университете. Здесь произошло знакомство с Марией Кюри, что и определило направление его научных интересов. Вернувшись в университет в Одессе, он изучает химию радиоактивных элементов.

Первую в России радиологическую лабораторию для исследования воздуха, воды, грунтов, лиманного ила, горных пород при Одесском отделении императорского российского технического общества создал и возглавил в 1910 г. Е.С. Буркcер

В период с мая 1911 по 1913 г. лаборатория издавала первый в России журнал по радиоактивности под общей редакцией Е.С. Буркcера – "Труды Химической и Радиологической Лабораторий". Всего было выпущено шесть номеров, в которых освещалась не только деятельность лаборатории, но и делался обзор специальной иностранной литературы.

А в 1926 г. эта организация, пройдя ряд преобразований, получает название Одесский химико-радиологический институт. Директором института назначается член-корреспондент АН УССР Е.С. Буркcер.

Избрание членом-корреспондентом АН УССР побудило его в 1938 г. переехать в Киев и работать в Институте геологических наук АН УССР. Здесь он организовал новый отдел геохимии, основной тематикой которого стало изучение геохимии редких и рассеянных элементов. В 1939 г. Е.С. Буркcера избрали председателем Комитета по метеоритам АН УССР, который он возглавлял до конца жизни. В ИГН АН УССР 1959 г. он создает отдел абсолютного возраста геологических формаций и ядерной геологии.

# РЕЗОЛЮЦИЯ I ВСЕСОЮЗНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО РАДИОАКТИВНОСТИ*

I Всесоюзная Конференция по радиоактивности, собравшаяся в Ленинграде констатирует, что в стране Советов, где с ростом социалистического хозяйства растут и крепнут Научно-Исследовательские Институты, где вопреки капиталистическим странам с громадной безработицей и потухающей кривой в промышленности и технике – колоссально множатся научно-технические кадры имеются все предпосылки для развертывания научной мысли и творческой инициативы. Лучшей иллюстрацией такой творческой инициативы является история развития Радиевого Института с большим размахом научно-исследовательской работы.

Огромные достижения. Как в области народного хозяйства, так и в Советской науке к XV годовщине Октябрьской революции стали возможны только благодаря проведению на практике генеральной линии партии, только в борьбе с правым и левым уклонами, только в борьбе за чистоту марксистко-ленинского учения. Марксистко-ленинская методология является тем рычагом, который позволит все наши научные достижения сделать силой, укрепляющей наше социалистическое строительство.

Конференция исходя из огромной потребности страны в научно-технических изысканиях и научно-технических кадрах для разрешения задач: завершения реконструкции промышленности и сельского хозяйства и решения задачи "догнать и перегнать" - намечает следующие конкретные мероприятия:

*I. По вопросу о создании единого мощного центра для развития радиоактивных исследований:*

1. Учитывая чрезвычайное значение радиоактивных исследований и многообразия и сложность тех проблем, которые ставятся в настоящее время в этой области знания и которые затрагивают интересы и тесно переплетаются с целым рядом смежных дисциплин (теоретическая и атомная физика, все отделы химии. Особенно физической, геохимия, геофизика, геология, биологические дисциплины теоретическое и прикладные), Конференция считает совершенно необходимым существование основного ведущего (головного) в этой области знания Института, каковым следует считать Государственный Радиевый Институт Сектора Науки Наркомпроса (в Ленинграде) придав ему общественное значение.
2. Обязать все научно-исследовательские учреждения, работающие в области радиоактивности осведомлять об этой части своих работ, а также сообщать планы своих работ в Государственный Радиевый Институт.
3. Для того, чтобы Государственный Радиевый Институт мог в полной мере выполнить возлагаемые на него функции, ведущего (головного) Института Конференция считает необходимым войти в Наркомпрос и правительство Союза с ходатайством об ассигновании Государственному Радиевому Институту специальных кредитов на строительство и оборудование, которые позволили бы ему надлежащим образом развернуть свои работы, оборудовать небольшой вспомогательный музей и удовлетворять многочисленные запросы с мест. С этой последней целью усилить работу уже существующей при Президиуме Института Комиссии по связям и инструктажу периферийных организаций.
4. В соответствии с вышеизложенным в план работ Государственного Радиевого Института включаются преимущественно проблемы, имеющие крупное научное значение и проблемы нахождения новых сфер применения радиоэлементов. Вопросы же затрагивающие радиевую промышленность включаются лишь постольку поскольку для их решения требуется углубленная теоретическая проработка. Текущие вопросы радиевой промышленности включаются в план работ Института лишь по специальным проблемам промышленных организаций.
5. Существование ведущего (головного) Радиевого Института ни с какой мере не исключает необходимости существования отраслевой радиевой лаборатории Наркомтяжпрома в задачи которого должно входить непосредственное обслуживание текущих нужд в области ближайших задач радиевой промышленности и решение ряда комплексных задач, выдвигаемых промышленностью радиевой и редких элементов.
6. В интересах правильной организации научно-исследовательских работ в области химии и геохимии радиоэлементов представляется необходимой тесная связь Государственного Радиевого Института с Радиевым заводом для обеспечения возможности и остановки части научно-исследовательских работ или на самом заводе или пользуясь заводским сырьем, промежуточными продуктами и отбросами.
7. Конференция считает нужным обратить особое внимание на необходимость бережного отношения к остаткам производства, содержащим протоактиний** и актиний и важность наискорейшей постановки извлечения этих элементов из этих остатков.

*II. По вопросу об организации научно-исследовательских работ в области слабых проявлений радиоактивности и возможности их использования в различных отраслях народного хозяйства:*

1. Признать необходимость и важность дальнейше-

* Статья печатается с машинописной рукописи резолюции, принятой на первой конференции по радиоактивности, состоявшейся 23–28 ноября 1932 года в Радиевом институте (ф.1,оп.,1).

** Использовавшееся в то время наименование элемента $_{91}$Pa.

го изучения слабоактивных объектов в области применения их к бальнеологии, животноводству, растениеводству, агрикультуре и биохимии.

2. Выдвинуть в качестве основной проблематики в этой области следующие вопросы:
   - Исследование радиоактивных почв, почвенного воздуха и влияния радиоактивных удобрений на рост наиболее ценных технических культур.
   - Сравнительное изучение растительного покрова в местностях с повышенной радиоактивностью.
   - Изучение влияния радиоактивных веществ на рост и развитие животных.
   - Влияние радиоактивных веществ на организм человека, дозировка их и способы наилучшего использования и сохранения.
   - Выявление сырьевых ресурсов для получения соответствующего радиоактивного минерала.
   - Всестороннее изучение свойств радиоактивных веществ, могущих иметь применение в вышеуказанных направлениях.
3. Ввиду разносторонности вопросов, связанных с изучением слабых активностей, затрагивающих интересы разных отраслей народного хозяйства, Конференция считает целесообразным выделить специальную Комиссию в составе: акад. Г.А. Надсона, акад. В.И. Вернадского, акад. В.И. Липского, проф. М.И. Наменова, проф. Е.С. Лондона, проф. А.Н. Огильви, проф. В.И. Сухарева, проф. В.И. Баранова, проф. А.В. Вериго, проф. Е.С. Бурксера, инж. С.В. Тарпугова, проф. П.И. Бухмана, проф. В.Г. Хлопина, проф. Л.В. Мысовского, инж. А.П. Кирикова, т.т. П.Н. Любимова, П.В. Мятелкина и представителей Института экспериментальной медицины и Ленинской академии, поручив означеной комиссии выявить формы организации руководства и планирования работ по слабым активностям. В целях наискорейшего продвижения этого вопроса выделить из состава вышеуказанной Комиссии рабочее Бюро в составе: проф. Л.В. Мысовского, проф. В.И. Баранова, про. П.И. Бухмагна, проф. А.Н. Огильви, проф. В.Н. Сухарева, инж. С.В. Терпугова и аспиранта П.В. Мятелкина, поручив Бюро предпринять соответствующие организационные мероприятия, снесясь для этого с Институтом экспериментальной медицины и Ленинской академии.
4. Признать необходимым издание сборника по вопросам применения слабых активностей и обеспечению быстрейшего опубликования результатов работ в этой области.

*III. По вопросу о подготовке кадров радиологов:*

Принимая во внимание крайний недостаток в кадрах специалистов радиологов Конференция предлагает:

По разделу вузов

1. Учитывая руководящую роль Государственного Радиевого Института в работах, имеющих как теоретическое, так и прикладное значение для всех областях, связанных с радиоактивностью, Конференция считает целесообразным, чтобы все вопросы, связанные с подготовкой кадров радиологов всех специальностей, согласовывались с Го= сударственным Радиевым Институтом в Ленинграде.
2. Учитывая выявившуюся на Конференции потребность в специалистах – радиологах на ближайшее пятилетие, Конференция считает необходимым:
   - Одобрить профиль физика-радиолога с химическим уклоном, подготовляемого в ЛГУ, дополнить специальность подготовкой физиков радиологов с геологическим уклоном.
   - Поднять вопрос об открытии специальности геохимиков радиологов при Геохимическом Отделении ЛГУ.
   - Одобрить профиль геофизика-радиометриста, подготовляемого в Московском Геолого-Разведочном Институте (МГРИ).

По разделу подготовки кадров для кадров

1. Ввиду разнообразия задач, связанных с практическим применением радиоактивных веществ, создать Центральный Институт для усовершенствования в области радиоактивности с кафедрами: по физике, химии, геологии радиоактивных веществ, а также прикладной биологии, согласовав вопрос об организации такого Института с Государственным Радиевым Институтом в Ленинграде.

   При различных ЦИУ создать Институт аспирантуры по соответствующим специальностям.
2. Войти с ходатайством об организации курсов по радиоактивности при втузах и вузах.

   Для проведения этих постановлений в жизнь выделить из состава Комиссии по кадрам Зав. Кафедрой радиологии в Л.Г.У. проф. Л.В. Мысовского и аспиранта Геохимического Отдела Государственного Радиевого Института П.В. Мятелкина.

*IV. По вопросу о задачах физических исследований в области радиоактивности на ближайшие годы, Конференция считает, что бурный рост физических знаний в области радиоактивности, замечаемый в последнее время и целый ряд новых открытий и достижений в этой области ставит перед физическим Отделом Государственного Радиевого Института задачи первостепенной важности:*

1. Ввиду исключительного научного значения работ по искусственному получению быстрых протонов и электронов с энергией в несколько миллионов вольт признать, что необходимые для этой цели высоковольтные установки должны являться основными в работе Физического Отдела Радиевого Института.

   Конференция отмечает, что кроме непосредственной цели, которую преследуют высоковольтные установки, а именно расщепление атомного ядра – они найдут большое практическое применение как в технике, так и в медицине.
2. Признать столь же нужным изучение природных бы-

стрых электронов и протонов, связанных с космическими лучами и всячески способствовать развитию работ Физического Отдела Государственного Радиевого Института в этом направлении.

3. Учитывая важность постановки работ с нейтронами создать в Государственном Радиевом Институте базу по получению полония.
4. Отмечая большую работу, проделанную в Союзе по развитию радиоактивных методов разведки полезных ископаемых сотрудниками ЦНИГРИ, Конференция считает необходимым обратить особое внимание на углубление теоретической проработки этих методов.

V. *По вопросу о направлении научно-исследовательских работ по химии и геохимии радиоэлементов на ближайшее пятилетие Конференция считает, что основные проблемы выдвинутые в этой области Государственным Радиевым Институтом дают совершенно правильное направление развитию работ по геохимии и химии радиоактивных веществ и широко охватывают задачи таких исследований на ближайшие пять-десять лет:*

А. В области геохимии это будут:

1. Создание радиоактивной карты Союза.
2. Определение геологического возраста на основе радиоактивных данных.
3. Радиоактивность природных вод и в частности радий и мезоторий содержащие пластовые воды, их генезис и связь с нефтяными месторождениями.
4. Проблема радий и мезоторий содержащего сырья (урановые и ториевые месторождения) в нашем Союзе.
5. Радиоактивность организмов.
6. Роль изотопов в природе.
7. Геохимия калия и рубидия.
8. Радиоактивность и геохимия гелия.

Б. В области радиохимии.

1. Химия отдельных радиоэлементов.
2. Законы рассеяния химических элементов и их отражение в ряду радиоактивных элементов.
3. Законы обратной концентрации, находящиеся в рассеянном состоянии химических элементов и
4. Проблема происхождения активного ряда.

Далее Конференция считает необходимым отметить интерес и значение работ Государственного Радиевого Института в области геохимии и химии радиоэлементов. Кроме работ Радиевого Института Конференция с удовлетворением отмечает и считает необходимым и дальше широко развивать:

а) интересные работы, проводимые под руководством проф. А.Н. Огильви в Пятигорском бальнеологическом Институте над 1) радиоактивностью минеральных вод, 2) миграцией радиоэлементов и 3) биологическим действием радиоактивных вод;

б) интересные работы, проводимые под руководством проф. Е.С. Буркcера в Украинском институте редких металлов над 1) содержанием радиоэлементов в живых ископаемых организмах и продуктах их метаморфизации (каменные угли, бурые угли, торф), 2) определение возраста пород.

в) интересные работы, проводимые по руководством проф. И.Е. Старика в Радиохимической лаборатории ЦНИГРИ над 1) методикой определения возраста пород свинцу, 2) над методикой измерения Ra и Th, 3) над адсорбцией радия, 4) над эманированием минералов и пород и 5) над радиохимическим анализом минералов.

г) интересные работы, проводимые под руководством проф. В.И. Баранова в Москве по вопросам: 1) разработка радиометрических методов разведки, 2) радиоактивности атмосферы, 3) методика измерения тория.

Далее Конференция отмечает, что радиоактивные исследования начинают развиваться и на периферии и там образовалось несколько ячеек (Смоленск – группа профессора В.П. Русакова, гор. Ашхабад – группа проф. Э.П. Цытовича; гор. Баку – группа В.Т. Малышека и проф. Е.Б.Лопухина; гор. Самара- группа проф. Н.В. Борисова; гор. Самарканд – группа доцента С.М. Горленко; гор. Ташкент – группа проф. А.С. Уклонского; гор. Киев – группы доцента И.К. Половко и проф. Н.И. Безбородько, работа которых всячески должна быть поддержана.

В частности, в отношении работ, проводимых в АзНИИ под руководством В.Т. Малышека по изучению содержания радия и мезатория в пластовых водах нефтяных месторождений Азербайджана Конференция отмечает их интерес и значение не только теоретическое, но и практическое, так как данные радиологического анализа могут быть использованы как дополнительный признак для выяснения генезиса вод и корреляции различных водоносных горизонтов. В то же время Конференция считает, что в районах, разведывающихся и эксплуатирующийся нефтяных месторождений, где имеется возможность доставать воду и газ в нескольких точках одного и того же горизонта, представлялось бы интересным провести работу по определению колебания содержания эманации радия в воде и газах, так как установление законностей в этом явлений может еще дать дополнительный материал для тех или иных геохимических и стратиграфических вопросов месторождений.

*VI. По вопросу о ближайших задачах в области добывания и использования радиоэлементов Конференция в качестве актуальных вопросов выдвигает:*

1. Усиление работ по отысканию новых урановых и ториевых месторождений и подведение под эти работы твердой научной базы,
2. Особо отмечая чрезвычайно важные работы, выполненные сотрудниками Ухтинской лаборатории по изучению радий и мезоторий содержащих подземные воды этого района и получение из них концентратов, содержащих радий и мезоторий

Конференция считает необходимым, чтобы организация промышленной добычи из Ухтинских вод радия и мезотория была проведена в ударном порядке. При этом Конференция считает необходимым подчеркнуть, что продукт, который будет получаться при переработке Ухтинских вод, представляющих собой смесь радия и мезотория 1) может заменить радий, добываемый из руд, как при медицинском его применении, так и при применении его в промышленности.

3. Усиление работ по применению радия в тяжелой промышленности и
4. Усиление работ по отыскиванию новых форм применения радия и мезотория.

*VII. В целях правильной организации чрезвычайно важных работ по определению геологического возраста и по отысканию новых источников сырья для радиевой промышленности Конференция считает необходимым создать при Государственном Радиевом Институте две постоянные Комиссии:*

– Комиссию по определению возраста на основе радиоактивных данных по созданию радиоактивной карты Союза в составе: акад. В.И. Вернадского, Ф.Ю. Левинсон-Лессинга, А.Е. Ферсмана, проф. Баранова, Н.И. Безбородько, В.С. Буркссера, А.П. Герасимова, К.А. Ненадкевича, И.Е. Старика, В.Г. Хлопина и инж. А.П. Кирикова.
– Комиссию радиоактивного сырья.

Вопрос об организации этой Комиссии и ее состава согласовать с Академией Наук СССР и ЦНИГРИ, признав необходимым, чтобы в работах ее приняли участие Союзредмет, Редметстрой, Гиредмет и Радиевый завод.

*VIII. По вопросу об изготовлении аппаратуры для радиоактивных измерений и снабжении ею заинтересованных учреждений:*

А. Конференция постановила рекомендовать изготовить в первую очередь и употребить следующие приборы (ниже перечисленные приборы изготавливаются в настоящее время на заводе Геологоразведки при Геолснабе).

1. Универсальный прибор типа ГЕКА с достаточным количеством радоно-метрических камер и добавочными приспособлениями.
2. Электрометр Шмидта с принадлежностями.
3. Комплект для эманационной разведки.
4. Фонтактометр Махэ с принадлежностями.
5. Двунитный электрометр Гасса.
6. Двунитный электрометр Вульфа.

Б. Конференция рекомендует по окончании опытных работ на заводе Геологоразведки изготовить в случае их годности по опробованию в ВИМСе и Государственном Радиевом Институте следующие приборы:

1. Петельный электрометр Кольхерстера.
2. Гамма прибор Кольхестера.
3. Фонтаскоп с принадлежностями.
4. Электрометр Шмидта с уменьшенной электростатической емкостью.
5. Однонитный электрометр типа Люца и Эдельмана.
6. Батареи для технических и прецизионных работ, годные для полевой работы.
7. Источники для высокого напряжения типа А.Б. Вериго.
8. Гама-электроскопы.
9. Бета-электроскопы.

Б. В целях создания новых конструкций, усовершенствования существующих и изготовления единичных экспериментальных приборов расширить мастерские Государственного Радиевого Института и других учреждений, занятых изготовлением радиевой аппаратуры. Контроль, проверку, градуировку и паспортизацию приборов поручить производить всесоюзному Институту Мер и Стандартов (ВИМС) в контакте с Физическим Отделом Государственного Радиевого Института.

Улучшить изготовление и паспортизацию эталонов в Государственном Радиевом Институте.

Наладить массовое изготовление барбатеров*** для радиевых и ториевых измерений. С этой целью обратиться в Оптический Институт с ходатайством об изготовлении необходимых для ториевых барбатеров пористых стеклянных пластинок.

Наладить изготовление радиевых препаратов и материалов (соли, растворы, анализированная руда).

Наладить снабжение секундомерами.

Составить инструкции к пользованию приборами и их опубликовать.

Упорядочить снабжение и распределение приборов.

Поручить Государственному Радиевому Институту обсудить выдвинутые вопросы и принять меры к реализации настоящего постановления.

*IX. По информационному докладу роф. П.И. Бухмана "о работе Сев. Кавказской Краевой Комиссии по слабым дозам радиоактивности"* :

Конференция, отмечая, что Северный Кавказ пытается в плановом порядке наладить работу со слабыми активностями, поручает выделенной ею специальной Комиссии по организации и планированию работ по изучению слабых проявлений радиоактивности и возможности их использования в различных областях народного хозяйства детально ознакомиться с работой.

Северо-Кавказской краевой Комиссии в этом направлении и оказать всяческое содействие ее работе в той части, которая относится к изучению м применению слабых радиоактивных излучений.

*X. По вопросу о вредности научно-исследовательских работ с радиоактивными веществами:*

Конференция, отмечая вредность лабораторных работ с радиоактивными веществами считает необходимым ходатайствовать перед Наркомтрудом о распространении на работающих в этой области норм работы

*** Сейчас используется термин "барботёр" – устройство для пропускания через слой жидкости пузырьков газа или пара.

установленных для вредных цехов, впредь до выработки специального законоположения по этому вопросу.

*XI. По вопросу о снабжении рабочих мастерских, изготавливающих аппаратуру для радиоактивных измерений и обслуживающего персонала радиологических лабораторий:*

Конференция считает необходимым ходатайствовать о приравнении работников поименованных мастерских и лабораторий в деле снабжения к рабочим промышленных предприятий.

*XII. По вопросу о печатании:*

Конференция считает необходимым усилить издание работ по радиоактивности как научно-исследовательского, так информационного и научно-популярного характера.

*XIII. Конференция считает крайне желательным периодический созыв Всесоюзных Конференций по вопросам радиоактивности.*

# РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

# ХАРАКТЕР РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

А.К. Айдарханова, С.Н. Лукашенко

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, г. Курчатов, Казахстан, Almira@nnc.kz

# THE CHARACTER OF THE RADIONUCLIDE CONTAMINATION OF WATER OBJECTS OF THE FORMER SEMIPALATINSK TEST SITE

A.K. Aidarkhanova, S.N. Lukashenko

Institute of Radiation Safety and Ecology of the NNC RK, Kurchatov

For complex assessment of condition of surface water objects (water reservoirs and streamflows) it is very important to have an information about radioactive contamination of both water and sediments. Accumulating contamination during a long time, sediments can serve as an indicator of radioecological state of the water object. The aim of this work is to study the character of distribution of radioactive contamination in the "water – sediments" system of objects of Semipalatinsk Test Site (STS) and adjacent territories. As the research objects there were chosen water reservoirs and streamflows of "Experimental Field", "Balapan", "Degelen", "Telkem" sites, adjacent territories as well as Shagan river. At selected objects conjugated samples of water and sediments were taken. Collected samples were used to determine concentration of artificial radionuclides $^{90}$Sr, $^{239+240}$Pu, $^{241}$Am, $^{137}$Cs, $^{152}$Eu. As a result of performed researches transfer factors (TF), determining character of distribution of radioactive contamination in water objects were calculated. According to obtained data the TF is decreasing in the range $^{239+240}$Pu>$^{137}$Cs>$^{241}$Am$^{90}$Sr i.e. $n\cdot10^6 > n\cdot10^5 > n\cdot10^4 > n\cdot10^3$ respectively. However, obtained TF is >> 1. It indicates that, the major part of investigated radionuclides in the "water – sediments" system is concentrated in sediments.

## Введение

Поверхностные воды являются жизненно важными для человека при осуществлении хозяйственной деятельности, поэтому при исследовании территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) оценка радионуклидного загрязнения поверхностных вод является первоочередной задачей.

Поверхностные воды территории СИП представлены двумя типами объектов – это водоемы и водотоки. Водоемы на территории испытательных площадок ("Опытное поле", "Балапан", "Телькем") это, как правило, воронки, образованные в результате проведения наземных или экскавационных взрывов, заполненные водой. Вне испытательных площадок водоемы – это небольшие по площади природные озера. Основные водотоки территории СИП – это ручьи площадки "Дегелен" и река Шаган, которая протекает вдоль границы площадки "Балапан" и выходит за границу СИП.

Согласно литературным источникам, донные отложения играют чрезвычайно важную роль в формировании гидрохимического режима воды и функционировании экосистем водоемов и водотоков. Следовательно, важнейшим источником информации о состоянии водных экосистем может служить загрязненность донных отложений. В связи с этим рекомендуется оптимизировать проводимые исследования радионуклидного загрязнения водных объектов, проводя в первую очередь анализ донных отложений [4, 13].

Аккумуляционная способность донных отложений по отношению к радионуклидам количественно характеризуется коэффициентом накопления (КН, concentration factor), который рассчитывается как отношение содержания радионуклидов в воде к содержанию радионуклидов в донных отложениях. Как вариант может использоваться коэффициент перехода (КП, transfer factor), который рассчитывается как отношение содержания радионуклидов в донных отложениях к содержанию радионуклидов в воде [5]. Физический смысл КП заключается в том, что он показывает степень перехода радионуклидов из воды в донные отложения: чем выше КП, тем интенсивнее данный переход [6].

На КП влияет ряд факторов, основными из которых являются состав донных отложений и минерализация воды водоема или водотока. Так, например, для иловых донных отложений КП $^{239,240}$Pu составляет в среднем $n\cdot10^5 – n\cdot10^4$, тогда как для песчанистых донных отложений на порядок меньше. Такие различия КП для иловых и песчанистых донных отложений характерны и для $^{137}$Cs ($n\cdot10^4$ и $n\cdot10^2$), и для $^{90}$Sr ($n\cdot10^2$ и $n\cdot10^0$) [3, 8, 16]. Что касается минерализации воды, то в пресных водах КП для данных радионуклидов в среднем на порядок выше, чем в соленых водах [9, 14].

## Экспериментальная часть

***Объекты исследования.*** Объектами исследования являлись водные объекты (поверхностные водоемы и водотоки) на территории СИП. Расположение объектов исследований представлены на рисунке (рис. 1). Перечень водных объектов представлены в таблице (табл. 1).

Водные объекты площадки "Опытное поле" – это воронки после наземных ядерных испытаний, заполненные водой и заросшие по периметру камышом.

"Атомное" озеро и озера "Телькем-1" и "Телькем-2" – водоемы, образовавшиеся в результате экскавационных взрывов с выбросом грунта, цель которых создание искусственных водоемов.

"Атомное" озеро было образовано в результате взрыва 15.01.65 г. мощностью 140 кт на месте слияния рек Шаган и Ашису, в результате которого образовалась воронка глубиной более 100 м и диаметром 400 м, которая заполнилась водой. В южном и юго-восточном направлении от навала "Атомного" озера образовалось водохранилище. Площадь водохранилища изменяется и в 2014 г. составила порядка 9 км$^2$.

В юго-восточной части СИП было проведено два подземных ядерных испытания с выбросом грунта: одиночный взрыв "Телькем-1" (21.10.1968 г.) и групповой (из трех линейно расположенных зарядов) – "Телькем-2" (12.11.1968 г.). Образованные воронки заполнились водой и образовали озера "Телькем-1" с диаметром 90 м и глубиной 15 м и "Телькем-2" вытянутое по форме озеро длиной 120 м, шириной 60 м и глубиной 10 м.

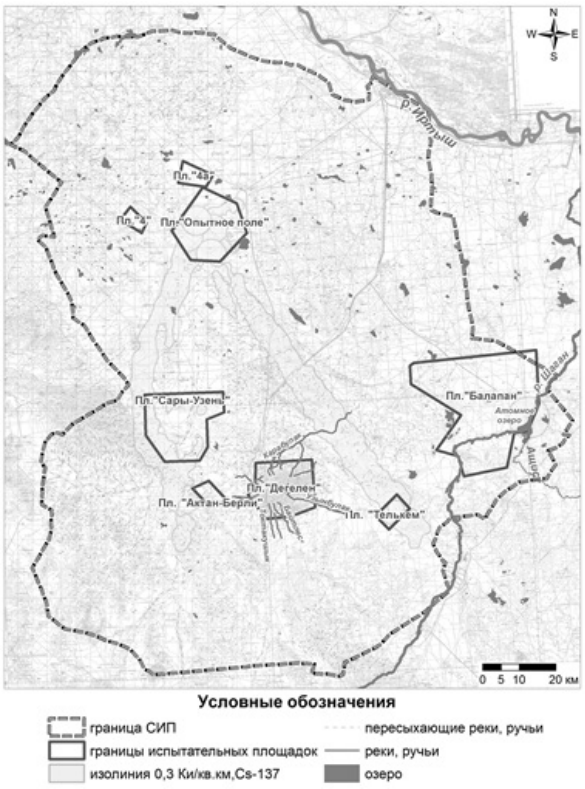



***Рис. 1.*** *Поверхностные водные объекты территории СИП*

Река Шаган является основным поверхностным водотоком в пределах СИП. Она течет вдоль восточной границы площадки "Балапан", выходит за пределы СИП и является левобережным притоком реки Иртыш. В пределах СИП длина русла реки около 50 км. Дебит реки в летний период составляет 3 м$^3$ в минуту. Маловодная река Шаган характеризуется низкой скоростью течения, ветвлениями, тупиковыми заводями, заболачиванием берегов [7]. На основе ранее проведенных в Институте радиационной безопасности и экологии исследований было зафиксировано и неоднократно подтверждено наличие высокого содержания $^3$H на участке в районе 5 км от "Атомного" озера. Поэтому в данной работе рассматривался интервал реки Шаган от "Атомного" озера до 5 км.

Интерес также представляют находящиеся в зоне влияния водотоков из штолен ручьи площадки "Дегелен": Узынбулак, Карабулак, Токтакушук и Байтлес. Самым крупным водным источником из всех ручьев горного массива Дегелен является ручей Узынбулак. Долина ручья Узынбулак, протяженностью около 20 км, имеет наиболее крупную площадь водосбора. К самому ручью и его притокам примыкают около 50 штолен [15]. В точке отбора проб на границе площадки "Дегелен" ширина ручья составляет порядка 1 м, глубина – 0,5 м. Ручьи Токтакушик и Байтлес расположены в южной части испытательной площадки "Дегелен". У ручья Токтакушук притоки отсутствуют. Ручей Байтлес формируют два основных притока, третий левосторонний приток впадает в основное русло уже за пределами горного массива. Протяженность долины ручья Токтакушук порядка 10–12 км, ручья Байтлес – более 15 км. Ручей Карабулак расположен в северной части площадки и состоит из двух притоков, третий приток впадает в основное русло за пределами горного массива. Общая протяженность ру-

*Таблица 1. Водные объекты территории СИП*

| Тип объекта | Место расположения | Наименование объекта | Минерализация вод, г/л |
|---|---|---|---|
| Водоемы | "Опытное поле" | П3-П5, участок № 3 | 4,5 |
| | | П3-П5, участок № 4 | 6,3 |
| | | П1, К-1 | 1,3 |
| | | П1, центр | |
| | | "Тротиловое" озеро | 12 |
| | | П2-М, траншея | |
| | | В-1 | |
| | "Балапан" | "Атомное" озеро | 12–18 |
| | | Внешнее водохранилище | 13–14 |
| | "Телькем" | Телькем-1 | 23 |
| | | Телькем-2 | 7 |
| Водотоки | "Балапан" | Река Шаган | 10–12 |
| | "Дегелен" | Ручей Узынбулак (МП-4) | 0,44 |
| | | Ручей Байтлес (МП-2) | 0,24 |
| | | Ручей Токтакушук (МП-3) | 0,3 |
| | | Ручей Карабулак (МП-5) | 0,77 |

чья порядка 30 км, в пределах площадки "Дегелен" – порядка 4 км. Точки отбора проб с данных ручьев находились на границе площадки "Дегелен", где ширина русел составляла порядка 0,5 м, глубина – 20–25 см.

Несмотря на близость расположения водных объектов, а в некоторых случаях одинаковый характер образования водоемов, вода значительно отличается по химическому составу. Встречаются объекты как с пресной водой и со степенью минерализации до 1 г/л, так и с соленой водой и степенью минерализации более 10 г/л. Степени минерализации исследуемых вод представлены в таблице 1.

***Отбор проб.*** Для проведения исследований с выбранных объектов проводился сопряженный отбор пробы воды и донных отложений. Отбор проб проводился в 2014 г. в конце лета и начале осени, когда количество воды значительно меньше, чем в весенний период во время снеготаяния. В 2015 г. отбор проводился в начале лета. Таким образом были учтены сезонные изменения количества воды в исследуемых объектах.

Отбор проб донных отложений проводился в прибрежной зоне на расстоянии 1–1,5 м от берега, на глубине 50–60 см. Отбор проб воды проводился с поверхности 0–15 см в точках отбора проб донных отложений. Объем пробы составлял 10 л [2].

***Проведение измерений.*** В отобранных пробах проводилось определение содержания техногенных радионуклидов $^{90}$Sr, $^{239+240}$Pu, $^{241}$Am, $^{137}$Cs.

В пробах донных отложений после предварительного высушивания выполнялись γ-спектрометрические измерения для определения содержания $^{241}$Am и $^{137}$Cs [12]. Определение содержания $^{90}$Sr выполнялось β-спектрометрическими измерениями по дочернему $^{90}$Y после предварительного радиохимического выделения. Определение содержания $^{239+240}$Pu проводилось с помощью α-спектрометрического анализа после предварительного экстракционно-хроматографического выделения и электролитического осаждения [10].

В пробах воды с помощью γ-спектрометрических "прямых" измерений определялось содержание $^{241}$Am. Далее пробы концентрировались с помощью метода соосаждения. Определение содержания $^{137}$Cs проводилось с помощью γ-спектрометрических измерений после соосаждения с гексацианоферратом меди. Определение содержания $^{90}$Sr выполнялось β-спектрометрическими измерениями по дочернему $^{90}$Y после предварительного соосаждения с карбонатом кальция и радиохимического выделения. Определение содержания $^{239+240}$Pu проводилось с помощью α-спектрометрического анализа после предварительного соосаждения с гидроксидом железа (III), экстракционно-хроматографического выделения и электролитического осаждения [11].

## Результаты

В результате проведенных исследований были получены данные о содержании техногенных радионуклидов в пробах воды и донных отложений водоемов и водотоков территории СИП на основе которых были рассчитаны коэффициенты перехода (КП).

Согласно полученным данным все водные объекты условно можно разделить на 3 типа.

К 1-му типу относятся водоемы на территории испытательных площадок "Опытное поле", "Телькем", и "Атомное" озеро. Это воронки, образованные в результате проведения наземных или экскавационных взрывов, заполненные водой. Их глубина составляет от 10 до 80 м. Данные водоемы (за исключением "Атомного" озера) не имеют притоков, и являются бессточными, т.е. фактически вода не перемешивается. Что касается "Атомного" озера, то на основе ранее проведенных исследований [1] было доказано, что даже при наличии притока, изменения происходят лишь поверхностном слое 15–20 м, нижние придонные слои остаются неизменными. Для таких водоемов характерны очень высокие КП, даже для такого подвижного радионуклида как $^{90}$Sr: для $^{239+240}$Pu значения КП составляют порядка от $>1{,}5\cdot10^{7}$ до $2{,}8\cdot10^{5}$, для $^{137}$Cs – от $>3{,}3\cdot10^{5}$ до $2{,}3\cdot10^{3}$, для $^{90}$Sr – $>1{,}6\cdot10^{5}$ до $1{,}1\cdot10^{2}$.

Ко 2-му типу можно отнести водоемы природного происхождения: природные озера, также не имеющие притоков и являющиеся бессточными. Глубина данных озер не превышает 1,5–2 м, поэтому под воздействием природно-климатических условий вероятно происходит перемешивание воды в водоемах. Тем не менее, КП для данных водоемов также очень высоки, в некоторых случаях лишь на порядок или на два порядка меньше, чем в водоемах 1 типа: для $^{239+240}$Pu значения КП составляют порядка от $>1{,}5\cdot10^{6}$ до $>4{,}3\cdot10^{3}$, для $^{137}$Cs – от $>1{,}5\cdot10^{5}$ до $3{,}2\cdot10^{3}$, для $^{90}$Sr – от $>2{,}6\cdot10^{3}$ до $4\cdot10^{1}$.

К 3-му типу относятся водотоки: ручьи площадки "Дегелен" и река Шаган. Для данных объектов получены более низкие КП: для $^{239+240}$Pu значения КП составляют порядка от $2\cdot10^{4}$ до $8{,}5\cdot10^{2}$, для $^{137}$Cs – от $3{,}5\cdot10^{3}$ до $>9\cdot10^{2}$, для $^{90}$Sr – от $>3\cdot10^{3}$ до $7\cdot10^{0}$. Это связано с тем, что в данной системе вода является подвижной динамической средой, что не позволяет радионуклидам полностью аккумулироваться в донных отложениях.

Что касается $^{241}$Am, то для него сложно оценить КП, так как только в одном объекте было получено численное значение содержания данного радионуклида в воде.

## Заключение

Несмотря на то, что КП для различных техногенных радионуклидов различаются на несколько порядков для разных типов водных объектов в среднем от $n\cdot10^{4}$ до $n\cdot10^{2}$, что значительно больше 1. Это свидетельствует о том, что большая часть исследуемых радионуклидов в системе "вода – донные отложения" сосредоточена в донных отложениях. Исключение составляет лишь $^{90}$Sr, для которого в некоторых случаях получен КП равный $n\cdot10^{0}$, что свидетельствует о равномерном распределении $^{90}$Sr в системе "вода-донные отложения". В данном случае при получении численных значений содержания данного радионуклида в донных отложениях возникает необходимость в контроле его содержания в воде.

Таким образом, состояние донных отложений является наиболее информативным показателем при радиоэкологической оценке водного объекта. Результаты исследований донных отложений позволяют установить

наиболее неблагополучные в радиационном отношении водоемы и водотоки и, в конечном счете, скорректировать состав и объем исследований радиоэкологического состояния водных объектов.

***Литература***


1. *Aktayev M.R., Lukashenko S.N., Aidarkhanov A.O. Character of radioactive contamination with artificial radionuclides of the Shagan river and "Atomic" lake / Meeting in St. Petersburg: Fourth International Conference, Dedicated to N.W. Timofeeff-Ressovsky and His Scientific School "Modern Problems of Genetics, Radiobiology, and Evolution", St. Petersburg, 2–6 June 2015 : abstracts, papers by young scientists. – Dubna : JINR, 2015. – 272 p.*
2. *Collection and preparation of bottom sediment samples for analysis of radionuclides and trace elements, IAEA-TECDOC-1360 // IAEA. – Vienna, 2003.*
3. *Handbook for Sediment Quality Assessment // Simpson S.L., Batley G.E., Chariton A.A. et al. – Bangor : CSIRO, 2005. – 117 p.*
4. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments, technical reports series // IAEA. – No. 472. – Vienna, 2010.*
5. *ICRU Report 65. Quantities, units and terms in radioecology // J. ICRU. – 2002. – Vol. 1, 2.*
6. *Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment, Technical Reports Series // IAEA. – No. 422. – Vienna, 2004.*
7. *Состояние экосистемы реки Шаган и основные механизмы его формирования / А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин и др. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сб. тр. Института радиационной безопасности и экологии за 2007–2009 гг. / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар : Дом печати, 2010. – Вып. 2. – С. 9–56.*
8. *Иванова И.Ю. Экологическая ценка качества донных отложений водотоков и водоемов Оренбургской области. – Оренбург : Первый печатный дворик, 2009. – 122 с.*
9. *Содержание радионуклидов в воде и донных отложениях озера Малые Кирпичики (Восточно-Уральский радиоактивный след) / K. Kablova et al. // LVI International Research and Practical Conference "Blooming planet: origins, evolution and the future of life on Earth". – UK, London, 2013.*
10. *Методика определения изотопов плутония – (239+240), стронция-90 и америция-241 в объектах окружающей среды (почвы, растения, природные воды). – Алматы : ЦСМС, 1998.*
11. *Методика определения содержания искусственных радионуклидов $^{239,240}$Pu, $^{90}$Sr и $^{137}$Cs в природных водах методом концентрирования / ИЯФ НЯЦ РК. – Регистрационный №0307/3 от 5,04,2001.*
12. *МИ 2143-91 РК "Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре". – Введ. 1998-06-02. – Рег. № 5.06.001.98. – М. : ВНИИФТРИ, 1991. – 18 с.*
13. *Мизандронцев И.Б. Химические процессы в донных отложениях водоемов. – Новосибирск : Наука, 1990. – 176 с.*
14. *Основные закономерности распределения радионуклидов в системе реки Теча по результатам многолетних наблюдений [Электронный ресурс]. – URL: http://www.chelpogoda.ru/pages/332.php.*
15. *Паницкий А.В., Лукашенко С.Н., Магашева Р.Ю. Характерные особенности радиоактивного загрязнения компонентов природной среды экосистем водотоков штолен горного массива Дегелен // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сб. тр. Института радиационной безопасности и экологии за 2007–2009 гг. / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар : Дом печати, 2010. – Вып. 2. – С. 57–102.*
16. *Салтыков А.В., Горбачев И.В. Радионуклидный состав донных отложений реки Обь (лесная и лесостепная зоны) // Мир науки, культуры, образования. – 2010. – № 4(23). – С. 275–277.*


## ОПРЕДЕЛЕНИЕ ИСТОЧНИКОВ ФОРМИРОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ПЛОЩАДКИ "БАЛАПАН" НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ


М.Р. Актаев, А.О. Айдарханов, О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко

Институт радиационной безопасности и экологии, г. Курчатов, Казахстан, irbe@nnc.kz


## DEFINING SOURCES OF CONTAMINATED GROUNDWATER AND SURFACE WATER AREA "BALAPAN" AT THE SEMIPALATINSK TEST SITE


M.R. Aktayev, A.O. Aidarkhanov, O.N. Lyakhova, S.N. Lukashenko

Institute of Radiation Safety and Ecology



This paper presents the results to determine the mechanisms of formation, as well as to detect the presence of water exchange processes between groundwater and surface water "Balapan". The features of the formation of groundwater square "Balapan". Presence of water exchange processes between the different types of groundwater (cracks and groundwater), and their relationship with surface water. "Atomic" lake is characterized by the heavy isotopes relative to

local meteoric water line. It is found that a change in reservoir isotopes primarily due to the evaporation process, where the condensed residual heavy isotopes in the water. In surface water of Shagan defined area with the presence of an external water exchange process of the river.

## Введение

В настоящее время на территории площадки бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) существует ряд водных объектов, характеризующихся повышенным содержанием техногенных радионуклидов и отличающихся механизмами формирования. Основные из них распространены на пл. "Балапан", где существует поверхностные воды р. Шаган и "Атомного" озера, а также подземные водоносные горизонты грунтовых и трещинных вод.

Ранее проведенные исследования водных объектов пл. "Балапан" позволили определить степень и характер распределения техногенных радионуклидов в водных объектах. В поверхностных водах р. Шаган на расстоянии 5 км от "Атомного" озера вниз по течению локализованы участки с максимальными значениями трития, активностью до 350 000 Бк/кг. В результате исследований водоема "Атомное" озеро получены данные о глубинном распределении техногенных радионуклидов $^{3}H$ и $^{90}Sr$ в в воде. Во всех случаях минимальные значения зафиксированы на глубине 10 м, максимальные на глубине 60–80 м [1, 2].

В грунтовых и трещинных водах обнаружено наличие повышенных концентраций трития на отдельных локальных участках площадки "Балапан". Максимальные значения $^{3}H$ в грунтовых и трещинных водах достигают 35000 и 450 000 Бк/кг соответственно [3].

Таким образом, проведенные комплексные исследования позволили достоверно определить радиоактивные загрязнения подземных и поверхностных вод пл. "Балапан. Однако механизмы формирования самих водных объектов и их возможные взаимосвязи не изучались.

В данной работе представлены результаты по определению механизмов образования, а также по выявлению наличия процесса водообмена между вышеперечисленными поверхностными и подземными водами пл. "Балапан". Для этого проведены следующие работы:

1. Оценка влияния локальных атмосферных выпадений на формирование водных объектов пл. "Балапан".
2. Определение механизмов образования и наличие водообмена подземных вод (трещинных и грунтовых).
3. Оценка влияния подземных вод пл. "Балапан" на воды р. Шаган и "Атомное" озеро.



а) б)

***Рис. 1.*** *Отбор проб атмосферных осадков;* а *– жидких (дождей),* б *– твердых (снега)*

Исследования проведены с применением метода изотопной гидрологии. Сущность метода заключается в прямой оценке происхождения и формирования воды, путем определения отношения стабильных изотопов $^{2}H/^{1}H$ и $^{18}O/^{16}O$.

***Оценка влияния локальных атмосферных выпадений на формирование водных объектов пл. "Балапан".*** Для общего анализа условий формирования природных вод, результаты измерений необходимо наносить на диаграмму отношения $\delta^{18}O \div \delta^{2}H$. На этой диаграмме имеет место закономерное распределение изотопного состава атмосферных осадков, которое называется глобальной линией метеорных вод ГЛМВ и имеет уравнение регрессии $\delta^{2}H=8*\delta^{18}O+10$ (Craig, 1961; Dansgaard, 1964).

Однако значения изотопного состава локальных атмосферных выпадений могут отклоняться от ГЛМВ, за счет влияния региональных природно-климатических особенностей, приводящие к изменению изотопов в осадках определенных территорий. В связи с этим, для достоверного определения видов вод, необходимо построение локальной линии метеорных вод (ЛЛМВ), полученных из местных атмосферных выпадений. Для этого проводился регулярный отбор проб жидких и твердых атмосферных осадков.

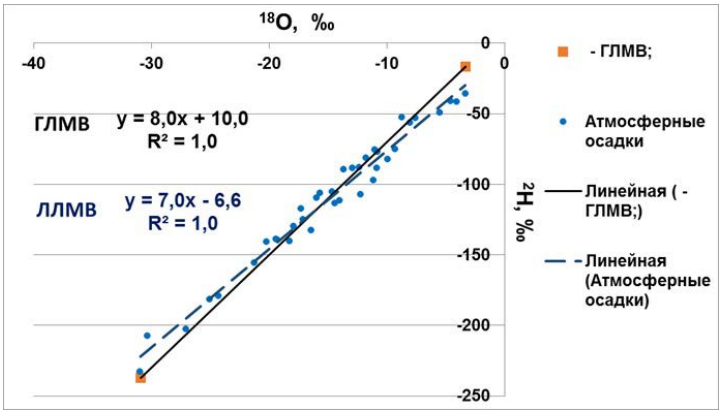
*Отбор проб атмосферных выпадений.* Отбор жидких осадков (дождей) проводился при помощи специально изготовленной емкости, состоящий из приемной воронки, канала для стекания дождей и накопительной части. Для отбора проб твердых осадков в зимний период использовался приемный короб для снега (рис. 1).

Отбор атмосферных выпадений проводился регулярно в течение 1 года на территории г. Курчатов.

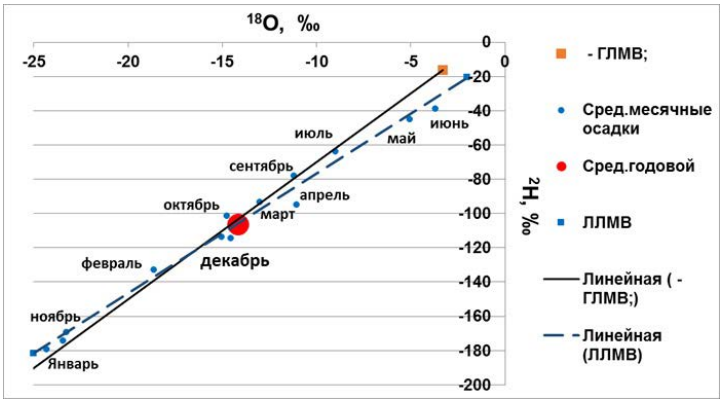
*Результаты исследования.* Согласно полученным результатам изотопный состав локальных атмосферных выпадений изменяется в широком диапазоне от –3,3 до 30,9 ‰ по $^{18}O$ и от 35,9 до 232,8 ‰ по $^{2}H$. Все полученные результаты нанесены на сравнительную диаграмму отношений $\delta^{2}H$-$\delta^{18}O$ – ГЛВМ. Результаты представлены на рисунке (рис. 2).

Согласно сравнительным анализам, ЛЛМВ отличается от ГЛВМ, утяжелением изотопов в летний период, и облегчением – в зимний период. Полученный угловой коэффициент ЛЛМВ составил <8, что отражает изменения в изотопном составе исходной локальной атмосферной влаги.

Таким образом, изотопный состав местных атмосферных выпадении отличается региональным перераспределением от ГЛМВ. Данное отклонение необходимо учитывать при расчете условий фракционирования изотопов вод исследуемой территории. В связи с этим, дальнейший сравнительный анализ изотопов различных




а)




б)

***Рис. 2.*** *Распределение изотопов в атмосферных осадках:* а – *формирование локальной линии метеорных вод,* б – *среднемесячные изменения изотопов*

вод пл. "Балапан" проводился на основе полученной ЛЛМВ.

***Определение механизмов образования и наличие водообмена подземных вод (трещинных и грунтовых).*** Определение механизмов образования и наличие водообмена проводилось для исследования загрязненных тритием грунтовых и трещинных вод пл. "Балапан". Грунтовые воды распространены в толщах осадочных пород на приповерхностной глубине от 1 до 5 м, в пределах небольших поверхностных водоемов, низин и т.д. Трещинные воды распространены в толщах палеозойского фундамента, на глубине от 20 м.

*Отбор проб воды.* Отбор проб грунтовой воды проводился из пробуренных шнековых скважин. Отбор проб трещинных вод проводился из существующих гидрогеологических скважин пл. "Балапан", после проведения чистки методом "эрлифт".

*Результаты исследования.* Согласно результатам спектрометрии, изотопный состав грунтовых вод изменяется от –10,4 до –17,9 ‰ по $^{18}O$ и от –67,1 до –126,8 ‰ по $^{2}H$. Изотопный состав трещинных вод изменяется от –14,4 до –20,5 ‰ по $^{18}O$ и от –111,7 до –139,5 ‰ по $^{2}H$.

Для анализа механизмов образования и наличия процессов водообмена, все полученные результаты были наложены на ЛЛМВ со среднемесячными значениями изотопов в атмосферных выпадениях (рис. 3).

По данным сравнительного анализа отмечается, что трещинные воды пл. "Балапан" находятся преимущественно в зоне влияния атмосферных выпадений, образующихся в зимний период.

Грунтовые воды характеризуются более широким диапазоном значений изотопов. Основная часть грунтовых вод находятся в зоне влияния трещинных вод, поскольку практически во всех пробах воды ранее были зафиксированы численные значения трития. В водах 2 шнековых скважин (рис. 3 – выделенная область) фиксируются относительно тяжелые изотопные значения, характерные для атмосферных выпадений весеннего и летнего периода.

***Оценка влияния подземных вод пл. "Балапан" на воды р. Шаган и "Атомное" озеро.*** Оценка влияния подземных вод пл. "Балапан" на воды р. Шаган и "Атомное" озеро проводилась путем исследования изотопного состава всех типов вод, распространенных на потенциальных участках поступления загрязненных вод [4].

Для р. Шаган были использованы поверхностные воды, отобранные по глубине водоема на нескольких участках, расположенных на расстоянии 2,6; 2,8; 5,1; 5,2 и 5,3 км вниз по течению от "Атомного" озера, на которых ранее отмечалось неравномерное распределение трития по глубине водотока. А также воды, отобранные из мониторинговой скважины р. Шаган, расположенной на участке с максимальным тритиевым загрязнением (5 км от "Атомного" озера).

Для исследования "Атомного" озера были использованы воды, отобранные по глубине водоема в сентябре 2013 г. и августе 2014 г.

*Отбор проб воды.* Отбор воды из различных глубин р. Шаган проводился с помощью специального пробоотборника, начиная от поверхности водотока, до уровня придонного слоя, с интервалом 5 см.

Отбор воды на "Атомном" озере проводился из центра водоема с интервалом 5–10 м, начиная от поверхности озера, до максимальной глубины 80 м.

*Результаты исследования.* По результатам лабораторных анализов, изотопный состав вод р. Шаган изменяется в пределах от –7,5 до –14,4‰ по $^{18}O$ и от –70,3 до –113,6‰ по $^{2}H$. Изотопный состав воды мониторинговой скважины составил –14,9 по $^{18}O$ и 116,1 по $^{2}H$.

Воды "Атомного" озера характеризуются наиболее тяжелым изотопным составом в пределах от –1,8 до –5,7‰ по $^{18}O$ и от –35,0 до –61,0‰ по $^{2}H$.

Для анализа оценки влияния трещинных вод на поверхностные воды, все полученные результаты наложены на ЛЛМВ. Результаты представлены на рисунке (рис. 4).

Согласно анализу, воды р. Шаган характеризуются

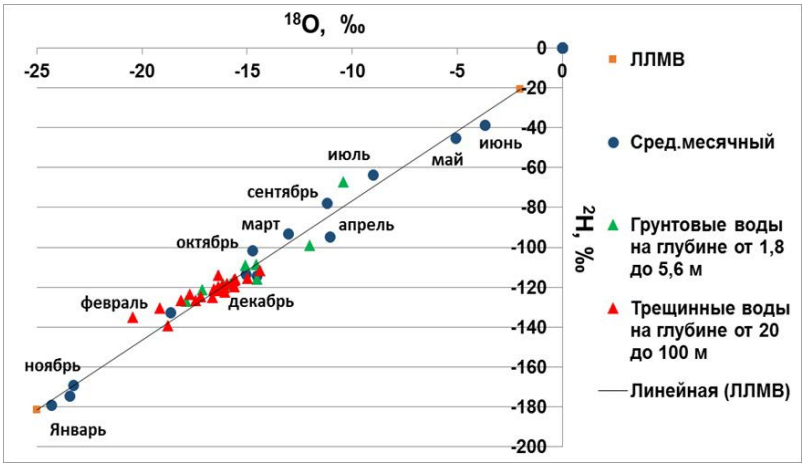



***Рис. 3.*** *Распределение изотопов грунтовых и трещинных вод на ЛЛМВ*

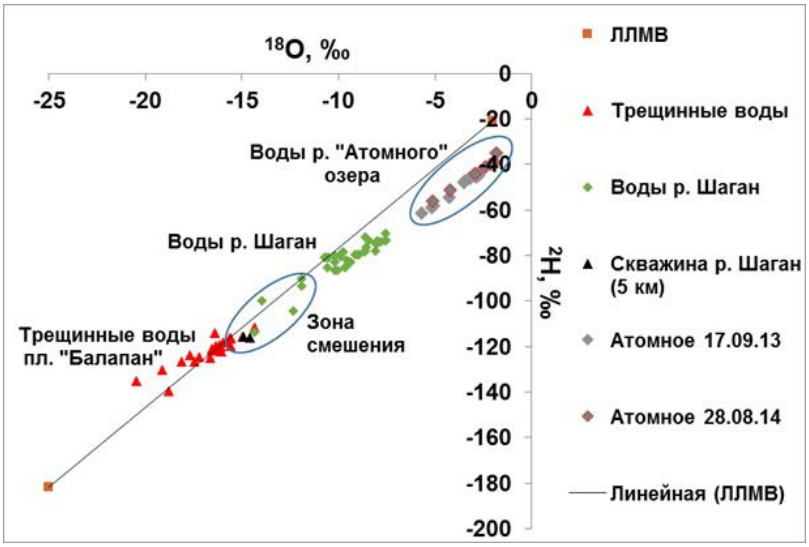



***Рис. 4.*** *Распределение изотопов вод р. Шаган и "Атомное" озеро*

наличием зоны, в которой отмечается смешение изотопных распределений, соответствующее значениям в мониторинговой скважине (5 км), трещинных водах пл. "Балапан" и поверхностной воде р. Шаган, отобранной из участка, расположенного на расстоянии 5,2 км.

Изотопный состав "Атомного" озера существенно отличается от трещинных вод пл. "Балапан", что показывает отсутствие их смешения. Все воды "Атомного" озера обогащены более тяжелыми изотопами по отношению к ЛЛМВ. Данное отклонение оценивалось по величине эксцесса (избытка) дейтерия dex=д$^{2}$H–7*д$^{18}$O. Согласно вычислениям, значение dex для всех образцов воды "Атомного" озера являются отрицательными и изменяются в диапазоне –2,4 до –10,6‰. Это говорит о том, что фракционирование изотопов водоема в первую очередь связано с процессом испарения, при котором в остаточной воде конденсируются тяжелые изотопы $^{2}$H и $^{18}$O.

## Выводы

Формирование подземных вод пл. "Балапан" происходит за счет локальных атмосферных выпадений. Источником питания трещинных вод являются осадки зимнего периода. Источником питания грунтовых вод – зимние и летние осадки.

Выявлено наличие взаимосвязи между трещинными и грунтовыми водами. Обнаружено, что часть грунтовых вод находится под влиянием поверхностных вод и подвержена процессам испарения.

Установлено, что водоем "Атомное" озеро не получает питание за счет поступления каких-либо подземных вод с пл. "Балапан".

В реке Шаган обнаружен и локализован участок, находящийся под влиянием загрязненных трещинных вод площадки "Балапан" (5 км).

## Заключение

Настоящей работой выполнены полевые и лабораторные исследования, направленные на изучение отношения стабильных изотопов в подземных и поверхностных водах, а так же в атмосферных выпадениях. По результатам работ установлены особенности распределения стабильных изотопов в различных водных объектах пл. "Балапан".

Определен изотопный состав местных атмосферных выпадений, которые отличаются континентальным перераспределением от глобальной линии метеорных вод. В зимний период – относительно легкими, в летний – относительно тяжелыми значениями. Это необходимо учитывать при расчете условий фракционирования изотопов вод.

Определены особенности формирования подземных вод пл. "Балапан". Выявлено наличие процессов водообмена между различными типами поземных вод (трещинными и грунтовыми), и их взаимосвязь с поверхностными водами.

"Атомное" озеро характеризуется наиболее тяжелым изотопным составом вод, по отношению к ЛЛВМ. Установлено, что изменение изотопов водоема в первую очередь связано с процессом испарения, где в остаточной воде конденсируются тяжелые изотопы.

В поверхностных водах р. Шаган определен участок с наличием процесса внешнего водообмена реки.

***Литература***

1. *Характер загрязнения техногенными радионуклидами вод р. Шаган / М.Р. Актаев, А.О. Айдарханов, С.Н. Лу-*

*кашенко, А.Ж. Есимбеков // XII конф.-конкурс НИОКР молодых ученых и специалистов РГП НЯЦ РК, 15–17 мая 2013 г. – Курчатов : Институт атомной энергии.*

2. *Радиоактивное загрязнение вод реки Шаган (по результатам 2011-го года) / А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко, С.В. Генова, О.Н. Ляхова, А.К. Айдарханова // Сборник трудов Национального Ядерного центра Республики Казахстан за 2011–2012 гг. / под рук. С.Н. Лукашенко. – Павлодар : Дом печати, 2013. – С. 249–256.*
3. *Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сборник трудов Национального Ядерного центра Республики Казахстан за 2007–2009 гг. / под рук. С.Н. Лукашенко. – Вып. 2. – 12 с.*
4. *Выявление путей миграции техногенных радионуклидов за пределы испытательной площадки "Балапан" / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, В.В. Романенко и др. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сборник трудов Национального Ядерного центра Республики Казахстан за 2010 г. / под рук. С.Н. Лукашенко. – Павлодар : Дом печати, 2011. – Т. 2, вып. 3. – С. 161–231.*

# РАДИОЭКОЛОГИЯ: ПРОБЛЕМЫ ЯДЕРНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ БЫСТРЫХ РЕАКТОРОВ И ЗАМЫКАНИИ ЯДЕРНОГО ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА

Р.М. Алексахин

Частное учреждение "Инновационно-технологический центр проекта "Прорыв" Госкорпорации "Росатом", Москва, Россия

# RADIOECOLOGY: PROBLEMS OF NUCLEAR POWER ENGENEERING WITH THE USE OF FAST REACTORS AND NUCLEAR FUEL CYCLE CLOSURE

R.M. Alexakhin

Innovation and Technology Center, "Proryv" project, State Atomic Energy Corporation "Rosatom", Moscow, Russia

In this country, a Federal target program "Nuclear energy technologies of a new generation for 2010–2015 and longer term up to 2020" (project "Proryv") is being implemented. The main ecological advantages of this program are described, namely 1) limitation of radioactive waste (RW) and spent nuclear fuel (SNF), 2) deliberate change in the radionuclide composition of radioactive waste (transmutation), 3) limitation or elimination of nuclear power greenhouses gases releases, 4) management of RW and SNF of both cumulative reserves and current production of thermal reactors, 5) fuel supply problem solution ($^{238}$U, thorium cycle), 6) potential realization of a two-component model of the nuclear industry of Russia in the framework of ecological problems. Issues are discussed of the $^{14}$C role in applying the MNUP fuel. The development is described of the radioecological principles of RW burial equivalence.

Среди комплекса факторов, определяющих развитие ядерной энергетики как самостоятельного вида электрогенерации – экономических, социальных, политических и др., в качестве одного из основных выделен экологический [4]. В ракурсе обеспечения радиационной безопасности окружающей среды в ядерной энергетике к двум основным проблемам отнесены управление РАО и ОЯТ и исключение тяжелых радиационных аварий, сопровождающихся выбросом радиоактивных веществ в природную среду и связанным с этим отселением населения.

В настоящее время в нашей стране выполняется федеральная целевая программа "Ядерные энерготехнологии нового поколения на период 2010–2015 гг. и на перспективу до 2020 г." (программа "Прорыв") [1], (рис. 1).

В рамках этой программы реализуется ряд преимуществ ядерной энергетики на быстрых нейтронах с замыканием ЯТЦ, связанный с экологическими проблемами:

- ограничение объемов ОЯТ и РАО;
- целенаправленное изменение радионуклидного состава РАО (трансмутация);
- ограничение или исключение выбросов парниковых газов, ведущих к неблагоприятным изменениям климата;
- возможная утилизация ОЯТ и РАО из накопленных запасов и текущего производства тепловых реакторов;
- решение проблемы обеспечения топливными ресурсами ядерной энергетики (использование $^{238}$U и ториевый цикл);
- возможная реализация двухкомпонентной модели развития ядерной энергетики в России – тепловые и быстрые реакторы – с эффективным решением экологических вопросов.

В принципе существуют два метода обращения с РАО, направленные на ограничение их биологической опасности. Первый из них – физико-химический и радиохимический. Он состоит в снижении химической под-

вижности и уменьшении биологической доступности радионуклидов (включение РАО в инертные матрицы, остекловывание, ограничение или исключение контактов РАО с биотическими компонентами окружающей среды и т.п.). Второй метод управления РАО – более радикальный, хотя технологически более сложный и, по-видимому, более экономически затратный – ядерно-физический. Он заключается в изменении радионуклидного состава РАО за счет трансмутации радионуклидов. Это обеспечивает уменьшение объемов РАО и ОЯТ, а главное, позволяет изменить радионуклидный состав РАО в "более дружественную композицию к биосфере" (иными словами, сжигаются наиболее биологически опасные радионуклиды, т.е. осуществляется замыкание ядерного топливного цикла, предусматривающее также рецикл ядерного горючего). Рациональным является рассмотрение вопроса о комбинированном использовании обоих методов – физико-химического (радиохимического) и ядерно-физического.

Если затрагивать вторую сакральную проблему проектного направления "Прорыв" – тяжелых радиационных аварий в последние годы произошли определенные изменения в оценке тяжести последствий запроектных аварий с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду (типа аварий в 1986 г. на Чернобыльской АЭС и аварии на АЭС "Фукусима Дайичи" в Японии в 2011 г.). Подтверждая первостепенное значение радиологических потерь (т.е. связанных с эффектами, атрибутивно относящимися к действию облучения на человека, а также – по современным представлениям – и на биоту – окружающую среду), более обоснованно оценивается и нерадиологический ущерб (в первую очередь, экономический). При этом высказывается точка зрения, что радиологические потери от тяжелых аварий с радиоактивным загрязнением окружающей среды могут быть меньше (иногда существенно), чем нерадиологический ущерб. Эти рассуждения не изменяют сущности требований к недопустимости тяжелых радиационных аварий с выбросом радиоактивных веществ в природную среду в современных доктринах ядерной энергетики, однако указывают на необходимость более обоснованной взвешенной оценки последствий природных катастроф нерадиационного характера и негативного давления на человека и природу современного техногенеза.

Одним из базовых постулатов программы "Прорыв" является принцип обращения с ОЯТ и РАО на основе концепции радиационной эквивалентности в дозах облучения человека, связанных с определенным количеством природного урана (ядерного топлива), с одной стороны, и окончательно захороненных РАО, образованных в результате использования в реакторах этого количества урана. Эта концепция, изначально сформулированная в НИКИЭТ им.Н.А. Доллежаля [2, 3], в последние годы была развита по ряду позиций:

– учитывается миграция радионуклидов из места захоронения РАО и размещения уранового (рудного) тела до биотических слоев – миграционный компонент (концепция стала называться радиационно-миграционной эквивалентностью);

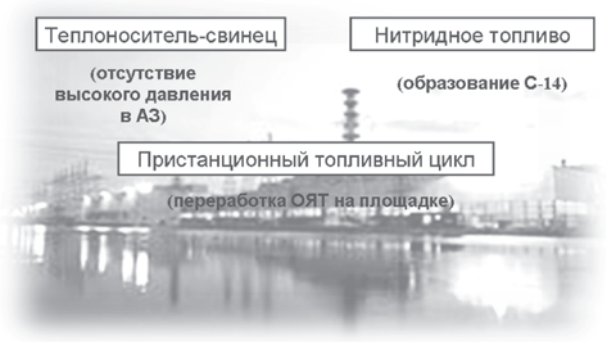



***Рис. 1.*** *Особенности объектов замкнутого ядерного топливного цикла в проекте "Прорыв" для обеспечения экологической и радиационной безопасности*

– принимаются во внимание все возможные пути облучения человека (ранее ограничивались упрощенно только использованием коэффициента дозового преобразования);
– к оценке воздействия облучения на человека добавлено определение влияния облучения на биоту – окружающую среду, что привело к новому названию концепции – радиоэкологической эквивалентности.

Упомянутое внесение в концепцию представлений о необходимости учета воздействия облучения на окружающую среду при захоронении РАО, с одной стороны, и от природных радионуклидов из семейства $^{238}U$, – с другой, связано с двумя факторами. Во-первых, дозы облучения ряда представителей биоты могут быть выше доз облучения человека при нахождении в одной и той же экосистеме. Для некоторых представителей биоты – например, почвенной мезофауны – эти дозы от продуктов распада $^{238}U$ могут быть выше, чем для человека в некоторых радиоэкологических ситуациях до 400 раз [5]. Вместе с тем, нужно подчеркнуть, что при использовании концепции радиоэкологической эквивалентности продолжает сохраняться корректность тезиса, если радиационными стандартами защищен человек, то в этих условиях защищенной от облучения оказывается и биота (окружающая среда). Тем не менее, экоцентрическая доминанта в современных построениях радиационной защиты однозначно требует прямой доказательности обеспечения радиационной безопасности представителей живой природы (т.е. нужны оценка доз их облучения и сравнение с экологическими нормативами допустимого воздействия ионизирующего излучения на биоту).

Особенность программы "Прорыв" состоит в применении нового вида топлива – плотного смешанного нитрид-урново-плутониевого (СНУП-топлива). С экологической точки зрения использование нитридного топлива обостряет проблему $^{14}C$ (это долгоживущий радионуклид образуется по реакции $^{14}N$ (n, p) $^{14}C$). $^{14}C$ относится к особо биологически опасным радионуклидам (обязательное участие в структуре ДНК), его радиационно-генетическая опасность восходит к рассуждениям

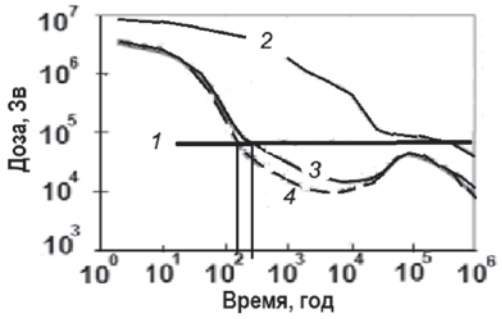



***Рис. 2.*** *Суммарная доза внешнего и внутреннего облучения человека от 1 т природного урана (1), трансурановых радионуклидов отработавшего ядерного топлива с остаточной активностью U, Pu, Np 0,1% (2), без 99% Am (3), без 99,9% Am (4)*

академика А.Д. Сахарова более 50-летней давности. На РУ БРЕСТ-ОД-300 на 1 т топлива нарабатывается 274 г $^{14}C$ (в пересчете на 20 т топлива производство $^{14}C$ составит 1,37 кг в год). Это количество сопоставимо с годовым поступлением в атмосферу Земли $^{14}C$ космогенного происхождения – 8,2 кг. Экологическая опасность $^{14}C$ определяется только выбросом в форме газа (в основном диоксида) – при дальнейшем включении в фотосинтез и пищевые цепочки с участием растений. С учетом метеофакторов и реального производства сельскохозяйственной продукции в районе размещения ОДЭК на СХК допустимая доза облучения населения 10 мкЗв/год формируется при выбросе за год 22,5 г $^{14}C$. Основные технические решения для исключения воздействия $^{14}C$ на население и окружающую среду должны быть направлены на недопущение выброса $^{14}C$ в газовой фазе при переработке ОЯТ выше допустимых пределов, а также перевод твердой фазы в нерастворимом состоянии при его захоронении.

В качестве примера формирования радионуклидного состава РАО, подлежащих окончательному захоронению с соблюдением принципа радиоэкологической эквивалентности, можно привести изменение содержания такого важного минорного актинида как Am. Известно, что в период от 100 до 10 000 лет суммарная активность РАО в большой степени обусловлена Am.

На рисунке 2 показано, как за счет регулирования трансмутации Am (до содержания 0,1–1% в РАО) можно достичь радиоэкологической эквивалентности. Представлены расчеты дозы облучения человека от суммы трансурановых радионуклидов отработавшего ядерного топлива с остаточной активностью U, Pu, Np 0,1%, без 99% Am (в остатке 1%), без 99,9% Am (в остатке 0,1%) и от радионуклидов 1 т природного урана. Выделение 99% Am из ОЯТ быстрых реакторов является оптимальным для соблюдения принципа радиоэкологической эквивалентности РАО и природного U после распада $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ и выделения из ОЯТ 99% $^{99}Tc$.

В экологическом ракурсе в программе "Прорыв" предстоит дать экономическую оценку преимуществ ядерной энергетики на быстрых нейтронах с замыканием ядерного топливного цикла в плане исключения выбросов $CO_2$ (парниковых газов), свойственных ряду углеродных видов электрогенерации.

Новые пути развития ядерной энергетики с использованием быстрых реакторов и трансмутации минорных актинидов из отработавшего ядерного топлива, провозглашенные в проекте "Прорыв", направлены на решение, наряду с экономической выгодой, комплекса проблем по обеспечению базаварийной работы предприятий и улучшению безопасности обращения с РАО и исключению их влияния на человека и окружающую среду в долгосрочной перспективе. Именно эти проблемы формируют отношение общества к ядерной энергетике, поскольку, как показал многолетний мониторинг загрязнения окружающей среды, выбросы АЭС при штатной эксплуатации существенно ниже допустимых уровней, гарантирующих радиационную безопасность населения и биоты.

***Литература***

1. *Проект "Прорыв" – теоретический фундамент для крупномасштабной ядерной энергетики / Е.О. Адамов, Р.М. Алексахин, Л.А. Большов и др. // Известия РАН. Энергетика. – 2015. – № 1. – С. 5–13.*
2. *Степень приближения к радиационной эквивалентности высокоактивных отходов и природного урана в топливном цикле ядерной энергетики России / Е.О. Адамов, И.Х. Ганев, А.В. Лопаткин и др. // Атомная энергия. – 1996. – Т. 81, вып. 6. – С. 403–409.*
3. *Адамов Е.О., Ганев И.Х., Орлов В.В. Достижение радиационной эквивалентности при обращении с радиоактивными отходами ядерной энергетики // Атомная энергия. – 1992. – Т. 73, вып. 1. – С. 44–50.*
4. *Алексахин Р.М. Актуальные экологические проблемы ядерной энергетики // Атомная энергия. – 2013. – Т. 114, вып. 5. – С. 243–249.*
5. *Спирин Е.В., Алексахин Р.М., Панченко С.В. Оценка радиологической безопасности уранового месторождения для биоты // Атомная энергия. – 2013. – Т. 115, вып. 11. – С. 279–284.*

# ПРИМЕНЕНИЯ ТЕРМОЛЮМИНЕСЦЕНТНОГО МЕТОДА И ПОЧВО-ЭКВИВАЛЕНТНЫХ ДЕТЕКТОРОВ ТЛД-К ДЛЯ ИЗУЧЕНИЯ ТОПОГРАФИИ РАДИАЦИОННОГО ПОЛЯ НА ПЕРСПЕКТИВНОЙ ГАЗОНОСНОЙ ТЕРРИТОРИИ В ПЕНСИЛЬВАНИИ

Н.Л. Алукер[1], M.E. Herrmann[2], Е.Р. Князева[1], T.L. Lauvaux[2], Я.М. Суздальцева[1,3]

[1]ФГБОУ ВО Кемеровский государственный университет, Кемерово, Россия, naluker@gmail.com
[2]Department of Meteorology, Pennsylvania State University, PA, USA, maria.herrmann@psu.edu
[3]Институт экологии человека СО РАН, Кемерово, Россия, y-komarova@mail.ru

# APPLICATION OF A THERMOLUMINESCENT METHOD AND SOIL-EQUIVALENT DETECTORS TLD-K TO STUDY RADIATION FIELD TOPOGRAPHY OF A NATURAL GAS SITE IN PENNSYLVANIA

N.L. Aluker[1], M.E. Herrmann[2], Y.R. Kniazeva[1], T.L. Lauvaux[2], Y.M. Suzdaltseva[1,3]

[1]FGBOU VO Kemerovo State University, Kemerovo, Russia
[2]Department of Meteorology, The Pennsylvania State Universty
[3]Institute of Human Ecology SO RAN, Kemerovo, Russia

Исследования приводились вблизи заброшенной скважины на перспективном, но не подвергнувшемся антропогенной деятельности (разработке) геологическом поле (~10 км$^2$), территории сланцевых залежей Марселлус в штате Пенсильвании США. В закопушки глубиной до 30 см помещались детекторы ТЛД-К и с этих же глубин произведен отбор грунта. На основании исследований по трем профилям оценены "условные" возраста почво грунтов и поглощенные дозы, сформированные в основном за счет дочерних продуктов радона. Обнаруженные дозиметрические аномалии предполагается подтвердить изучением площадных закономерностей поступления в окружающую среду метана.

The study was conducted near an abandoned well at an exploratory, non-producing natural gas site (~10 km$^2$) in Marcellus Shale formation in the state of Pennsylvania, USA. Detectors TLD-K were buried into shallow pits, up to a 30 cm deep, and soil samples were collected from the same depths. Based on three mapped transects, "relative" age of the soils and the absorbed radiation doses, primarily from daughter radon products, were determined. Mapped dosimetric anomalies will be explored further by investigating natural methane seepage at the study area.

## Введение

На сложных в геологическом плане территориях разведки и добычи полезных ископаемых кроме прямых антропогенных выбросов метана, несомненно, развиваются процессы, приводящие к поступлению метана с обширных территорий месторождения благодаря естественным его поступлениям через трещины и разломы земной коры, а также заброшенные поисковые скважины [1, 6]. Вместе с метаном и другими газами в атмосферный воздух поступает радон [8].

Проводимое исследование направлено на то, чтобы оценить поступление радона в подпочвенные грунты, с использованием дозиметрических измерений с достаточно небольшой, но сложной в геологическом плане территории. Исследования приводились на территории порядка 10 км$^2$ вблизи заброшенной скважины на перспективном, но не подвергнувшемся антропогенной деятельности (разработке) геологическом поле. В качестве первого шага рассматривается применение метода термостимулированной люминесценции и термолюминесцентных детекторов для оценки дозовых нагрузок в почвогрунтах. Термолюминесцентные исследования рассматриваются как этап планируемых работ по оценке поступления метана в подпочвенный грунт. В идеале предполагается получение корреляционных площадных закономерностей концентраций метана и радона.

Применение термолюминесцентной (ТЛ) дозиметрии предполагает наличие соответствующих технических средств – достаточного количества термолюминесцентных детекторов (ТЛД) и считывателей для их широкомасштабного применения. В работе для исследований применяются почво-эквивалентные ТЛ детекторы ТЛД-К, синтезированные на основе аморфного $SiO_2$ [2, 3]. Благодаря близости эффективного атомного номера $Z_{эфф}$ дозиметра и $Z_{эфф}$ четвертичных отложений, детектор измеряет поглощенную почво-грунтами дозу [4, 9]. Существенным преимуществом детекторов ТЛД-К, по сравнению с аналогами, является однородность свойств материала, позволяющая не проводить сортировку по чувствительности, что существенно снижает трудоемкость работ с ними. Детекторы ТЛД-К не токсичны, имеют малые размеры, обладают высокой сходимостью показаний, надежностью регистрации в области малых доз из-за отсутствия предпиков и меньшей хемилюминесценцией. Длительность считывания информации с одного детектора ≤1 мин. Детекторы в условиях воздействия естественного фона обеспечивают надежную регистрацию сигнала при десятидневной экспозиции.

## Механизм возникновения радиогеохимических аномалий

До сих пор не существует единой точки зрения на механизм возникновения радиогеохимических аномалий над скоплениями нефти и газа.

Аномально высокие концентрации радия и продук-

тов его распада в приконтактных с залежами водами – явление, которое используется для контроля текущего положения водонефтяного контакта [7, 11], однако возможность регистрации таких радиоактивных аномалий на поверхности остается дискуссионной.

Высказывались мнения о возможности инфильтрационно-диффузионной транспортировки радия и радона к поверхности из зоны водоуглеводородного контакта, связи аномалий со снижением сорбционной емкости пород в области внедрения УВ компонентов. В ряде работ радиоактивные аномалии объясняются только как следствие тектонически унаследованных движений структурных элементов земной коры. Возможно, одна из причин повышения ТЛ пород связана с образованием вторичных кальцитов в зоне воздействия УВ в пределах выявленной аномалии [5].

Фиксируемые термолюминесцентной дозиметрией аномалии – это кольцевые аномалии высоких значений ТЛ над водоуглеводородным контактом и минимумы ТЛ в контуре нефтегазоносности. Чем разнообразнее по возрасту и составу осадочные отложения, формирующие литологический облик дневной поверхности территорий, тем больше внимания на стадии интерпретации приходится уделять этим особенностям и тем необходимее является изучения ТЛ самих почво-грунтов [10].

Наиболее контрастные геохимические барьеры в породах, перекрывающих скопления нефти и газа, возникают при внедрении УВ-газов в зону смены окислительных и восстановительных обстановок. Это связывают с влиянием геохимически инертного альфа-активного газа $^{222}Rn$, газообразного продукта распада $^{226}Ra$ (гамма линия 186 кэВ). Протяженность газовых ореолов $^{222}Rn$, например, над урановыми рудами достигает десятков метров [12]. Миграционная способность радона возрастает в несколько раз в водорастворенном состоянии. При радиоактивном распаде $^{222}Rn$ возникает группа гамма и бета-излучающих короткоживущие продуктов распада радона, таких как $^{214}Pb$, $^{214}Bi$, $^{214}Po$, $^{210}Po$, которые и регистрируются ТЛ детекторами. Таким образом, опосредованно ТЛ дозиметры реагируют на плотность потока радона и несут информацию о радиоактивности сравнительно глубоких горизонтов.

Хорошая сходимость различных способов оконтуривания аномалий методами с различной физической основой, свидетельствует о единой природе аномальных эффектов, происхождение которых связано с многосторонним влиянием залежей нефти и газа на осадочные отложения надпродуктивного комплекса.

Значительная пространственно-временная изменчивость проницаемости почв обуславливает невыдержанные во времени и весьма значительные по амплитуде флуктуации содержания радона. Однако, благодаря конвективному перемешиванию, средние значения ОА радона и амплитуда колебаний в пределах области слабо изменяются на непродуктивных территориях.

Поскольку смесь ДПР всегда находится в неравновесном состоянии, ее усредненную (с определенными весовыми коэффициентами) активность принято выражать в виде эквивалентной равновесной объемной активности радона (ЭРОА), создающей такую же концентрацию скрытой энергии, как и равновесная смесь. Для перехода к эффективной дозе используется величина "дозового переходного коэффициента", значение которого было установлено как на основании дозиметрического подхода на основе расчетных моделей, так и эпидемиологического подхода по результатам исследований профессионального облучения шахтеров. Оба подхода дают немного различающиеся оценки при среднем значении 9нЗв/(Бк*час*м$^{-3}$) на единицу ЭРОА радона. При проведении исследований для регистрации радона, в связи с его высокой вариабельностью, применяются методы, основанные не на измерении мгновенных концентраций, а интегральные, за определенный период накопления, дозы.

Идеальным методом, для проведения таких исследований является применение детекторов накопительного типа, например ТЛ детекторов. Естественно, что при этом регистрируется не альфа-излучение радона, а проникающие излучения продуктов его распада. Поскольку сам газ радон имеет достаточно большой молекулярный вес, то его самопроизвольная миграция в восходящем потоке даже при наличии такового вряд ли эффективна.

Основная гипотеза поступления радона в атмосферный воздух базируется на переносе его пузырьками легких летучих газов ($H_2$, $N_2$, $CO_2$, $CH_4$), содержания которых в почвенном воздухе в целом существенно выше, чем радона [8]. При подъеме водно-газовых образований, особенно в зонах повышенной проницаемости горных пород (разломы, трещины) с поверхности грунтовых вод в рыхлые отложения поступают обогащенные радоном потоки летучих природных газов. Для нефтегазопродуктивных площадей достаточно надежно показан парный характер субвертикальной миграции $H_2$ и $CH_4$ и $N_2$ и $CO_2$, соответственно, при концентрациях $CH_4$ от $10^{-3}$ до $5*10^{-3}$ объемных %. Концентрации $N_2$ и $CO_2$ примерно на порядок выше. Проведенные в работах [7, 8] результаты площадных исследований на нескольких нефтепродуктивных площадях показывают четкую корреляцию эксгаляции радона с водородсодержащими газами $H_2$ и $CH_4$ и отсутствие ее с $N_2$ и $CO_2$. Причем основной транспорт при этом осуществляется более легким $H_2$. При отсутствии антропогенных поступлений (хранилища и т.д.), а только оценивая потоки газов, являющихся продуктами естественной дегазации, площадные зависимости наиболее четкие и несут в себе информацию о перспективности территории на нефтегазоконденсатное сырье. В случае же присутствия дополнительных антропогенных техногенных нарушений обследуемой территории зависимости усложняются. Для метана так же, как и для радона, фиксируются значения как выше, так и ниже фоновых ($10^{-6}$ до $10^{-2}$ объемных %). При фиксации плотности потока радона на нефтеперспективных площадях при фоновых потоках ~10 мБк/с*м$^2$ наблюдаются превышения в 3–10 раз. Повышенные значения фиксируются в узких зонах, приуроченных к разрывным нарушениям, которые при площадных исследованиях со скважностью порядка 100 м иногда могут не выявляться.

## Результаты исследования

В данной работе оцениваются поглощенные дозы в почвогрунтах непосредственно в местах их залегания и изучены термолюминесцентные характеристики почвогрунтов, отобранных сентябре 2015 г. с территории примерно 10 км$^2$ вблизи заброшенной скважины в Пенсильвании, из которой, предположительно в окружающую среду могут поступать глубинные газы. В Marcellus Shale газ находится в породах, которые обозначают термином "сланцы". Это черные тонкослоистые глинистые отложения, сформированные в морских условиях (глубина моря примерно 150 м) при недостатке кислорода. Содержание органических веществ – от 1 до 14%. Возраст – средний девон. Мощность сланцев – 15–60 м. Глубина залегания –1200–2600 м. Активная добыча на Marcellus Shale начата в 2010 г. За год ее среднесуточная величина возросла в 3,5 раз и продолжает возрастать до настоящего времени. Материнская порода, не очень проницаемая, малопористая, где углеводороды содержатся в относительно низких концентрациях, но тянется она на большие расстояния. Непосредственно над породой или по разломам, в стороне, находятся ловушки, в которых скапливаются углеводороды в виде некоей суспензии. Из этих мест добывают нефть или газ обычным способом. Но под каждым обычным месторождением нефти или газа расположена сланцевая часть.

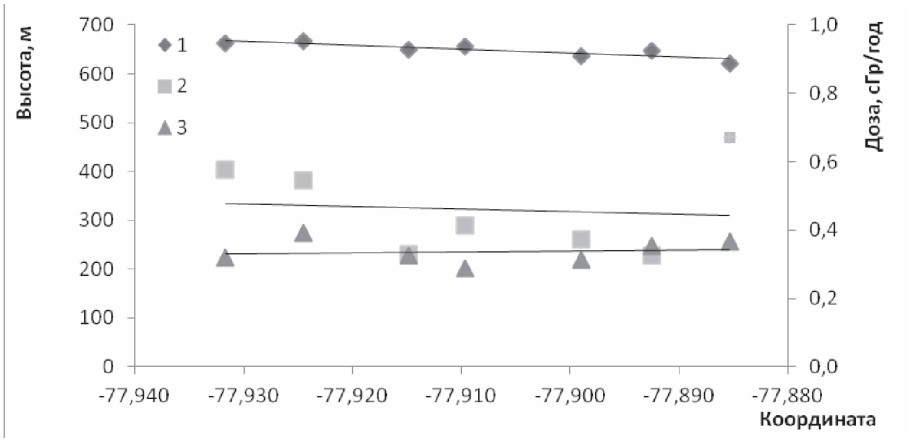



***Рис. 1.*** *Изменение высоты точек опробования (1) и поглощенных почво-грунтами доз в точках контроля по профилю "плато" в полевых (2) и лабораторных условиях (3)*

Предполагается, что формирующиеся дозы в подпочвенном грунте складываются в основном за счет облучения продуктами распада радона и частично за счет достаточно равномерного космического воздействия. Это влияет на запасенную почвогрунтами светосумму ТЛ, формируемую на протяжении их геологической жизни.

Дозиметрия выполнена в 40 точках на глубинах ~30 см (приблизительно 10 см из них органический почвенный слой) по трем профилям с расстоянием между точками ~100 м. В этих же точках с тех же глубин произведен отбор почвогрунтов. Кроме этого, проведена дозиметрия отобранных почв в условиях равномерного фона облучения за счет радона при хранении их в лаборатории.

Для измерения доз облучения и ТЛ необлученных и облученных образцов почво-грунтов использовался термолюминесцентный дозиметрический комплекс ДТУ – 01 М. Облучение почвогрунтов производилось излучением кобальта-60 дозой 5000 рад. Результаты исследования сопоставлены с картой почв и геологическим строением территории. Для некоторых образцов оценивается условный возраст данных отложений.

$$T = \frac{D * S_{необл}}{\left(S_{обл} - S_{необл}\right) * P} * K, \qquad (1)$$

где T – возраст, лет; D – доза облучения в сГр; P – мощность годовой дозы в месте отбора пробы, сГр/год; $S_{необл}$ – средняя светосумма необлученного образца, отн. ед.; $S_{обл}$ – средняя светосумма облученного образца, отн. ед., K – коэффициент пропорциональности. В нашем случае K=1, поэтому оценивается не истинный возраст пород, а "условный, относительный". На рисунке 1 приведены результаты определения поглощенных доз в месте отбора проб и отобранных проб в лабораторных условиях по профилю "плато", где влияние УВ не предполагается.

Для одной выпадающей и выделенной на рисунке 1 точки (+) характерно техногенное загрязнение (эта проба была отобрана из закопушки в непосредственной близости от дороги).

В целом наблюдается корреляция поглощенной дозы и высоты опробования, причем с небольшим падением высоты поглощенная доза тоже незначительно уменьшается. Для доз в отобранных почвах, определяемых в лабораторных условиях их хранения, доза в пределах погрешности постоянна, что указывает на близкий минеральный состав проб.

В среднем изменчивость по профилю всех анализируемых нами величин невелика. Средняя доза в месте отбора проб 0,46±0,12 сГр; относительный возраст (3±1)*10$^4$ лет; концентрация радона 128±33 Бк/м$^3$, с учетом техногенной пробы; дозиметрия почв в условиях лаборатории 0,34 ±0,03 сГр; высота 648±12 м; глубина отбора проб и закладки дозиметров без учета органического слоя – 20±4 см.

Более сложная картина наблюдается для профилей "гора" и "река". На рисунке 2 приведены характеристики изменения параметров по профилю "река".

Для данного профиля наблюдается сильная изменчивость поглощенной в полевых условиях дозы при ма-

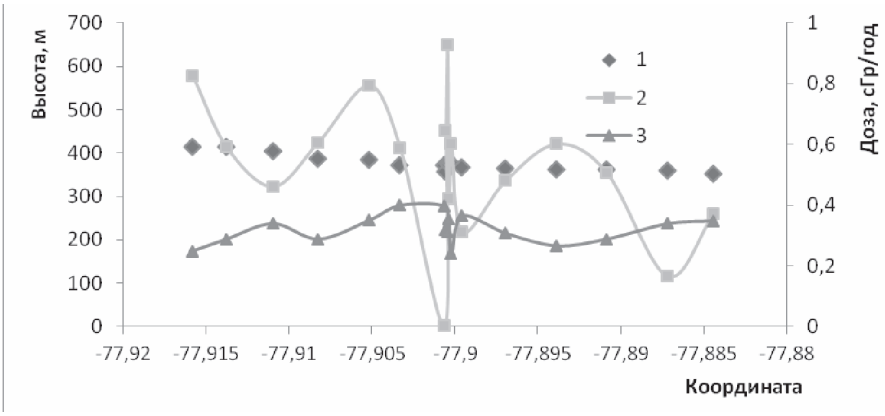



***Рис. 2.*** *Изменение высоты точек опробования по профилю "река" (1) и поглощенных почво-грунтами доз в точках контроля в полевых (2) и лабораторных условиях (3)*

лом изменении высоты рельефа. Причем, в двух точках контроля значения доз ниже измеренных в лабораторных условиях, т.е. наблюдаются положительные и отрицательных аномальные значения доз. Наблюдается анти корреляция концентрации радона в почвенном воздухе и условного возраста отложений. Для наиболее древней породы (коренной), появившейся в приповерхностном грунте в результате бурения и заполнения углеводородами радон вовсе не фиксируется. Таким образом, в случае выхода на поверхность пластовых вод выхода радона в атмосферу не происходит. Вокруг точки понижения поглощенных доз и уменьшения эксгаляции радона наблюдается четкая кольцевая аномалия повышенных значений этих параметров. Изменение измеренных и рассчитанных величин, характеризующих данный профиль более сильное по сравнению с профилями плато и гора. Средняя доза в месте отбора проб 0,53±0,16 сГр; относительный возраст $1,5\pm0,6*10^4$ лет; концентрация радона 175±50 Бк/м$^3$; дозиметрия почв в условиях лаборатории 0,32±0,04 сГр; высота 377±14 м; глубина отбора проб и закладки дозиметров 19±3 см. При вычислении средних величин основных рассматриваемых параметров две точки с аномально низкими концентрациями радона не учитывались.

Таким образом, по сравнению с профилем плато средняя поглощенная доза в месте отбора проб и закладки дозиметров и концентрация радона возросла, при меньшем относительном возрасте отложений. Это может быть связано с большей проницаемостью более молодых отложений и соответственно большими глубинами эксгаляции радона, Наличие значительной изменчивости характеристик по профилю может указывать также на наличие трещин и разломов в коренных отложениях. Можно предположить тектонические нарушения грунта по профилю. Таким образом, при среднем уменьшении возраста почвогрунтов (без учета выхода коренных отложений), концентрации радона по профилю меняется в сторону увеличения.

При учете аномальных точек наблюдается резкий градиент изменения концентрации радона при падении до 0. Такие аномалии с резкими перепадами обычно рассматривается в качестве поискового признака на нефтегазоконденсатное сырье. Место опробования, где наблюдается сильно выраженная аномалия, совпадает с местом заброшенной (разведывательной) скважины, причем аномальные изменения параметров при вертикальном профилировании прослеживаются и в профиле "гора".

***Литература***


1. *Measurements of methane emissions at natural gas production sites in the United States / D.T. Allen, V.M. Torres, J. Thomas et al. // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. – 2013. – [No.] 110. – P. 17768–17773.*
2. *Aluker N., Aluker V. // Proc. 10-th International Conference on Solid State Dosimetry. – Ashford, Kent : Nuklear Technology Publishing PO, 1992. – No. 7. – P. 39.*
3. *Алукер Н.Л., Алукер Э.Д. Рабочее вещество для термолюминесцентного дозиметра ионизирующих излучений (RU), G01T1/11, C09K11/08. – 1998. – № 2108598.*
4. *Aluker N.L., Bobrov V.V., Suzdal'tseva Ya.M. // Inorganic Materials. – 2015. – Vol. 51, No. 2. – P. 182–186.*
5. *Алукер Э.Д., Кучерук Е.В., Петухов А.В. Итоги науки и техники. – М. : ВИНИТИ, 1989. – Т. 16. – (Геохимия. Минералогия. Петрография).*
6. *Methane leaks from North American natural gas systems / / A.R. Brandt, G.A. Heath, E.A. Kort et al. // Science. – 2014. – [Vol.] 343. – P. 733–735.*
7. *The integrated radiation environment at well sites – an adjunct to petroleum exploration / F.R. Siegel, R. Chen, J.E. Vaz et al. // Oil and Gas. – 1997. – No. 6.*
8. *Эманационные и электрические эффекты в атмосфере / Н.С. Козлова, В.П. Рудаков, В.Н. Шулейкин и др. // Российский журнал наук о земле. – 1999. – Т. 1, № 6. – С. 503–510.*
9. *Komarova Ya.M., Aluker N.L., Bobrov V.V. et al. // Inorganic Materials. – 2011. – Vol. 47, Is. 5. – P. 544–548.*
10. *Авторское свидетельство 4605801/25 SU 1631484 A1 G 01 V9/00, Способ геохимических поисков залежей нефти и газа / А.В. Петухов, И.С. Капина, С.А. Постельников и др. – 1988.*
11. *Пинкензон Д.Б., Макаров М.С. О природе радиогеохимических эффектов на водонефтяном контакте // Геология нефти и газа. – 1991. – № 4.*
12. *Application of thermoluminescence dozimetry in the exploration for oil and gas using chinese GR-200 LiF (Mg,Cu,P) TLD / Z. Wang, D. Qin, G. Zhuang et al. // Radiation Protection Dozimetry. – 1993. – Vol. 47, No. 4.*

# ОСОБЕННОСТИ МИГРАЦИИ $^{137}$CS В ЛУГОВЫХ ЭКОСИСТЕМАХ В ПРЕДЕЛАХ 30-КИЛОМЕТРОВОЙ ЗОНЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС В НАЧАЛЬНЫЙ ПЕРИОД ПОСЛЕ АВАРИИ

В.С. Анисимов[1], Н.И. Санжарова[2], Р.М. Алексахин[3]

ФГБНУ "Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии", Обнинск, Россия, [1]vsanisimov@list.ru, [2]natsan2004@mail.ru, [3]alexakhin@yandex.ru

# THE FEATURES OF $^{137}$CS MIGRATION IN MEADOW ECOSYSTEMS WITHIN 30-KM ZONE OF THE CHERNOBYL NPP IN THE FIRST PERIOD AFTER THE ACCIDENT

V.S. Anisimov, N.I. Sanzharova, R.M. Alexakhin

Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia

There were allocated 2 zones on the territory of Northern part of 30-km area around Chernobyl NPP in 1987–1992, where were dominated fuel or condensation components of the fallout. Due to the transformation of the fuel particles already in 1988 the mobility of $^{137}$Cs, which is incorporated within the transformed fuel matrix, was higher than the mobility of the radionuclide in the soil exchange complex. From the layer 0–2 cm of soils by gravitational water flow in 1988 and 1990's, there were removed, respectively, 0.01–0.06% and 0.006–0.03% of the total $^{137}$Cs. The main factor influencing $^{137}$Cs uptake by plants was a deposition form of the radionuclide. Next, in order of decreasing influence are following: type of soil water regime, then follow the agro-chemical and physical properties of soil (in order of decreasing the influence on $^{137}$Cs uptake by plants: pH, the content of mobile forms of phosphorus, manganese, potassium, CEC).

Для оценки динамики трансформации форм $^{137}$Cs и его биологической доступности для растений в 1988 г. в пределах зоны 0–35 километров на различном удалении от ЧАЭС на территории северного следа аварийного выброса была заложена сеть попарно-сопряженных стационарных полигонов, или реперных участков (всего 12): один – на почве автоморфного ряда, другой – на почве гидроморфного ряда [1–4]. При выборе участков учитывались как физико-химические свойства почв, так и тип и плотность выпадений. Экспериментальные полигоны были заложены на естественных суходольных, низинных и пойменных лугах с разнотравно-злаковой растительностью с преобладанием злаковых трав. В таблице 1 приведена общая характеристика экспериментальных площадок. Для изучения радиационно-экологической обстановки на опытных полигонах по общепринятым методикам [5, 6, 9] производился отбор почвенных и растительных проб [1–4].

Коэффициенты фракционирования (обогащения) выпадений нелетучим $^{144}$Ce ($t_{кип}$ = 3700 °C) относитель-

*Таблица 1. Характеристика почв экспериментальных полигонов*

| Площадка, номер | Расстояние от ЧАЭС, км | Ближайший населенный пункт | Тип почвы | Гранулометрический состав |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 5 | с. Красное | дерново-подзолистая | песок связанный |
| 2 | | с. Красное | дерново-подзолистая грунтово-оглеенная | супесь |
| 3 | 15 | д. Уласы | дерново-подзолистая | песок связанный |
| 4 | 15 | д. Уласы | перегнойно-подзолистая грунтово-оглеен. | супесь |
| 5 | 35 | д. Кажушки | дерново-подзолистая | песок связанный |
| 6 | 35 | д. Кажушки | торфяная низинная освоенная | глина средняя* |
| 7 | 20 | д. Радин | дерново-подзолистая | супесь |
| 8 | 20 | д. Радин | торфяная низинная освоенная | глина легкая* |
| 9 | 7 | с. Красное | дерново-подзолистая | супесь |
| 10 | 7 | с. Красное | аллювиальная лугово-болотная | суглинок средний |
| 11 | 25 | д. Хвощевка | дерново-подзолистая | супесь |
| 12 | 25 | д. Хвощевка | дерново-подзолистая грунтово-оглеенная | суглинок легкий |

Примечание: * – гранулометрический состав подстилающих пород

но легколетучего $^{137}Cs$ ($t_{кип}$ = 672 °C) находили по формуле:

$$f\ 144/137 = (A_{144Ce} / A_{137Cs})_{эксп} : (A_{144Ce} / A_{137Cs})_{теор} \cdot \cdot \exp\ [\ -(\lambda_{137} - \lambda_{144})\Delta t\ ]\ ,$$

где $(A_{144Ce} / A_{137Cs})_{эксп}$ – соотношение концентраций радионуклидов в образцах почв; $(A_{144Ce} / A_{137Cs})_{теор}$ – соотношение концентраций радионуклидов в ядерном топливе в момент аварии для реактора РБМК-1000 с обогащением ядерного топлива $^{235}U$ 2% и выдержкой ядерного топлива 1 сут. По данным справочника [8] эта величина составляет 8,72. $\lambda_{137}$ и $\lambda_{144}$ – постоянные радиоактивного распада $^{137}Cs$ и $^{144}Ce$, $\Delta t$ – время (сут.), прошедшее с момента аварии до измерения концентрации радионуклидов в почвенных образцах. Чем выше величина *f* 144/137, тем больше обогащены выпадения тугоплавкими топливными компонентами, т.к. $^{144}Ce$ в выпадениях ЧАЭС находится преимущественно в топливных частицах. Аналогичным образом определяется и *f* 90/137. Содержание различных форм $^{137}Cs$, $^{90}Sr$ и $^{144}Ce$ определялось в серии последовательных вытяжек [7]. Для образцов торфяных почв отношение твердой и жидкой фаз расширялось в 10 раз по сравнению с минеральными образцами [1–3]. Для установления связи между почвенными свойствами и подвижностью $^{137}Cs$ были определены основные физико-химические показатели почв экспериментальных участков, а также их гранулометрический состав [1–4]. Отмечено значительное варьирование определяемых показателей в зависимости от типа, а также в пределах одного типа почвы. Вместе с тем, все почвы характеризуются ненасыщенностью основаниями почвенного поглощающего комплекса (ППК) и кислыми pH водной и солевой вытяжек, которые несколько выше для перегнойно-торфяных почв (точки 6 и 8).

В 1988–1990 гг. было проведено определение содержания в почвах четырех основных дозообразующихк этому моменту радионуклидов радиоактивных выпадений Чернооыльской катастрофы ($^{90}Sr$, $^{144}Ce$, $^{134}Cs$ и $^{137}Cs$) в пределах 30-километровой зоны вокруг ЧАЭС по ходу северного следа выброса. Результаты представлены в таблице 2 в пересчете на момент аварии. Из таблицы 2 видно, что концентрация вышеупомянутых радионуклидов в слое 0–5 см почв, значительно различается в зависимости от удаленности от ЧАЭС (для наиболее удаленных площадок 5, 6 и 11, 12 она на один – два порядка ниже, чем для остальных).

Анализ экспериментальных данных позволил выделить в пределах 30-км зоны Чернобыльской АЭС две подзоны, различающиеся характером выпадений радионуклидов – "ближнюю" и "дальнюю" [1–4]. "Ближняя" зона, где изучение поведения радионуклидов в почвах и их переход естественно произрастающую злаковую растительность проводились на реперных участках 1, 2, 9 и 10, расположенных на расстоянии 5–7 км от ЧАЭС вблизи с. Красное, характеризуется преобладанием в выпадениях тугоплавких, топливных компонент, обогащенных нелетучими продуктами деления ядерного топлива, на что указывают высокие значения коэффициентов фракционирования $^{144}Ce$ относительно $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ относительно $^{137}Cs$ (*f* 144/137 и *f* 90/137 >1). В выпадениях "дальней" зоны, преобладает конденсационная компонента. Они характеризуются низкими значениями *f* 144/137 и *f* 90/137 (<1). К этой зоне относятся площадки 3, 4, 5, 6, 7, 8, 11, 12, расположенные на расстоянии 15–35 км от ЧАЭС.

Анализ относительного содержания радионуклидов, извлекаемых различными экстрагентами, позволяет определить преобладающе формы их нахождения в почвах и оценить степень доступности растениям. В таблице 3 приведены доверительные интервалы для относительного содержания различных форм $^{137}Cs$ в почвах [1–4].

Относительное количество $^{137}Cs$ в обменной форме (вытяжка 1н. раствором $NH_4Ac$ pH 7,0) в 1990 году ниже,

*Таблица 2. Радиоэкологическая характеристика почв загрязненных участков*

| Участок, № | Расстояние от ЧАЭС, км | Содержание радионуклидов кБк/кг почвы | | | | | Коэффициенты фракционирования, *f* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $^{90}Sr$ | $^{144}Ce$ | $^{134}Cs$ | $^{137}Cs$ | 144,137 | 90,137 |
| 1 | 5 | 43,4 | 1432 | 28,9 | 60,1 | 2,14 | 1,14 |
| 2 | 5 | 57,4 | 1734 | 39,4 | 83,5 | 2,19 | 0,91 |
| 3 | 15 | 14,0 | 325,0 | 72,1 | 144,2 | 0,29 | 0,14 |
| 4 | 15 | 17,4 | 662,0 | 96,2 | 194,3 | 0,31 | 0,16 |
| 5 | 35 | 2,2 | 33,0 | 7,8 | 15,6 | 0,26 | 0,23 |
| 6 | 35 | 6,2 | 223,0 | 46,0 | 91,9 | 0,24 | 0,13 |
| 7 | 20 | 9,9 | 291,0 | 73,8 | 152,8 | 0,17 | 0,12 |
| 8 | 20 | 33,0 | 1027 | 281,4 | 582,4 | 0,17 | 0,06 |
| 9 | 7 | 139,2 | 2747 | 59,8 | 133,9 | 2,35 | 0,94 |
| 10 | 7 | 338,5 | 8426 | 193,1 | 419,0 | 2,69 | 1,22 |
| 11 | 30 | 5,2 | 162,0 | 12,5 | 25,5 | 0,59 | 0,32 |
| 12 | 30 | 2,7 | 72,0 | 9,5 | 19,3 | 0,33 | 0,31 |

*Таблица 3. Содержание различных форм $^{137}Cs$ в исследованных почвах (%) ***

| Точка, № | Содержание $^{137}Cs$(%), извлекаемого реагентами | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | $H_2O$* | 1 н. $NH_4Ac$, (pH 7,0) | 1 н. HCl | 3 н. HC1 | 6 н. HCl | остаток |
| 1 | 0,04±0,003 | 2,42 | 4,45±2,76( | 17,72±0,29 | 55,36±30,29 | – |
| | | (2,20±0,16) | 3,94±0,55) | (22,99±2,69) | (61,09±7,29) | (9,7±2,4) |
| 2 | 0,04±0,004 | 3,47±0,95 | 3,96±1,87 | 19,27±9,78 | 61,92±0,21 | – |
| | | (2,38±0,27) | (1,87±0,28) | (9,32±0,96) | (77,02±7,94) | (9,4±0,9) |
| 3 | 0,07±0,01 | 16,83±0,16 | 14,94±0,41 | 28,84±4,01 | 36,56±3,67 | – |
| | | (5,14±0,07) | (7,48±0,99) | (23,07±4,59) | (57,16±11,45) | (7,1±1,6) |
| 4 | 0,86±0,26 | 14,19±9,28 | 10,06±4,35 | 19,38±3,18 | 42,93±10,72 | – |
| | | (10,16±3,06) | (7,78±1,67) | (18,50±2,40) | (45,68±6,46) | (7,0±3,2) |
| 5 | 0,15±0,03 | 10,83±3,16 | 17,14±3,51 | 17,46±6,65 | 75,82 | – |
| | | (8,32±1,51) | (11,54±0,83) | (21,17±1,45) | (54,37±5,09) | (4,5±0,3) |
| 6 | 0,07±0,02 | 0,780,11 | 2,10±0,25 | 7,12±0,50 | 61,43±7,09 | – |
| | | (4,81±1,56) | (4,85±1,18) | (13,17±2,81) | (58,10±8,30) | (9,0±4,4) |
| 7* | 0,47±0,03 | 13,04±0,78 | 11,72±1,14 | 18,03±1,63 | 54,01±4,66 | 2,70,4 |
| 8* | 0,63±0,22 | 7,532,71 | 7,55±2,14 | 16,43±2,64 | 62,76±3,95 | 5,10,4 |
| 9* | 0,20± 0,001 | 8,19±0,06 | 5,86±0,44 | не опр, | 81,30±1,45 | 4,5±0,4 |
| 10* | 0,04±0,005 | 3,50±0,47 | 2,11±0,23 | не опр. | 79,21±3,30 | 5,11,8 |
| 11* | 0,06±0,00 | 2,540,27 | 2,97±0,30 | 6,96±0,66 | 77,49±7,81 | 10,01,3 |
| 12* | 3×10–3 | 1,66±0,28 | 1,08±0,07 | 4,11±0,33 | 83,69±3,53 | 9,50,9 |

Примечание: * – данные 1990 г.; ** – без скобок приведены данные 1988 г.,(n=5, q=0,05); в скобках – 1990 г.(n=9, q=0,05)

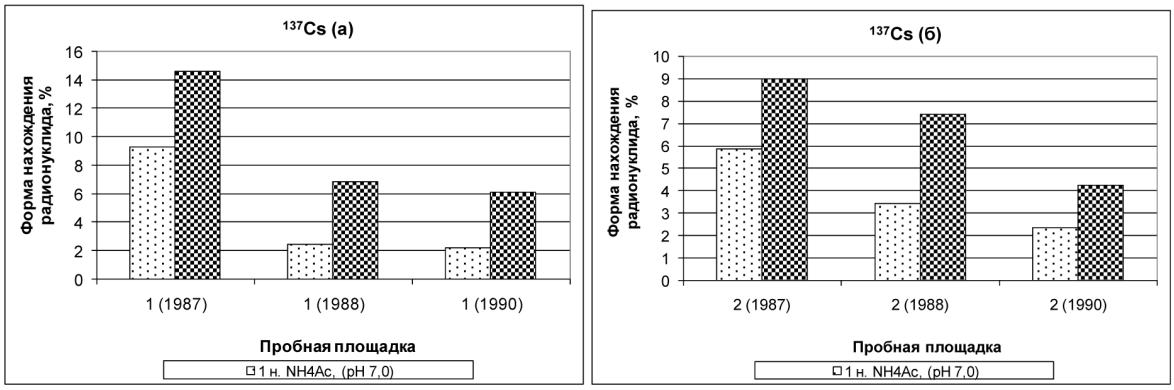



***Рис. 1.*** *Изменение относительного содержания обменного и подвижного $^{137}Cs$ (сумма обменного и извлекаемого 1н. HC1):* а *– в дерново-подзолистой связанно-песчаной почве (с. Красное);* б *– дерново-подзолистой грунтово- оглеенной почве (с. Красное)*

чем в 1988 году (табл. 3). Это свидетельствует о "фиксации" $^{137}Cs$ почвами. В почвах, расположенных в "ближней" к реактору зоне, где преобладает топливная компонента радиоактивных выпадений, количество радионуклида, извлекаемого 1н. растворами ацетата аммония и соляной кислоты в 1987 г. было выше, чем в 1988 и в 1990 гг. (рис. 1 а, б). Кроме того в 1987 г. почвы "ближней" зоны содержали и большее количество $^{137}Cs$ не извлекаемого после кипячения с 6 н. раствором HCl [1–3, 13]. Подобное поведение радионуклида может быть следствием неполной трансформации топливных частиц.

Факт незначительного вытеснения радионуклида 1н. растворами $NH_4Ac$ и HC1 при использовании стандартной методики [7] (ограниченной по времени выщелачивания 1 сут.) в почвах "ближней" зоны (табл. 3, рис. 1) при высоком накоплении его в растениях [1] мы объясняем наличием значительного количества $^{137}Cs$ в частицах композитного материала (прежде всего графита). Значения периодов полууменьшения содержания вышеуказанных форм $^{137}Cs$ в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС обобщены в таблице 4.

Полученные количественные значения показывают, что периоды полууменьшения содержания обменной и

*Таблица 4. Периоды полууменьшения содержания обменной и подвижной форм $^{137}Cs$ в почвах*

| Расстояние от ЧАЭС, км | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2–15 | | | | 15–55 | | | | | |
| Тип почвы | | | | | | | | | |
| Автоморфные | | Гидроморфные | | Автоморфные | | Гидроморфные | | Торфяные | |
| О | П | О | П | О | П | О | П | О | П |
| 3,7 | 7,0 | 1,8 | 3,2 | 2,7 | 4,8 | 1,4 | 1,9 | 24,9 | 6,3 |

Примечание: О – обменная форма, П – подвижная форма.

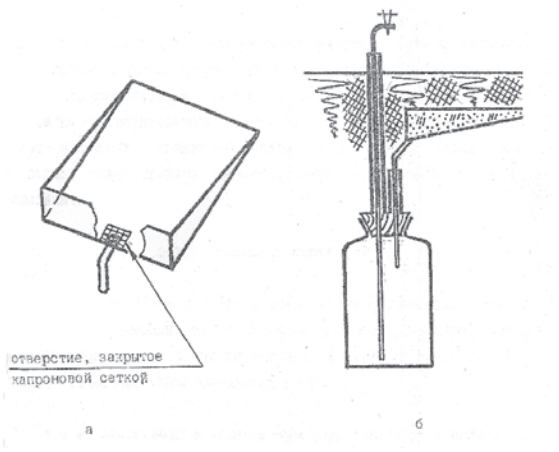



***Рис. 2.*** *Устройство (а) и схема размещения (б) лизиметра в почве*

подвижной форм $^{137}Cs$ зависят от форм выпадений и свойств почв. Для "ближней" зоны эти периоды в 1,5–2,0 раза длиннее, чем для "дальней", а для гидроморфных почв они короче, в среднем, в 1,5–2,0 раза, чем для автоморфных почв.

Для оценки выноса $^{137}Cs$ из верхнего слоя дерново-подзолистых связанно-песчаных почв в пределах зоны 5–34 километров от Чернобыльской АЭС были установлены лизиметры-накопители влаги [11]. Лизиметры представляли собой кюветы из плексигласа высотой 5 см, срезанные с одной стороны почти у основания и заполненные фильтрующим материалом (толченым стеклом с эффективным диаметром 3–5 мм) [1, 3]. Сток влаги из лизиметра осуществлялся через пластмассовую трубку (рис. 2а). Сосудом-накопителем служила стеклянная емкость, закрытая пробкой с двумя отверстиями для стеклянных трубок, нижний конец одной из которых был расположен вблизи выхода из емкости, а верхний соединен через резиновый шланг с пластмассовой трубкой, отводящей воду из лизиметра.

Нижний конец второй стеклянной трубки доходил до дна сосуда, а верхний, соединенный с резиновой трубкой, выходит на поверхность. Все резиновые трубки лизиметра помещались в защитные металлические кожухи. Общий вид лизиметра в рабочем состоянии приведен на рисунке 2б. Для установки лизиметра выкапывался почвенный разрез, в боковой стенке которого с помощью тонкой ножовки выпиливалась щель под слоями почвы 0–2, 0–5 и 0–10 см. Была проведена оценка выноса $^{137}Cs$ с гравитационным током влаги и количества воды, просачивающейся в течение вегетационного периода (апрель – сентябрь) через слой 0–2 см. Анализ результатов лизиметрических опытов показывает (табл. 5), что вынос $^{137}Cs$ с гравитационным током влаги в течение вегетационного периода (апрель – сентябрь) был незначительным и составил 0,011–0,060% в 1988 г. и 0,006–0,026% в 1990 г., что вполне согласуется с результатами исследований, полученными другими учеными [10]. Следует подчеркнуть, что в слое 0–2 см находится основная доля $^{137}Cs$ – соответственно для точек 1, 3, 4 и 5: 95,9: 96,3; 91,4 и 96,2% от содержания в слое 0–20 см. Уменьшение концентрации радионуклида в верхнем слое 0–2 см за два года исследований было незначительным. Установлена зависимость выноса $^{137}Cs$ от характеристик выпадений и форм нахождения радионуклида в почве. На участках, где загрязнение обусловлено парогазовой фракцией выпадений (участки 3 и 5), концентрация $^{137}Cs$ в лизиметрических водах коррелирует с содержанием обменной формы радионуклида в почвах – с уменьшением обменного $^{137}Cs$ в 1988–1990-е гг. в 1,5–3,4 раза концентрация радионуклида в лизиметрических водах снизилась в 1,9–3,2 раза (табл. 6). Сравнительно высокая концентрация $^{137}Cs$ в наблюдалась в лизиметрических водах, собранных на участке 1, где в выпадениях преобладала топливная компонента. При этом содержание радионуклида в обменной форме было минимальным – в 1,1–17,5 раз меньше по сравнению с другими участками. Можно предположить, что частично переход $^{137}Cs$ в лизиметрические воды за счет выщелачивания из трансформированных топливных частиц, прежде всего графитовых.

Для изучения особенностей поведения "чернобыльского" $^{137}Cs$ в системе "почва–растение" в пределах 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС измерялась удельная активность $^{137}Cs$ в почвах и растениях, для чего отбиралась надземная часть естественно произрастающих на исследуемых участках злаковых трав (в основном, щучки дернистой – Deshampsia caespitosa L., доминирующей на многих участках). На основе данных по плотности загрязнения экспериментальных участков $^{137}Cs$ и концентрации этого радионуклида в надземной части растений рассчитывались коэффициенты пропорциональности $^{137}Cs$ (Бк/кг сухого растительного материала)/(кБк/м$^2$ почвы) для растений экспериментальных площадок. В 1990 г. они составили (в скобках приведены средние концентрации $^{137}Cs$ в растениях, кБк/кг, n=8): 8,03 (25,8), 12,7 (54,6), 9,98 (77,3) и 64,0 (458,6) соответственно для точек 1, 2, 9 и 10, рас-

*Таблица 5. Содержание $^{137}Cs$ в обменной форме и вынос в лизиметрические воды*

| Участок, № | Содержание обменной формы $^{137}Cs$ в слое 0–2 см | | | | Вынос $^{137}Cs$ за пределы слоя 0–2 см | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1988 | | 1990 | | 1988 | | 1990 | |
| | кБк/м$^2$ | % | кБк/м$^2$ | % | Бк/м$^2$ | % | Бк/м$^2$ | % |
| 1 | 83 | 2,42 | 74 | 1,70 | 1195 | 0,036 | 468 | 0,015 |
| 3 | 1449 | 16,83 | 601 | 6,98 | 5206 | 0,060 | 1606 | 0,019 |
| 4 | 759 | 14,19 | 221 | 4,13 | 2507 | 0,048 | 1309 | 0,026 |
| 5 | 92 | 10,83 | 61 | 7,20 | 98 | 0,011 | 48 | 0,006 |

положенных в "ближней" зоне. Для остальных точек, находящихся в "дальней" зоне величины КП были равны: 3,70 (31,9) и 5,70 (30,0) для точек 3 и 4; 1,77 (1,39) и 2,26 (2,83) для точек 5 и 6; 0,58 (3,55) и 0,72 (4,21) для точек 7 и 8; и, наконец, КП для точек 11 и 12 составили соответственно: 4,25 (2,25) и 1,02 (0,39). На участках, расположенных в "ближней" зоне, накопление $^{137}Cs$ растениями в 1988–1990 гг. было значительно выше (КП = 8,03÷64,0) чем в "дальней" (КП = 0,58÷5,70). О том, что форма выпадения в значительной степени влияет на поступление $^{137}Cs$ в растения, свидетельствуют высокие положительные значения коэффициентов парной корреляции между *f*144/137, *f*90/137 [1,3] и КП $^{137}Cs$ для автоморфных почв ($r^2$ = 0,92 и $r^2$ =0,82, соответственно). Корреляция существенна на уровне значимости 5%. В то же время, связь между агрохимическими показателями почвы [1, 3] и доступностью $^{137}Cs$ растениям прослеживается отчетливо лишь для участков" расположенных в "дальней" зоне, особенно, в случае принадлежности их к автоморфному ряду.

Это объясняется тем, что для гидроморфных почв переход $^{137}Cs$ в растения сильно зависит от водного режима. На гидроморфных почвах поступление $^{137}Cs$ в растения значительно выше, чем на автоморфных. В целом же, для всех типов почв "дальней" зоны наибольшее влияние на переход $^{137}Cs$ в растения оказывают pH водной и солевой вытяжек, что согласуется с результатами исследований других авторов [12]. Значения r между величинами $pH_{водн.}$, $pH_{солев.}$ и КП $^{137}Cs$ равны, соответственно, –0,66; –0,71 (корреляция между $pH_{водн}$ и КП$^{137}Cs$ является существенной на уровне значимости 10%, а между $pH_{солев.}$ и КП $^{137}Cs$ – на уровне значимости 5%), т.е. высокая актуальная и потенциальная кислотность способствуют накоплению $^{137}Cs$ в растениях. Весьма незначительно воздействие подвижного калия в естественных количествах на доступность растениям $^{137}Cs$: коэффициент парной корреляции между содержанием подвижной формы $K_2O$ и КП $^{137}Cs$ равен –0,45 (корреляционная связь не является существенной).

*Таблица 6. Концентрация $^{137}Cs$ в лизиметрических водах (Бк/л)*

| Год исследования | Участок, № | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 1 | 3 | 4 | 5 |
| 1988 | 5,0 | 21,0 | 11,0 | 0,4 |
| 1990 | 2,0 | 6,6 | 5,9 | 0,2 |

***Литература***


1. *Анисимов В.С. Влияние формы аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность $^{137}Cs$ в системе "почва – растение" в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС : дис. ... канд. биол. наук. – Обнинск, 1995. – 140 с.*
2. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. О формах нахождения и вертикальном распределении $^{137}Cs$ в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. – 1991. – № 9. – С. 31–40.*
3. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Изучение поведения $^{137}Cs$ в системе почва – растение на постоянных пробных площадках, расположенных в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС в период 1987–1992 гг. I. Формы выпадения и динамика форм нахождения $^{137}Cs$ в почвах // Biogeosystem Technique. – 2016. – № 1. – С. 17–40.*
4. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Миграция $^{137}Cs$ в почвах с гравитационным потоком влаги // Доклады РАСХН. – 1994. – № 1. – С. 24–26.*
5. *Методические рекомендации (по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды) / под общ.редакцией А.Н. Марея, А.С. Зыковой. – М. : МЗ СССР, 1980. – 336 с.*
6. *Методические указания по контролю за радиоактивным загрязнением сельскохозяйственных угодий прилегающих к атомным электростанциям. – М. : ЦИНАО, 1990. 15 с.*
7. *Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М. : Атомиздат, 1974. – 215 с.*
8. *Радиационные характеристики облученного ядерного топлива : справочник. – М. : Энергоатомиздат, 1983. – 384 с.*
9. *Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС / под ред. К.П. Махонько. – Л. : Гидрометеоиздат, 1990. – 264 с.*
10. *Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС / Ф.А. Тихомиров, А.И. Щеглов, О.В. Цветнова и др. // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С. 41–50.*
11. *Шилова Е.И. Метод получения почвенного раствора в природных условиях // Почвоведение. – 1955. – № 11. – С. 86–90.*
12. *Kerpen W. $^{137}Cs$ sorption and desorption in relation to properties of 17 soils // 4 Symp. int. radioecol. Cadarache Impact accidents orig. nucl. environ., 14–18 mars. Cadarashe. – 1988. – Vol. 1. – P. 188–201*

*13. Changes in the forms of -'Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident / N.I. Sanzharova, S.V. Fesenko, R.M. Alexakhin et al. // The Science of the Total Environment. – 1994. – No. 154. – P. 9–22.*

# ХРОНОГЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ФИЗИОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА СЕМЕННОГО ПОТОМСТВА ДРЕМЫ БЕЛОЙ ИЗ ЗОНЫ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

Е.В. Антонова, Э.М. Каримуллина, В.Н. Позолотина

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, selena@ipae.uran.ru

# WITHIN-YEAR VARIABILITY OF PHYSIOLOGICAL STATUS OF THE SILENE LATIFOLIA SEED PROGENY FROM THE EAST-URAL RADIOACTIVE TRACE AREA

E.V. Antonova, E.M. Karimullina, V.N. Pozolotina

Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch of RAS, Ekaterinburg, Russia

Исследована внутригодовая изменчивость показателей жизнеспособности, радиорезистентности, мутабильности и антиоксидантного статуса семенного потомства Silene latifolia, произрастающей в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа) и на сопредельных фоновых территориях. В весенний период показано снижение длины корней у проростков из хронически облучаемых выборок. В физиологически неблагоприятный период для всех популяций дремы была характерна высокая радиочувствительность, при этом самыми чувствительными к провокационному облучению оказались импактные выборки. Корреляция между исходной выживаемостью проростков и их радиоустойчивостью в импактных популяциях не выявлена. В выборках из зоны ВУРСа отмечено увеличение числа проростков с некрозами семядолей и измененной формой гипокотиля. Показано, что высокое содержание низкомолекулярных антиоксидантов способствует росту проростков, а также снижает число морфозов на ранних стадиях развития.

The seed progeny of white campion (Silene latifolia) were evaluated over a year for their viability, resistance to acute radiation, mutation rate, and antioxidant status. S. latifolia was collected from the East-Ural Radioactive Trace (EURT) area and the background territories. We showed the decrease of seedlings root length for the samples from contaminated sites in spring period. All S. latofolia populations had high radiosensitivity by physiologically unfavorable period; impact plants were the most sensitive to acute radiation. The correlation between survival and radioresistance of seedlings was not found in impact populations. The increase by seedlings with necrosis of cotyledons and hypocotyl modified form marked from EURT samples. We showed a high content of low molecular weight antioxidants promotes the faster growth of seedlings and also reduced the number of abnormalities seen in development.

Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС) сформировался в 1957 г. в результате аварии на ПО "Маяк". Вторичное загрязнение данной территории произошло в 1967 г. в результате ветрового переноса радиоактивного ила и песка с берегов обмелевшего оз. Карачай. В настоящее время вдоль центральной оси следа (4–35 км) плотность загрязнения почв основными дозообразующими радионуклидами снижается, подчиняясь экспоненциальной зависимости. Она составляет от 69000 до 400 кБк/м$^2$ по $^{90}$Sr, от 1500 до 20 кБк/м$^2$ по $^{137}$Cs и от 200 до 0,7 кБк/м$^2$ по $^{239,240}$Pu [8].

В работах [4, 5] было показано влияние факторов окружающей среды в период формирования семян на их прорастание. Причины выхода семян из состояния покоя детально описаны [9]. К внутренним механизмам прорастания семян можно отнести:

1) гормональную регуляцию, сформированную в период эмбриогенеза, в виде повышенных концентраций абсцизовой кислоты;
2) запас мРНК, который ослабляет действие АБК и усиливает влияние гиббереллинов;
3) участие фитохромов в экспрессии генов, обеспечивающих синтез биологически активных форм гиббереллиновой кислоты;
4) экспрессию гена *DOG1*, задерживающего прорастание семян.

Все эти процессы могут быть модифицированы хроническим облучением в малых дозах. Можно предполагать, что у организмов, облучаемых длительное время, в процессе отбора сформировались особенности, изменившие их биологические ритмы.

Ранее нами были рассчитаны дозовые нагрузки для материнских растений дремы белой (*Silene latifolia* Poir.) из зоны ВУРСа [7], показана межгодовая динамика показателей жизнеспособности, мутабильности и радиочувствительности ее семенного потомства [1], а также взаимосвязь между выживаемостью проростков и их биохимическим статусом [2]. В настоящей работе проведено исследование внутригодовых ритмов жизнеспособности, радиорезистентности, мутабильности и содержания низкомолекулярных антиоксидантов (НМАО) семенного потомства дремы из зоны ВУРСа и сопредельных фоновых территорий.

Семена дремы собирали на разном расстоянии от эпицентра аварии. Наиболее загрязненные участки расположены вдоль центральной оси следа: *импактная-1* (18 км от эпицентра аварии, 55˚50'N, 60˚55'E, северный берег оз. Урускуль), *импактная-2* (10–12 км, 55˚46'N,

60°51'E, южный берег оз. Бердениш). Менее загрязненный буферный участок прилегает к западной периферии следа (17 км, 55°50'N, 60°52'E). Фоновая площадка расположена вне зоны загрязнения (125 км, 56°47'N, 61°18'E). Мощность поглощенной дозы (с учетом ЕРФ) на фоновых площадках варьирует от 0,090 до 0,092 мкГр/ч, на буферных участках – от 0,195 до 1,628 мкГр/ч, а на импактных – от 30,19 до 38,39 мкГр/ч. Таким образом, на буферных участках дозовые нагрузки в 2–18 раза выше фонового уровня, а на импактных – в 328–417 раз [7].

Для изучения внутригодовых биоритмов у семенного потомства дремы белой был проведен эксперимент (с ежемесячной закладкой опытов с сентября по август). В опыте использовали зрелые семена, хранившиеся в течение года после сбора, поскольку степень зрелости зародыша играет важную роль в прорастании семян [9]. Семена проращивали в течение трех недель методом рулонной культуры при t=24 ˚C и режиме день/ночь = 12 ч. Учитывали комплекс критериев: всхожесть семян, выживаемость проростков, скорость роста листьев и корней. Мутабильность оценивали по частоте встречаемости проростков с аномалиями в развитии (изменение цвета и формы разных органов). Для оценки радиоустойчивости семян использовали метод предпосевного γ-облучения в дозе 250 Гр на установке "ИГУР" с источником $^{137}$Cs (мощность дозы 38–41 Гр/с). Доза была выбрана на основании анализа кривых "доза – эффект" [1]. Адаптивный потенциал оценивали путем сравнения физиологических параметров после облучения с собственным необлученным контролем (%). Все опыты проводили в 3–4 повторностях. Всего было посеяно более 6 600 семян.

Для оценки антиоксидантного статуса растений из разных ценопопуляций в высушенных до воздушно-сухого состояния проростках определяли содержание низкомолекулярных антиоксидантов (НМАО). Метод основан на окислении антиоксидантов хлоридом железа (III). Интенсивность окраски раствора [6, 12] определяли на спектрофотометре DU-650 (Beckman Coulter, USA).

Для проверки статистических гипотез использовали метод дисперсионного анализа и критерии непараметрической статистики. Для интегральной оценки внутригодовой изменчивости физиологических параметров вычисляли площадь полигонов (в условных единицах) в программе ArcGIS 9,3 (ESRI, 2009).

В ходе экспериментов было показано, что период покоя у семян дремы отсутствует. Для изученных выборок в течение всего года были характерны высокие значения энергии прорастания и всхожести семян (77,5"85,9%), а также выживаемости проростков. Для семян фоновой популяции (рис. 1*а*) показана максимальная изменчивость выживаемости проростков (21,3–87,2% при среднегодовом значении 62,9%). В популяциях *буферная* и *импактная-2* не обнаружено значимых различий с фоновой выборкой (минимальные значения – 24"27,4%, максимальные – 80"85,6% при среднем значении выживаемости 57,5"68%; $z$= –0,77–1,17, $p$=0,24–0,43). В тоже время популяция *импактная-1* демонстрирует большую выживаемость проростков (среднегодовые значения равны 74,0% при диапазоне изменчивости от 53,3 до 90,0%) по сравнению с фоновой выборкой ($z$= –2,14, $p$=0,032). Минимальные значения выживаемости проростков отмечены в декабре для всех выборок (21,3–53,3%), а для *импактной-2* – в декабре-январе (27,4–28,9%).

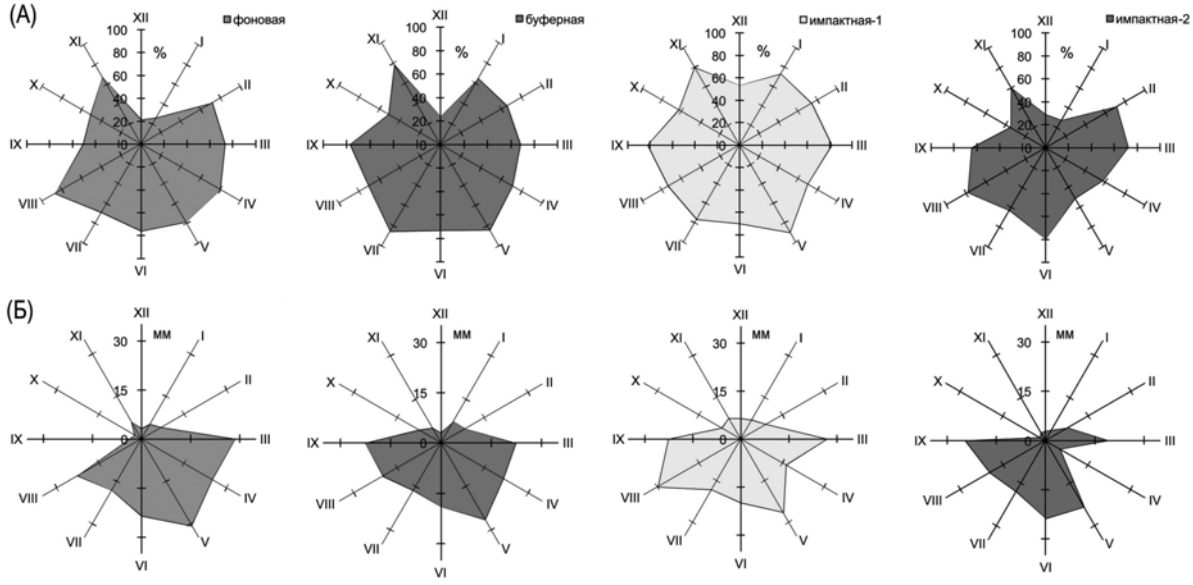



***Рис. 1.*** *Хроногенная изменчивость выживаемости (а) и длины корней (б) проростков дремы белой из разных выборок*

Площадь полигона, описывающего внутригодовую изменчивость выживаемости проростков дремы из фоновой выборки, составила 40,8% от максимально возможной (при условии 100% выживаемости в течение 12 месяцев). В хронически облучаемых популяциях показатель варьировал от 33,9 (*импактная-2*) до 52,4% (*импактная-1*) от максимума. При этом в популяциях *буферная* и *импактная-1* отмечено превышение площади полигона, характерного для фоновой выборки на 117,9–128,4%, а в максимально загрязненной выборке *импактной-2* – снижение до 83%.

Оценка динамики роста корней проростков (рис. 2*б*) показала, что с октября по февраль во всех изученных выборках дремы преобладали проростки с короткими корнями (2–9 мм). Следовательно, несмотря на наличие благоприятных лабораторных условий семена, взошедшие в осенне-зимний период, имели меньше шансов для дальнейшего успешного развития. В весенний период проростки из хронически облучаемых популяций характеризовались длиной корней ниже фоновых значений ($F_{3;24}$=7,065, $p$=0,0015); в летний период эти различия нивелировали ($F_{3;24}$=1,84, $p$=0,167). У потомков растений с максимально загрязненного участка (*импактный-2*) рост корней был низким в физиологически благоприятный период (апрель), что отличало эту выборку от других растений.

При интегральной оценке роста корней максимальную площадь полигона рассчитывали, исходя из максимальной длины 31 мм. Показано, что в большинстве выборок площадь полигона варьировала от 30,7 до 31,8% от максимально возможного. Наименьший показатель был характерен для популяции *импактная-2* (21,5% от максимума), что составило 67,6–70% от площади полигонов других выборок.

Амплитуда колебаний выживаемости проростков дремы на стадии формирования настоящих листьев после облучения в дозе 250 Гр сильно варьировала в разные сезоны (рис. 2). Было установлено, что наиболее радиочувствительный период – зимнее время, когда настоящие листья у проростков дремы отсутствовали или формировались в незначительном количестве. В физиологически благоприятный период (с апреля по август) показатель варьировал в фоновой выборке от 6,9 до 85% к необлученному контролю, а в хронически облучаемых популяциях – от 0 до 118,2%. В последнем случае стимуляция была незначимой (верхние и нижние границы *CI* варьировали от –0,281 до 0,113).

В популяциях *фоновая* и *буферная* в течение года была отмечена значимая корреляция между исходной жизнеспособностью семенного потомства и его радиоустойчивостью ($R$=0,759–0,868, $p$=0,0002–0,0042). В обеих импактных выборках подобная зависимость отсутствовала ($R$=0,255–0,296, $p$=0,088–0,424). Это может быть связано с высокой волатильностью показателей, которая может формироваться в условиях хронического облучения в малых дозах. Высокая изменчивость физиологических показателей была также показана у семенного потомства *Plantago major* L. [11] и *Stellaria graminea* L. [10], произрастающих в зоне ВУРСа.

При интегральной оценке радиочувствительности

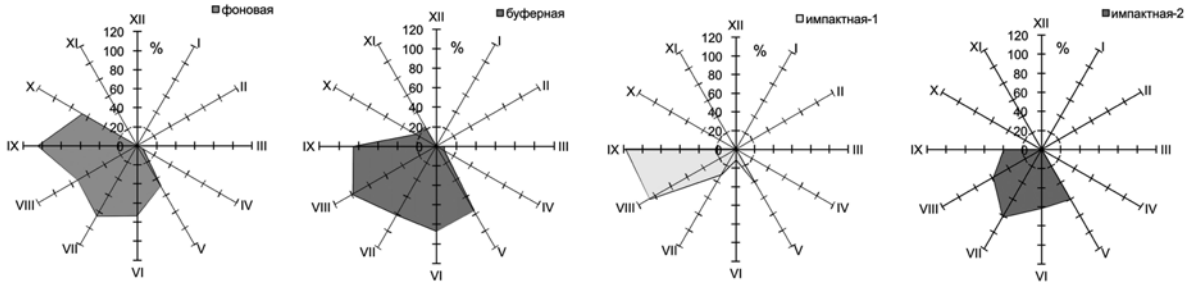



***Рис. 2.*** *Сезонная изменчивость выживаемости проростков дремы на стадии формирования настоящих листьев после облучения (% к необлученному контролю)*

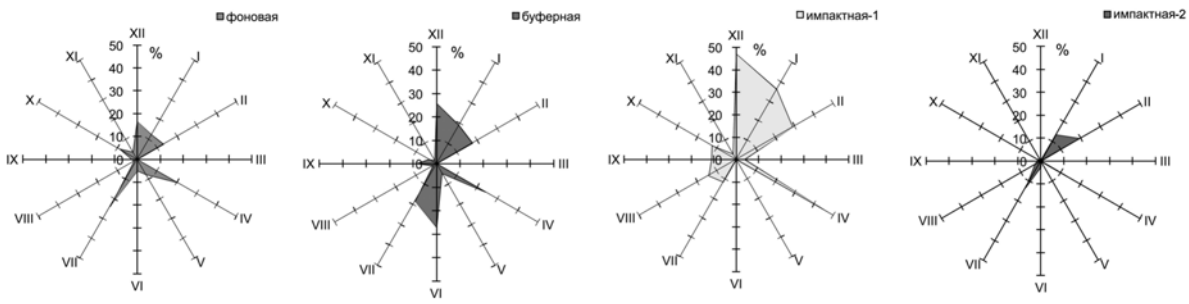



***Рис. 3.*** *Сезонная динамика числа проростков с некрозом семядолей из разных выборок*

семенного потомства дремы максимальную площадь полигона рассчитывали, расставляя метки на уровне 100% (необлученный контроль). Показано, что для проростков выборок *фоновая* и *буферная* характерно снижение площади полигона до 25,6–29,5% от максимально возможного. По мере увеличения дозовых нагрузок (импактные популяции) площадь полигона снижалась и составила 13,4–13,6% от максимума. Следовательно, эти выборки оказались наиболее радиочувствительными в течение всего года исследования.

Для дремы белой на ранних стадиях развития были отмечены следующие аномалии: изменение формы и цвета семядолей и корней, некроз семядолей и корней, нарушение гелиотропизма, изменение формы гипокотиля. Выявлена сезонная изменчивость проявления аномалий в разных выборках. На примере некрозов семядолей показано (рис. 3), что в исследуемый период наблюдаются синхронные волнообразные колебания частоты встречаемости этой аномалии. Чаще всего некрозы семядолей встречались в физиологически неблагоприятный период (декабрь–февраль), когда их доля достигала 29–47% от числа выживших проростков (*импактная-1*).

При интегральной оценке внутригодовой динамике проявления аномалий в развитии максимальную площадь полигона не рассчитывали, проводя сравнение с фоновым уровнем. Показано, что площадь полигона для выборок *буферная* и *импактная-1* превышала таковой в популяции *фоновая* в 3–5 раз. Различия по площади полигонов между *буферная* и *импактная-1* достигали трехкратных величин. В то же время, в популяции дремы, длительное время произрастающей на наиболее загрязненном участке, площадь полигона была минимальной (41,4% от фонового уровня).

Частота встречаемости проростков со скрученным гипокотилем также характеризовалась сезонной изменчивостью (рис. 4). В физиологически благоприятный период (март – август) данная аномалия в большинстве популяций отсутствовала либо встречалась редко (до 6% от числа выживших проростков). Исключение составила выборка *буферная*, в которой частота встречаемости проростков со скрученным гипокотилем варьировала от 1,8 до 12%. В осенне-зимний период частоты аномалии была максимальной и достигала 12,5% в выборке *фоновая* и 17,5–22,2% в хронически облучаемых популяциях. Отметим также асинхронность изменений на разных участках.

В рамках интегральной оценки сезонной изменчивости числа проростков со скрученным гипокотилем было выявлено, что площадь полигонов хронически облучаемых выборок дремы больше фонового в 2,8–3,4 раза. Наибольшая площадь полигона (в 2,3 раза превышающая значения выборок *буферная* и *импактная-1*) была характерна для популяции *импактная-2*, характеризующейся наибольшими дозовыми нагрузками.

Содержание НМАО в проростках дремы в течение года изменялось (табл. 1). Минимальные значения показателя были характерны для большинства выборок в июне, а для популяции *импактная-2* – в июле (табл. 1). Максимум содержания антиоксидантов был отмечен у всех растений в октябре. У популяций из зоны ВУРСа отмечено снижение содержания НМАО по сравнению с

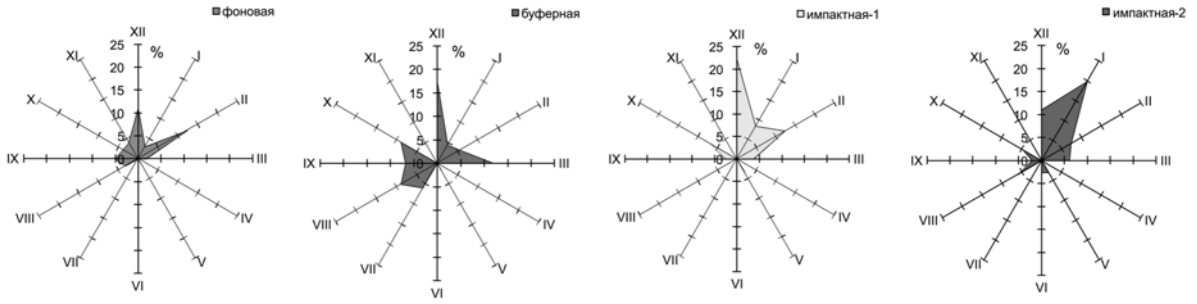



***Рис. 4.*** *Сезонная динамика числа проростков со скрученным гипокотилем из разных выборок*

*Таблица 1. Внутригодовая изменчивость содержания НМАО (мкг · экв.кверц./г сухой массы) у проростков из разных выборок*

| Выборка | Месяцы | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | I | II | III | IV | V | VI | VII | VIII | IX | X | XI | XII |
| Фоновая | н.д. | н.д. | 2,99 | н.д. | 3,79 | ***1,03*** | 2,13 | 3,68 | 2,50 | ***5,76*** | 3,13 | 4,73 |
| Буферная | н.д. | н.д. | 3,02 | н.д. | 2,14 | ***0,92*** | 1,77 | 3,23 | 2,73 | ***3,35*** | 3,02 | 3,04 |
| Импактная-1 | н.д. | н.д. | 2,45 | н.д. | 1,61 | ***1,14*** | 2,00 | 4,03 | 2,14 | ***4,01*** | 2,39 | 2,35 |
| Импактная-2 | н.д. | н.д. | 2,36 | н.д. | н.д. | 2,13 | ***1,91*** | 2,94 | 3,70 | ***4,04*** | 2,35 | 2,55 |

Примечание: н.д. – нет данных.

*Таблица 2. Значимые зависимости между качеством семенного потомства дремы и содержанием в проростках НМАО*

| Показатели | Значения коэффициента корреляции (*R*) | Уровень значимости (*p*) |
|---|---|---|
| Без провокационного облучения | | |
| Длина корней | **0,2272** | 0,0312 |
| Наличие боковых корней | **0,2206** | 0,0366 |
| Изменение формы семядолей | –0,2510 | 0,0170 |
| Изменение цвета семядолей | –0,2303 | 0,0290 |
| Изменение формы листьев | –0,2791 | 0,0077 |
| Изменение формы корня | –0,2460 | 0,0194 |
| Некроз корня | –0,3809 | 0,0002 |
| Изменение формы гипокотиля | –0,3530 | 0,0006 |
| Некроз гипокотиля | –0,2449 | 0,0200 |
| После провокационного облучения | | |
| Число проростков с листьями | **0,2825** | 0,0101 |
| Наличие боковых корней | **0,2221** | 0,0449 |
| Изменение формы корня | –0,2701 | 0,0141 |
| Некроз корня | –0,3284 | 0,0026 |
| Некроз гипокотиля | –0,3029 | 0,0057 |

Примечание: жирным шрифтом указаны положительные зависимости.

фоновой выборкой: площадь полигона у хронически облучаемых выборок составляла 59–71% от фонового уровня.

Установлены значимые зависимости между содержанием НМАО и параметрами, характеризующими жизнеспособность, радиочувствительность и мутабильность семенного потомства дремы (табл. 2). Положительная взаимосвязь выявлена между содержанием антиоксидантов и физиологическими параметрами, характеризующими скорость роста и развития проростков: число проростков с настоящими листьями, длина главного корня, наличие боковых корешков. Эта закономерность проявилась и после провокационного облучения. Для показателей мутабильности, в основном, была характерна отрицательная зависимость от содержания НМАО. Следовательно, интенсивная работа антиоксидантных систем способствует росту проростков и снижению числа аномальных проростков в выборках. Аналогичные данные были получены при изучении кострeца безостого [3].

Таким образом, можно заключить, что минимальные значения жизнеспособности семенного потомства дремы белой были характерны для выборки *импактная-2*, с наиболее загрязненного участка; популяции *буферная* и *импактная-1* либо не отличались от растений выборки *фоновая*, либо превосходили ее по выживаемости проростков и длине корней. Число проростков с настоящими листьями после облучения в дозе 250 Гр сильно варьировало в разные сезоны. Наибольшая чувствительность к облучению отмечена в физиологически неблагоприятный период (осень-зима). Самыми радиочувствительными оказались обе импактные ценопопуляции дремы. Оценка числа аномалий на ранней стадии развития выявила, что в выборках дремы, длительное время произрастающих в условиях хронического облучения в малых дозах отмечается превышение числа проростков с некрозами семядолей и нарушением формы гипокотиля. Положительная линейная корреляция отмечена между содержанием НМАО и ростовыми характеристиками, а отрицательная – между содержанием НМАО и долей проростков с аномалиями.

*Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект №15-34-20639).*

***Литература***

1. *Antonova E.V., Karimullina E.M., Pozolotina V.N. Intraspecific variation in Melandrium album along a radioactive contamination gradient at the Eastern Ural radioactive trace // Rus. J. Ecol. 2013. – Vol. 44, No. 1. – P. 18–27.*
2. *Antonova E.V., Orekhova N.A., Pozolotina V.N. Correlation between physiological and biochemical status of Silene latifolia seedlings from the Kyshtym accident (Russia, Urals) // IV International Conference on Radiation and Applications in Various Fields of Research (RAD 2016). – Nis, Serbia, 2016.*
3. *Antonova E.V., Pozolotina V.N., Karimullina E.M. Time-dependent changes of the physiological status of Bromus inermis Leyss. seeds from chronic low level radiation exposure areas // Biol. Rhythm Res. – 2015. – Vol. 46, No. 4. – P. 587–600.*
4. *Baskin J.M., Baskin C.C. A classification system for seed dormancy // Seed Sci Res. – 2004. – Vol. 14, No. 1. – P. 1–16.*
5. *Diversification of phytochrome contributions to germination as a function of seed-maturation environment / K. Donohue, M.S. Heschel, C.M. Butler et al. // New Phytol. – 2008. – Vol. 177, No. 2. – P. 367–379.*
6. *Ermakov A., Arasimovich V., Yarosh N. Methods for Plant Biochemistry. – Leningrad : Agropromizdat, 1987.*
7. *Karimullina E., Antonova E., Pozolotina V. Assessing radiation exposure of herbaceous plant species at the East-*

*Ural Radioactive Trace // J. Env. Radioact. – 2013. – Vol. 124. – P. 113–120.*

8. *Current assessment of integrated content of long-lived radionuclides in soils of the head part of the East Ural Radioactive Trace / I. Molchanova, L. Mikhailovskaya, K. Antonov et al. // J. Env. Radioact. – 2014. – Vol. 138, No. 6. – P. 238–248.*
9. *Nikolaeva M.G. Physiology of Deep Dormancy in Seeds. – Leningrad : Nauka, 1969.*
10. *Pozolotina V.N., Antonova E.V., Karimullina E.M. Assessment of radiation impact on Stellaria graminea cenopopulations in the zone of the Eastern Ural Radioactive Trace // Rus. J. Ecol. – 2010. – Vol. 41, No. 6. – P. 459–468.*
11. *Recent levels of radionuclide contamination in the eastern ural radioactive trace and biological effects in local populations of Plantago major L. / V.N. Pozolotina, I.V. Molchanova, L.N. Mikhailovskaya et al. // Rus. J. Ecol. – 2005. – Vol. 36, No. 5. – P. 320–328.*
12. *Rogozhin V. Physiological and biochemical mechanisms of hipobiotic status for higher plants. – Irkutsk, 2000. – 59 p.*

# НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ И ИХ МЕДИЦИНСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ В КАЗАХСТАНЕ

К.Н. Апсаликов

Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии, г. Семей, Казахстан, nii.rm@rirme.kz

# SOME ASPECTS OF RADIOECOLOGICAL PROBLEMS IN KAZAKHSTAN AND THEIR MEDICAL CONSEQUENCES

K.N. Apsalikov

Scientific Research Institute of Radiation Medicine and Ecology, Semey, Kazakhstan

Казахстан, по территории входящий в десятку самых крупных стран мирового сообщества, в настоящее время по всем параметрам относится к экологически более уязвимым. Экологическая обстановка в целом по стране усугубляется также сложной радиоэкологической обстановкой. В статье рассмотрены основные факторы, вызывающие напряженность радиационной обстановки в стране. Проведен анализ показателей состояния здоровья населения, подвергшегося ионизирующему излучению.

Kazakhstan ranks among the top ten largest countries of the world community, but nowadays is one of the ecologically sensitive countries in all respects. Ecological situation across the country is also exacerbated by difficult radioecological situation. The article describes the main factors leading to tension of radiation situation in the country. An analysis of health indicators for population exposed to ionizing radiation was carried out.

## Введение

В кругу экологических проблем Казахстана особое место занимают территории, где на протяжении многих лет действовали военные полигоны: Семипалатинский, Азгир, Байконур, Эмба, о. Возрождения, Сарышаган и др., на которых проводились многочисленные ядерные взрывы, испытания ракетно-космической техники, различного вида оружия и военных технологий, а также ядерные взрывы в мирных целях по программам Меридиан, Лира, Радиан, Батолит, Галит и др.

Особое место (ввиду длительности испытаний ядерного оружия и больших по масштабам территорий) занимает Семипалатинский испытательный ядерный полигон (СИЯП), который был закрыт Указом Президента Казахстана № 409 от 29 августа 1991 года.

На 52 и 53-й сессиях Генеральной Ассамблеи ООН были приняты резолюции, согласно которым проблемам санации Семипалатинского региона придан международный статус.

Для решения проблемы ликвидации деятельности Семипалатинского полигона были приняты: Закон РК от 18.12.1992 г. № 1787-II "О социальной защите граждан, пострадавших вследствие испытаний на Семипалатинском ядерном полигоне", постановление Правительства РК № 336 от 17.03.1997 г. "О программе медицинской реабилитации населения, пострадавшего вследствие ядерных испытаний на бывшем Семипалатинском ядерном полигоне в 1949–1990 гг.", постановление Правительства Республики Казахстан от 20 сентября 2005 г. № 927 "Об утверждении Программы по комплексному решению проблем бывшего Семипалатинского испытательного ядерного полигона на 2005–2007 гг.", в которых определены основные объемы и характер медицинской помощи пострадавшему населению.

Для решения проблем экологически неблагоприятных территорий, также были приняты: приказ Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды РК № 215-п от 21.06.2006 г. "Об утверждении положений о системах мониторинга экологического состояния территорий военно-космических и испытательных полигонов", постановление Правительства Республики Казахстан от 10 июля 2007 г. № 591 "Об утверждении Правил формирования ликвидационных фондов полигонов размещения отходов", постановление Правительства Республики Казахстан от 23 августа 1999 года № 1226 "О мерах по обеспечению жизнедеятельности населен-

ного пункта "Эмба-53 Актюбинской области", постановление Верховного Совета Республики Казахстан от 18 января 1992 г. "О неотложных мерах по коренному преобразованию условий проживания населения Приаралья", постановление Кабинета Министров Республики Казахстан от 11 октября 1994 г. № 1155. "О некоторых мерах по обеспечению жизнедеятельности высвободившихся объектов испытательного полигона "Сары-Шаган"", постановление Правительства Республики Казахстан от 7 июля 2005 г. № 696, Указ Президента Республики Казахстан "О заключении Протокола о внесении изменений и дополнении в Соглашение между Республикой Казахстан и Российской Федерацией об условиях использования и аренды испытательного полигона Сары-Шаган и обеспечения жизнедеятельности г. Приозерска от 20 января 1995 г.".

Все принятые решения, в какой-то мере были выполнены. Однако появились новые проблемы, связанные с изменившейся динамикой демографической ситуации на территориях, подвергшихся радиационному воздействию. При естественном сокращении численности лиц, подвергавшихся прямому облучению, более чем в 3 раза возросла численность групп радиационного риска, представленных потомками этих лиц во втором и третьем поколении. Сложившаяся ситуация, требует медико-демографического мониторинга и принятия решений экономического, медицинского и социального характера.

Предприятия уранодобывающей и ураноперерабатывающей промышленности размещены практически по всей территории Казахстана. По оценкам АО "НАК "Казатомпром" в результате проведения геологоразведочных работ недропользователями до 2020 года прирост разведанных запасов урана в Казахстане составит не менее 180 тыс. тонн (за счет перевода прогнозных ресурсов в запасы). В Казахстане из 54 разведанных месторождений с балансовыми запасами урана разрабатываются 16, остальные 38 месторождений находятся в резерве, что при их разработке приведет к техногенному изменению радиоэкологической обстановки на этих территориях.

Серьезная потенциальная опасность исходит от остановленных объектов добычи урана, общее число которых более 100. В стране возникла ситуация, связанная с нарушениями состояния здоровья населения, проживающего в селе Калачи, Акмолинской области, расположенного в 600 м от бывшего поселка городского типа Красногорск. Поселок относился к рудопромышленному управлению бывшего СССР. С 60 до 90-х гг. XX века близ поселка добывались урановые руды. Добыча урана прекращена в 1991–1992 гг. Шахты закрыты, декультивированы. С 22 марта 2013 г. за медицинской помощью стали обращаться жители села различного возраста и профессионального состава с общими симптомами интоксикации. До настоящего времени токсический агент не идентифицирован.

Медицинские исследования, проведенные на этих территориях, указывают на наличие техногенных факторов окружающей среды, влияние которых на формирование здоровья населения носят выраженный модифицирующий характер. В результате формирования техногенных вредоносных факторов окружающей среды на территориях, прилегающих к радиационно-опасным объектам, сложились опасные условия, когда на первое место выходит совокупное синергическое влияние радиационных и нерадиационных факторов окружающей среды на организм человека, приводящее к ухудшению состояния здоровья людей.

Учитывая вышеизложенное, на современном этапе, перед государством стоит задача эффективно защитить это население от дальнейшего негативного воздействия радиации, предотвратить или уменьшить медицинские последствия радиационных инцидентов, облучения вследствие проживания на радиационно-загрязненных территориях, устранить или минимизировать психологическую напряженность, как в краткосрочной 2016–2020 гг.), так и в долгосрочной перспективах (после 2020 г.).

### Радиоэкологическая ситуация в Казахстане

Казахстан, по территории входящий в десятку самых крупных стран мирового сообщества, в настоящее время по всем параметрам относится к экологически более уязвимым. Экологическая обстановка в целом по стране усугубляется также сложной радиоэкологической обстановкой.

Основными факторами, вызывающими напряженность радиационной обстановки в стране являются:

**1.** Загрязнения поверхности земли искусственными радионуклидами, образованными в результате многолетних испытаний ядерного оружия на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне, а также ядерными взрывами для так называемых "мирных" целей; в результате функционирования ядерных промышленных и исследовательских реакторов, один из которых, промышленный реактор БН-350 (г. Актау), в настоящее время остановлен; а также в результате использования источников ионизирующих излучений в промышленности, медицине и науке.

Территория республики является уникальным урановорудным регионом, содержащий около 30% мировых запасов урана. Основные месторождения урана сосредоточены в шести урановорудных провинциях: Шу-Сарысуйская, Сырдарьинская, Северо-Казахстанская, Прикаспийская, Прибалхашская, Илийская. Предприятия по добыче урана: ТОО "ГРК" (ТОО "РУ-6", ТОО "Степное-РУ", ТОО "ТГХП"), ТОО "ДП "Орталык", ТОО "Каратау", АО "СП "Акбастау", ТОО "АППАК", ТОО "Семизбай-U", АО "СП "Заречное", ТОО "СП "Катко", ТОО "СП "Инкай", ТОО "Кызылкум", ТОО "Бетпак Дала", ТОО "Байкен-U". Переработку урановой руды производят на "Ульбинском металлургическом заводе" (г. Усть-Каменогорск). В Казахстане находятся сотни месторождений и рудопроявлений урана и редких металлов с величиной поглощенной дозы у поверхности земли от 30 до 50 мкГр/ч; тысячи аномалий и ореолов рассеяния урана и тория площадью до сотен квадратных километров – с мощностью поглощенной дозы до 10 мкГр/ч. Для всех этих зон характерны аномальные концентрации радиоактивного газа радона. Также необходимо отметить широкое рас-

пространение природных грунтовых и подземных вод с высоким содержанием радионуклидов в урановых районах.

**2.** Наличие большого количества очагов радиационного загрязнения в виде радиоактивных отвалов горных пород и сбросов вод при геологоразведочных и эксплуатационных работах на месторождениях урана, полиметаллов и редких земель, а также нефти и угля. Количество радиоактивных отходов на территории республики составляет 237 млн 197 тыс. тонн, с суммарной мощностью радиации 15 млн 486,9 тыс. Ки. В зоне влияния радиационно-опасных объектов находится около 13% всей территории Казахстана (около 350 тыс. км$^2$). Свыше миллиона человек подвержены влиянию повышенной радиоактивности. Радиоактивные отходы от неурановых предприятий составляют 2,36 млн тонн с активностью 128 Ки, причем 98% из них образуется на нефтепромыслах. В скважинах Узеньского и Жетыбайского месторождений содержание радия в сотни раз превышает допустимый уровень, тория – в 20–30 раз.

Таким образом, богатый ресурсо-сырьевой потенциал страны привел к катастрофической экологической ситуации в ряде регионов страны, а промышленные предприятия явились основными источниками загрязнения. Ядерные испытания привели к образованию регионов, опасных для проживания людей на протяжении последующих десятилетий.

**Медико-демографическая ситуация**

Оценивая в целом состояние здоровья населения, подвергшегося ионизирующему излучению, его можно характеризовать как достаточно сложное.

НИИ радиационной медицины и экологии проведены когортные эпидемиологические исследования по долговременной оценке закономерностей и особенности динамики показателей заболеваемости и смертности. Экспонированная группа включала 9850 чел., рожденных до 1960 г., из тех, кто жил постоянно в населенных пунктах Черемушки, Долонь, Кайнар, Канонерка, Караул, Каскабулак, Кундызды, Мостик, Саржал, Знаменка в период атмосферных ядерных испытаний. Когорта сравнения включила 9604 чел. из шести деревень (Преображенка, Улгули-Малши, Ивановка, Кокпекты, Большая Буконь и Карандыколь) Кокпектинского района, расположенного на расстоянии нескольких сотен километров юго-восточнее от Семипалатинского испытательного полигона.

По результатам научных исследований установлено, что наиболее высокие относительные риски в экспонированной радиацией группе лиц регистрировались по болезням крови и кроветворной системы, болезням эндокринной системы, психическим расстройствам, болезням органов пищеварения и врожденным порокам развития. Среднегодовые уровни онкологических заболеваний в экспонированной радиацией группе составили – 260,0 случаев на 100000 населения, в контрольной группе – 170,0 случаев (RR=1,53, p<0,05). Приблизительно такие же относительные риски зарегистрированы по болезням системы кровообращения (1,54) и болезням системы дыхания (1,55). Среднегодовые уровни болезней крови и кроветворной ткани в экспонированной радиацией группе составили – 161,4 случая на 1000 населения, в контрольной группе – 78,3 случая (RR=2,06, p<0,01). Среднегодовые уровни болезней эндокринной системы (среднегодовой удельный вес болезней щитовидной железы – 74,2%) в экспонированной радиацией группе составил – 278,4 случая на 1000 населения, в контрольной группе – 126,8 случая (RR=2,37, p<0,05). Наиболее высокие среднегодовые уровни заболеваний в группах исследования зарегистрированы по болезням системы кровообращения (БСК) и дыхания. Так, среднегодовой уровень БСК в экспонированной радиацией группе составил – 690,2 случая на 1000 населения, в контрольной группе – 467,3 (RR=1,54, p<0,05). Среднегодовой относительный риск болезней системы дыхания в экспонированной радиацией группе составил – 1,55.

За период с 2006 по 2010 гг. отмечается тенденция увеличения злокачественными новообразованиями. В зоне максимального радиационного риска (Абайский, Бескарагайский район) заболеваемость злокачественными новообразованиями в 2010 г. составила 190,8; 287,0 соответственно, тогда как в 2006 г. составляла 125,0; 253,1 соответственно. В зоне повышенного радиационного риска (Бородулихинской район) заболеваемость злокачественными новообразованиями в 2010 г. составила 207,0, в 2006 г. – 206,2. А в зоне минимального радиационного риска (Кокпектинский район) снижается с 221,4 (2006 г.) по 181,2 (2010 г.).

Особенно тревожным является факт омоложения среди потомков, рожденных от облученных родителей в возрасте 26–29 лет (третье поколение) и 44–47 лет (второе поколение) онкологических заболеваний и увеличения редких форм, таких как: рак головного мозга у лиц молодого возраста, рак щитовидной железы. Вызывает озабоченность частота рака молочной железы у молодых женщин, а также высокий процент инфильтративных форм, имеющих особо злокачественное течение и неблагоприятный прогноз для жизни больных.

При анализе показателей инвалидизации населения региона принималось во внимание, что основной индикаторной патологией, имеющей причинную связь с радиационным воздействием, являются злокачественные новообразования. Более 70% случаев причиной обращения в Региональный межведомственный экспертный совет для определения причинной связи с воздействием ионизирующих излучений являются онкологические заболевания.

С 2000 по 2014 гг. Межведомственным региональным экспертным советом было рассмотрено более 46000 дел и вынесено более 35000 решений о наличии причинной связи заболевания с воздействием ионизирующих излучений.

В 2003 г. в НИИ радиационной медицины и экологии создан Государственный научный автоматизированный медицинский регистр (ГНАМР) на селения Казахстана, подвергавшегося радиационному воздействию. База данных ГНАМР является основой для формирования и выполнения научных исследований по оценке медико-демографических последствий радиационного воздей-

ствия среди населения территорий, прилегающих к СИЯП, разработке методов диагностики индуцированных радиацией заболеваний, профилактике и реабилитации пострадавшего населения.

02.08.2012 г. Министерством здравоохранения издан приказ № 522 "О персональном учете лиц, пострадавших вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне..." с целью их регистрации по всему Казахстану, но в то же время исполнение приказа не выполняется большинством Управлений здравоохранения. Что не дает полной картины по лицам, подвергшимся радиационному воздействию.

В настоящее время в Государственном научном автоматизированном медицинском регистре на февраль 2015 г. зарегистрировано более 360000 чел., что не соответствует реальной цифре пострадавших лиц.

## РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В КАУСТОБИОЛИТАХ СЕВЕРНОЙ АЗИИ

С.И. Арбузов, В.С. Машенькин

Томский политехнический университет, Томск, Россия, siarbuzov@mail.ru

## RADIOACTIVE ELEMENTS IN CAUSTOBIOLITES OF NORTHERN ASIA

S.I. Arbuzov, V.S. Mashenkin

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

The geochemistry of radioactive elements in coals of northern Asia have been studied. By quantitative methods as the instrumental neutron-activation analysis, method of delayed neutrons and X-ray-fluorescent analysis more than 6000 coal and peat samples have been investigated. The average content of uranium in the coals of deposits and basins of the region is ranging from 0.4 to 32.8 ppm and for thorium – from 0.8 to 32.0 ppm. Within the bounds of basins, deposits and separate coal layers a lateral changing and a vertical one in the distribution of radioactive elements have been studied. The high concentrations of U and Th in coal deposits relate spatially to rock blocks within basin frames, which are enriched with elements, or are connected with a volcanism of a period of coal formation. A consistent changing of a role of pyroclastic material at the radioactive elements accumulation was determined in the direction from the West to the East.

В современном мире каустобиолиты – основа экономического развития государств. При всем мАногообразии каустобиолитов, ведущую роль играют нефть, газ и уголь. И хотя с точки зрения влияния на экологию очевидно преимущество нефтегазовой отрасли, уголь также занимает свою обширную нишу, являясь незаменимым сырьевым источником для ряда отраслей промышленности. Основной негативный фактор, связанный с потреблением угля в энергетике – это значительные поступления загрязняющих компонентов в окружающую среду. Как известно, содержание минеральных веществ в углях на 1–2 порядка превышает таковое в нефти и природном газе. При этом в составе минеральных веществ повсеместно присутствует ртуть, мышьяк и другие супертоксиканты, а также большая группа токсичных и потенциально токсичных элементов. Негативную роль играют и радиоактивные элементы. При низком среднем содержании урана и тория в углях [25], радиоактивные урановые аномалии повсеместно распространены в угольных месторождениях вплоть до формирования уран-угольных месторождений [11, 27].

Мировая теплоэнергетическая промышленность, работающая на угле, ориентируется на угли, имеющие низкие содержания радиоактивных элементов. Однако в процессе сжигания даже таких углей происходит концентрирование радиоактивных элементов в отходах сжигания – в шлаках и золах уноса. Концентрации урана и тория в золе-уносе обычно увеличиваются в 3–4 раза по отношению к исходному топливу, но могут достигать и 10-кратных величин.

Так как поступление радиоактивных элементов в природную среду при работе ТЭС зависят в первую очередь от их содержания в топливе, очевидно, что прогнозирование загрязнения окружающей среды радионуклидами возможно только на основе объективных знаний об их концентрациях, закономерностях распределения и условиях накопления в исходном топливе. Несмотря на очевидность проблемы, радиогеохимические и радиоэкологические исследования к настоящему времени выполнены лишь на весьма ограниченном числе разрабатываемых угольных бассейнов и месторождений, главным образом в ЕС, США и России. Месторождения нефти в силу незначительных концентраций в них радиоактивных элементов и сложности их аналитики практически не изучаются. В связи месторождениями нефти и газа известны радиевые и радоновые аномалии. Связаны они не непосредственно с углеводородами, а с пластовыми водами нефтяных и газовых месторождений [12, 13].

Комплексное изучение урана и тория и дочерних продуктов их распада во всем спектре каустобиолитов позволяет разобраться с условиями их накопления в органическом веществе разного типа, прогнозировать уровни их накопления на ранних стадиях геологоразведочных работ и, следовательно, обеспечить безопасное использование угля, нефти и газа в различных отраслях промышленности.

### Методика исследований

Исследование основано на результатах количественного анализа U и Th более чем в 6020 проб угля и

торфа и свыше 2500 проб углевмещающих пород различных месторождений Сибири, Дальнего Востока, Монголии и Казахстана. Опробование угольных пластов выполнялось бороздовым методом с дифференцированным отбором проб на угледобывающих предприятиях в разрезах и шахтах, в естественных обнажениях, а также по керну поисковых и разведочных скважин. Длина интервала опробования выбиралась в зависимости от мощности и сложности строения пласта и изменялась в среднем от 0,15 до 2,0 м. Отдельно изучали маломощные угольные пачки, разделенные породными прослоями, сами породные прослои, кластические "дайки", сульфидные включения, карбонатные конкреции и другие минеральные образования. В отдельных сечениях выполнялась детализация разреза с интервалом отбора проб 0,5–10 см. Изменчивость содержания по латерали оценивалась на основании сети разрезов по пласту.

Определение радиоактивных элементов (U и Th) в большинстве проб выполнено несколькими физическими недеструктивными методами непосредственно в угле без предварительного озоления, так как последнее может приводить к потерям некоторого количества радионуклидов. Непосредственно на угольных разрезах выполнено γ-спектрометрическое измерение U, Th и K с помощью стандартной полевой аппаратуры. Лабораторное определение U и Th производилось в Ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета (исполнители А.Ф. Судыко, В.М. Левицкий). Облучение проб нейтронами выполнено на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т НИИ ядерной физики НИ ТПУ. Использовали как традиционный метод инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) из навески 100–200 мг, так и метод запаздывающих нейтронов (МЗН) из навески 5–10 г. В настоящее время МЗН считают одним из наиболее достоверных, к тому же экспрессных и высокочувствительных методов определения околокларковых содержаний урана [17]. Для части проб выполнено параллельное определение U и Th методом ICP MS. Анализ выполнен в аналитических лабораториях ООО ХЦ "Плазма", г. Томск (исполнитель Н.В. Федюнина), ДВГИ ДВО РАН, г.Владивосток (исполнитель Н.В. Зарубина) и в Институте проблем технологии микроэлектроники и особо чистых материалов РАН, г. Черноголовка (исполнитель В.К. Карандашев) Сходимость результатов различных методов анализа удовлетворительная. Для контроля выполняли параллельные определения радиоактивных элементов в углях и золах углей, с соответствующими пересчетами содержаний в золе на уголь и наоборот.

**Содержание урана и тория в углях и торфах**. Среднее содержание урана и тория в углях Северной Азии несколько ниже, чем оценки среднего для углей мира [25] (**табл. 1**). Торий-урановое отношение при этом такое же – 1,4. Оно существенно меньше, чем характерное для земной коры, что указывает на избирательное накопление урана в углях по сравнению с торием.

В золе угля содержание урана и тория также ниже, чем среднемировые данные. В то же время следует учесть, что содержание в золе угля этих элементов много выше, чем соответствующие кларки для верхней континентальной земной коры.

Вариации в содержании урана в углях достаточно велики и даже средние оценки колеблются от 0,4 г/т (Карагандинский бассейн) до 32,8 г/т (месторождение Адун-Чулун, Монголия). В золе угля в среднем содержание изменяется от 2,9 г/т (Торгайский бассейн, Казахстан) до 296 г/т (месторождение Адун-Чулун, Моголия). На локальных участках содержание урана может достигать 0,3% [5].

В связи со слабой подвижностью тория в зоне гипергенеза, его содержание в углях более однородно и колеблется от 0,75 г/т (Торгайский бассейн, Казахстан) до 8,1 г/т (Ургальское месторождение). В золе его средние концентрации не превышают 52,1 г/т (месторождение Спецугли, Павловский бассейн).

Минимальные содержания урана и тория характерны для торфов Западной Сибири. Они соответствуют минимальным содержаниям в углях. При этом следует отметить, что в торфах часто присутствуют аномалии урана, достигающие 0,07% [18].

Каких-либо закономерностей, обусловленных различием в возрасте угля, не установлено. Повышенные содержания характерны для углей различного возраста. Хотя в пределах конкретных регионов более высокое содержание урана в целом, а также наличие радиоактивных аномалий, чаще связано с более молодыми углями. В них понижено торий-урановое отношение. Это указывает на накопление урана в углях не только в кластогенной форме, но из водных растворов.

Факторы, контролирующие накопление радиоактивных элементов в каустобиолитах

В целом угли и торф Северной Азии характеризуются невысокими уровнями накопления урана и тория, сопоставимыми с кларковыми содержаниями этих элементов в углях мира. В то же время выявлены угольные месторождения и бассейны, обогащенные ураном и, редко, торием. В пределах бассейнов и месторождений повышенным содержанием радиоактивных элементов характеризуются отдельные угольные пласты или группы пластов, а в пластах – отдельные горизонты (или пачки). Причины таких различий кроются в разных условиях, существовавших на обширной территории угленакопления в фанерозое. Эти различия в первую очередь определяются геолого-структурным положением бассейнов угленакопления, тектоно-магматическими и климатическими условиями их формирования. Они определяют особенности состава пород и геохимическую зональность структур обрамления бассейна, состав и режим подземных и поверхностных вод, скорости угленакопления и качество углей. В зависимости от сочетания этих факторов создавались различные палеофациальные, гидрологические, гидрогеохимические условия, обуславливающие особенности накопления радиоэлементов в конкретных обстановках, а также условия, ответственные за постдиагенетическое перераспределе-

*Таблица 1. Содержание урана и тория в углях и золах углей Северной Азии*

| Угольный бассейн, месторождение | Число проб | $A^d$, % | Содержание элементов, г/т | | | | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Уголь | | Зола[1] | | |
| | | | U | Th | U | Th | |
| | | ***Сибирский регион*** | | | | | |
| | | Угли девонского возраста | | | | | |
| Барзасское | 14 | 32,5 | 3,2±0,8 | 3,9±0,4 | 9,8 | 12,0 | 1,2 |
| Убрусское | 6 | 49,2 | 27,2±1,0 | 3,1±1,0 | 55,3 | 6,3 | 0,1 |
| Среднее | 20 | 35,3 | 7,2±0,8 | 3,8±0,5 | 20,4 | 10,8 | 0,5 |
| Угли карбон-пермского возраста | | | | | | | |
| Горловский | 24 | 7,0 | 1,0±0,1 | 1,9±0,2 | 14,3 | 27,1 | 1,9 |
| Кузнецкий | 1394 | 13,5 | 2,4±0,2 | 3,3±0,2 | 17,8 | 24,4 | 1,4 |
| Минусинский | 570 | 15,2 | 2,1±0,3 | 2,8±0,2 | 14,1 | 18,4 | 1,3 |
| Тунгусский | 67 | 14,2 | 2,7±0,7 | 3,3±1,1 | 19,0 | 23,2 | 1,4 |
| Таймырский | 39 | 23,2 | 2,1±0,2 | 3,8±0,3 | 9,2 | 16,3 | 1,8 |
| Курайское | 12 | 25,2 | 1,1±0,2 | 4,2±0,7 | 4,4 | 16,7 | 3,8 |
| **Среднее** | **2106** | **14,6** | **2,1**±0,3 | **3,2±0,4** | **14,5** | **21,9** | **1,5** |
| | | Угли мезозойского возраста | | | | | |
| Пыжинское | 6 | 6,5 | 0,95±0,3 | 0,9±0,4 | 14,6 | 13,8 | 0,9 |
| Канско-Ачинский | 524 | 9,8 | 3,2±0,7 | 1,0±0,2 | 32,7 | 10,2 | 0,3 |
| Иркутский | 129 | 14,5 | 2,7±0,5 | 4,1±1,0 | 18,5 | 28,5 | 1,5 |
| Улугхемский | 45 | 9,3 | 1,2±0,4 | 1,2±0,2 | 12,9 | 12,9 | 1,0 |
| Западно-Сибирский | 172 | 10,6 | 1,2±0,1 | 2,4±0,2 | 11,3 | 22,6 | 2,0 |
| Тунгусский | 30 | 12,6 | 2,1±0,5 | 0,8±0,2 | 16,7 | 6,3 | 0,4 |
| Кузнецкий | 3 | 17,3 | 2,1±1,0 | 2,2±0,5 | 12,1 | 12,7 | 1,0 |
| Олонь-Шибирское | 41 | 15,2 | 1,1±0,1 | 4,1±0,4 | 7,4 | 26,6 | 3,6 |
| Татауровское | 32 | 11,6 | 1,0±0,3 | 0,94±0,3 | 8,7 | 8,1 | 0,9 |
| Тарбагатайское | 34 | 10,7 | 2,7±0,8 | 1,5±0,6 | 25,1 | 13,7 | 0,5 |
| Зашуланское | 18 | 7,4 | 0,97±0,7 | 1,1±0,9 | 13,0 | 14,5 | 1,1 |
| Харанорское | 41 | 10,0 | 2,9±1,0 | 1,4±0,5 | 29,4 | 13,9 | 0,5 |
| Загустайское | 13 | 17,2 | 2,9±0,6 | 5,3±1,5 | 16,9 | 31,0 | 1,8 |
| Буртуйское | 18 | 9,5 | 2,5±0,4 | 3,0±0,5 | 26,1 | 31,1 | 1,2 |
| Окино-Ключевское | 8 | 17,9 | 1,1±0,5 | 2,3±0,4 | 6,2 | 12,6 | 2,0 |
| Уртуйское | 8 | 7,9 | 1,4±0,2 | 1,5±0,3 | 17,6 | 19,4 | 1,1 |
| Апсатское | 5 | 12,3 | 0,8±0,1 | 2,5±0,4 | 6,5 | 20,3 | 3,1 |
| Среднее | 1127 | 11,8 | 1,9±0,2 | 2,1±0,3 | 16,0 | 17,9 | 1,1 |
| | | Угли палеогенового возраста | | | | | |
| Западно-Сибирский | 73 | 30,7 | 4,6±0,4 | 3,5±0,2 | 15,0 | 11,4 | 0,8 |
| Талду-Дюргунское | 29 | 19,8 | 1,7±0,7 | 1,1±0,1 | 8,6 | 5,6 | 0,6 |
| Среднее | 102 | 30,7 | 4,6±0,4 | 3,5±0,2 | 15,0 | 11,4 | 0,8 |
| Современный торф | | | | | | | |
| Западно-Сибирский | 1927 | 7,3 | 0,4±0,1 | 0,6±0,1 | 5,1 | 8,5 | 1,7 |
| Среднее для Сибири | 5282 | 13,2 | 2,0±0,4 | 2,7±0,4 | 15,2 | 20,1 | 1,3 |
| | | ***Дальневосточный регион*** | | | | | |
| | | Угли позднеюрского-нижнемелового возраста | | | | | |
| Эльгинское | 47 | 18,4 | 1,2±0,1 | 3,7±0,4 | 6,7 | 25,5 | 3,8 |
| Ургальское | 57 | 24,1 | 2,9±0,3 | 8,1±0,6 | 12,0 | 34,0 | 2,8 |
| Липовецкое | 4 | 32,7 | 2,2±0,2 | 7,0±1,1 | 6,7 | 21,5 | 3,2 |
| Ерковецкое | 23 | 14,2 | 1,0±0,4 | 3,6±1,5 | 7,1 | 25,5 | 3,6 |

*Продолжение таблицы 1 на стр. 70*

*Продолжение таблицы 1*

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Райчихинское | 19 | 13,6 | 1,5±0,5 | 5,6±1,8 | 10,3 | 41,3 | 3,8 |
| Среднее | 150 | 20,6 | 1,8±0,4 | 5,6±0,9 | 8,5 | 27,2 | 3,2 |
| | | | Угли палеоген-неогенового возраста | | | | |
| Шкотовское | 9 | 20,8 | 1,4±0,3 | 3,6±1,2 | 6,7 | 17,4 | 2,6 |
| Спецугли | 27 | 12,7 | 2,7±0,5 | 6,6±1,0 | 20,9 | 52,1 | 2,5 |
| Бикинское | 16 | 17,4 | 1,3±0,4 | 3,8±0,9 | 7,6 | 22,0 | 2,9 |
| Ушумунское | 9 | 10,1 | 1,0±0,2 | 2,4±0,8 | 10,3 | 23,6 | 2,3 |
| Яно-Омолойский | 16 | 33,0 | 2,0±0,4 | 3,2±0,6 | 6,0 | 9,8 | 1,6 |
| Сахалинский | 39 | 16,2 | 0,7±0,2 | 2,0±0,3 | 4,3 | 12,5 | 2,9 |
| Возновское | 6 | 18,1 | 1,8±0,6 | 4,4±1,4 | 9,9 | 24,6 | 2,5 |
| Сергеевское | 7 | 15,8 | 1,2±0,2 | 3,7±0,9 | 7,6 | 23,4 | 3,0 |
| Среднее | 129 | 17,6 | 1,5±0,2 | 3,7±0,5 | 8,6 | 21,1 | 2,5 |
| | | | ***Казахстан*** | | | | |
| | | | Угли карбонового возраста | | | | |
| Карагандинский | 3 | 9,8 | 0,4±0,1 | 1,1±0,3 | 4,1 | 11,5 | 2,8 |
| Экибастуз | 41 | 36,1 | 1,1±0,1 | 3,0±0,3 | 3,1 | 8,3 | 2,7 |
| Среднее | 44 | 23,0 | 0,8±0,4 | 2,0±0,3 | 3,4 | 9,3 | 2,7 |
| Угли юрского возраста | | | | | | | |
| Каражыра | 7 | 11,7 | 0,5±0,2 | 1,0±0,2 | 4,4 | 8,4 | 1,9 |
| Майкубенский | 10 | 25,5 | 5,0±2,0 | 3,6±0,7 | 19,7 | 14,1 | 0,7 |
| Торгайский | 8 | 18,3 | 0,5±0,1 | 0,75±0,2 | 2,9 | 4,1 | 1,5 |
| Среднее | 25 | 18,5 | 2,0±0,2 | 1,8±0,7 | 10,8 | 9,7 | 0,9 |
| | | | ***Монголия*** | | | | |
| | | | Угли карбонового возраста | | | | |
| Нурс-Хотгор | 122 | 18,2 | 2,1±0,3 | 4,0±0,4 | 11,6 | 22,0 | 1,9 |
| Хаар-Тарвагатай | 10 | 18,7 | 1,0±0,1 | 2,7±0,3 | 6,0 | 14,3 | 2,6 |
| Хундлун | 8 | 9,4 | 1,0±0,1 | 2,6±0,5 | 10,3 | 27,5 | 2,6 |
| Зээгт | 10 | 10,7 | 1,3±0,4 | 2,0±0,3 | 12,0 | 18,5 | 1,5 |
| Среднее | 150 | 14,3 | 1,4±0,2 | 2,8±0,6 | 9,5 | 19,8 | 2,0 |
| | | | Угли пермского возраста | | | | |
| Таван-Толгой | 11 | 9,8 | 2,6±0,9 | 2,0±0,3 | 26,2 | 20,0 | 0,8 |
| Маньт | 16 | 20,2 | 3,3±0,5 | 4,6±0,5 | 16,2 | 23,0 | 1,4 |
| Хуренгол | 86 | 38,6 | 2,0±0,1 | 6,0±0,3 | 5,1 | 15,6 | 3,0 |
| Среднее | 112 | 22,9 | 2,7±0,4 | 4,2±1,2 | 11,5 | 18,3 | 1,6 |
| | | | Угли юрского возраста | | | | |
| Сайхан-Ово | 6 | 9,7 | 3,7±1,3 | 2,2±0,4 | 38,8 | 23,2 | 0,6 |
| Могойн-Гол | 15 | 14,8 | 23,0±4,2 | 4,7±1,3 | 155 | 31,7 | 0,2 |
| Баянтэг | 8 | 14,8 | 9,6±3,2 | 7,2±0,9 | 64,5 | 48,7 | 0,8 |
| Шарынгол | 29 | 13,1 | 2,1±0,2 | 5,2±0,4 | 15,9 | 39,6 | 2,5 |
| Среднее | 58 | 13,1 | 9,6±4,7 | 4,8±1,0 | 73,3 | 36,8 | 0,5 |
| | | | Угли раннемелового возраста | | | | |
| Алаг-Того | 10 | 28,0 | 2,3±1,1 | 4,2±0,7 | 8,1 | 15,0 | 1,8 |
| Адун-Чулун | 10 | 12,5 | 32,8±5,5 | 1,0±0,1 | 296 | 9,2 | 0,03 |
| Тугрикнуурское | 7 | 13,3 | 0,7±0,1 | 1,6±0,2 | 5,0 | 7,7 | 2,3 |
| Шивэ-Ово | 28 | 16,4 | 4,3±1,2 | 5,5±1,4 | 26,5 | 33,4 | 1,3 |
| Увур-Чулуут | 5 | 16,7 | 11,1±2,0 | 4,9±1,5 | 66,4 | 29,1 | 0,4 |
| Чандгатал | 12 | 14,3 | 5,3±2,7 | 0,82±0,3 | 37,2 | 5,8 | 0,2 |

*Окончание таблицы 1*

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Среднее | 72 | 15,6 | 10,1±7,6 | 2,2±0,8 | 103 | 22,3 | 0,2 |
| Среднее для северной Азии | 6022 | 17,0 | 2,2±0,2 | 3,1±0,2 | 13,2 | 18,5 | 1,4 |
| **Кларк для углей[2]** | **8400** | | **2,4** | **3,3** | **16** | **21** | **1,4** |

Примечание: 1 – пересчитано на золу; 2 – по [25].

ние элементов. Очевидно, что все эти факторы тесно взаимосвязаны.

***Фактор петрофонда.*** Влияние состава пород области питания на формирование геохимического фона угольных бассейнов и месторождений достаточно детально изучено [19]. Оно может быть выражено в особенностях геохимической специализации углей и в закономерном изменении содержания элементов-примесей от краевых частей бассейна седиментации к центру. В настоящее время важная роль фактора петрофонда в накоплении элементов-примесей в углях принимается как аксиома. Состав пород в обрамлении угленосных впадин, по-видимому, был главным фактором сингенетичного накопления U и Th в углях.

Ранее уже отмечалось, что наличие в обрамлении угольных бассейнов и месторождений пород с вышекларковыми содержаниями урана обеспечило обогащение ураном и соответствующих углей. Так, в южной части Кузбасса, в непосредственной близости от складчатого обрамления, отмечается относительное обогащение углей ураном по сравнению с северной частью [2]. Здесь имеются угольные пласты, содержащие 3–5 г/т урана и 4–6 г/т тория. В пересчете на золу в таких пластах содержание U превышает 20 г/т, а Th – 40 г/т. Угли северной части Кузбасса (кемеровский район) характеризуются низким уровнем накопления урана при повышенном содержании тория. В обоих случаях геохимические особенности угольных пластов отчетливо коррелируют с геохимической специализацией структур обрамления. В южной и юго-восточной части бассейна распространены обогащенные ураном редкометалльные гранитоиды, кислые вулканиты, черносланцевые и фосфатоносные толщи и даже имеются гидротермальные месторождения и проявления урана (Лабышское, Базасское). Для северо-восточного обрамления Кузнецкого бассейна, являющегося областью сноса в период формирования угленосных отложений на севере Кузбасса, характерно распространение пород торий-редкометально-редкоземельной специализации, известны гидротермальные месторождения тория (Богатырское и др.).

Фактор петрофонда ярко проявлен для протяженного Канско-Ачинского бассейна. Многочисленные эпигенетические аномалии в углях бассейна отчетливо приурочены к блокам горных пород, насыщенным кислыми и щелочными эффузивами, гранитоидами, месторождениями и проявлениями урана. С этим связана приуроченность аномалий к Кузнецко-Алалтаусской зоне в западной части бассейна и к Ангаро-Канской глыбе на востоке.

Высокая урановость юрских и меловых углей Монголии тесно увязана с широким развитием в регионе радиогеохимически специализированных интрузивно-вулканогенных комплексов [15, 16].

***Фактор синхронного вулканизма.*** Наличие вулканогенного материала в карбоновых, пермских и мезозойских угленосных отложениях Кузнецкого, Тунгусского, Минусинского и Иркутского бассейнов отмечено многими исследователями [1, 2, 7, 8, 20]. Известно, что пепловый материал, обогащенный сорбированными (подвижными) формами многих элементов-примесей (в том числе P, K и жизненно-важных "микроэлементов", таких как Cu, Co, Zn, B и др.), мог послужить природным "удобрением", обеспечивая интенсивный рост растений-углеобразователей [9, 19]. В дальнейшем, при формировании тонштейнов в результате болотного выветривания пеплового материала, освобожденные элементы-примеси (в том числе – U и Th) могли поглощаться прилежащими слоями торфа. Такой процесс был особенно эффективен, если исходная пирокластика имела кислый и щелочной состав, что можно наблюдать на примере угольных пластов Минусинского бассейна, пласта IV–V Кузнецкого бассейна, группы пластов Ургальского, Раковского, Павловского (Чихезского) месторождений Российского Дальнего Востока, сверхмощного пласта месторождения Нурс-Хотгор в Монголии и других. Гидролиз вулканогенного материала приводил к выносу тория и редкоземельных элементов из тонштейнов, способствуя их накоплению в органической массе угольного пласта

Эти данные согласуются с исследованиями, выполненные для угольного пласта C формации Morrison в штате Юта, США [22], которые показали, что в приконтактовых пачках угля, прилегающих к тонштейнам, концентрация U достигает 63 г/т, а Th – 60 г/т, при их содержании в золе центральных пачек 20–25 г/т и 25–30 г/т соответственно. Поскольку в самих тонштейнах содержания U (16 г/т) и Th (48 г/т) существенно ниже, чем в золах приконтактовых пачек угля, предполагается присутствие некоторой доли элементов, связанной с органическим веществом, в результате их выщелачивания из пепловых горизонтов.

Особое значение для геохимии радиоактивных элементов пепловый материал приобретает при его накоплении в малозольных углях. Выполненные нами расчеты для пласта Двухаршинный и Великан-I черногорской свиты Минусинского бассейна, содержащих прослои тонштейнов, показали, что с пирокластикой может быть привнесена основная часть содержащегося в углях урана и тория. Около 75% общего количества радиоактивных элементов в этих углях связано с пирокластическим материалом [4].

Проведенные исследования показали, что фактор

*Таблица 2. Среднее содержание U и Th в торфах и золах торфов Западно-Сибирской плиты*

| Элементы | Низинный торф | | Верховой торф | | Среднее для региона | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Сухое вещество | Зола торфа* | Сухое вещество | Зола торфа* | Сухое вещество | Зола торфа* |
| Th | 0,87 | 6,5 | 0,45 | 14,0 | 0,62±0,1 | 8,5 |
| U | 0,46 | 3,4 | 0,31 | 9,7 | 0,37±0,08 | 5,1 |
| $A^d$ | 13,4 | 100 | 3,2 | 100 | 7,3±0,9 | 100 |
| Количество проб | 702 | 702 | 1225 | 1225 | 1927 | 1927 |

Примечание: * – пересчитано на золу. Содержание элементов дано в г/т, $A^d$ дано в мас. %.

синхронного вулканизма проявился на всей территории Северной Азии. Для западных областей велика роль карбон-пермского вулканизма в накоплении урана и тория в углях. К востоку отмечается омоложение пирокластики от юрского возраста для Прибайкалья, Забайкалья, Якутии и центральной Монголии до палеоген-неогенового и четвертичного для Приморья, Сахалина и северо-востока России

***Гидрологический и гидрогеохимический фактор.*** Гидродинамические условия определяли характер водно-минерального питания палеоторфяников. Его роль хорошо видна при сопоставлении средних содержаний U и Th в современных верховых и низинных торфяниках (табл. 2).

Верховые торфяники, водно-минеральное питание которых осуществляется, в основном, за счет атмосферных выпадений, существенно беднее радиоактивными элементами, чем низинные. Низинный торфяник получает значительно большее количество минеральных веществ, в том числе радиоактивных элементов, за счет поступления их с поверхностными и грунтовыми водами. В отдельных месторождениях торфа содержания U и Th сопоставимы с содержанием их в угольных месторождениях.

По данным исследования трех месторождений Канады [26], содержание U в нижних горизонтах торфяного массива составляет 7,3; 6,5 г/т (в золе 26 г/т при зольности 26,4%) и 1,5 г/т (в золе 42 г/т при зольности 3,6%) соответственно. Имеются многочисленные примеры и аномально радиоактивных торфов. Так, в Филиппи, самом мощном из известных в настоящее время низинных торфяников (Греция), содержание в золе торфа достигает 208 г/т U, при разбросе значений от 11 до 208 г/т для U и от 4,6 до 14,8 для Th [24]. Из 167 обследованных торфяников южной Сибири в лесостепной зоне выявлено 35 массивов с содержанием урана в золе более 0,01% [18].

Погребенный под наносы торфяник, являясь водоносным горизонтом, сорбирует дополнительные количества подвижного U. На это указывает повышенное его содержание в погребенном торфе при пониженном Th–U отношении.

Другая составляющая гидрологического фактора – особенности состава поверхностных и грунтовых вод. В угольных месторождениях, несмотря на очевидную роль этого фактора, выделить его "в чистом" виде весьма затруднительно из-за отсутствия достоверных сведений по палеогидрогеохимии вод региона. Опубликованные данные свидетельствуют, что в условиях аридизации климата, когда происходит обогащение вод ураном, возрастает и урагоносность торфяников [14].

***Фактор угольного метаморфизма.*** Пока нет убедительных фактов, надежно доказывающих вынос или привнос радиоактивных элементов при метаморфизме угля [21, 23]. Тем не менее, ориентируясь на оценки кларков U в бурых и каменных углях [25], а также сопоставляя содержание U и Th в каменных углях и антрацитах конкретных бассейнов [4], можно предположить, что процессы угольного метаморфизма ведут к потере органическим веществом угля радиоактивных элементов.

Сопоставление среднего содержания урана и тория в углях разной степени углефикации может дать корректные результаты лишь при однотипных прочих условиях их формирования. Очевидно, что поиск таких объектов крайне затруднен в силу недостаточных знаний об условиях формирования углей даже сравнительно хорошо изученных угольных бассейнов. Так, непригодны для сравнения бурые угли юрского возраста и каменные угли карбона–перми Сибири в связи со значительным влиянием синхронного вулканизма на формирование геохимического фона последних. Такое сравнение в Сибири с определенными ограничениями возможно лишь для одновозрастных углей Кузнецкого бассейна в связи с тем, что здесь на сравнительно небольшой территории представлен почти полный спектр марочного состава. Прямое сравнение содержания урана и тория в углях разных марок не позволяет сделать однозначных выводов из-за помех, связанных с влиянием неоднородности состава области сноса, фациальных различий, неоднотипного влияния синхронного угленакоплению вулканизма и других факторов. В то же время математическая обработка материалов с выведением тренда свидетельствует о снижении содержания урана в процессе угольного метаморфизма. Судя по этим данным, из углей даже при сравнении крайних членов изученного метаморфического ряда выносится не более 50% урана. Торий при угольном метаморфизме явных тенденций к выносу не обнаруживает. Это подтверждается, в частности, и ростом торий-уранового отношения от бурых к каменным углям.

***Гипергенное окисление углей.*** Гипергенное окисление углей в ряде случаев обусловливает накопление в них урана. Высокая сорбционная способность органического вещества угля по отношению к урану обеспечивает его концентрирование из грунтовых вод даже с рядовым содержанием металла. Особенно благоприятны

для этого процесса условия аридного климата с повышенным содержание в воде урана и кислорода. В результате в зоне окисления формируются ореолы обогащения ураном. Размеры этих зон накопления урана, как правило, невелики по сравнению с масштабами угольных бассейнов и не способны существенно повлиять на оценку геохимического фона угленосных отложений. Однако в пределах отдельных месторождений это влияние может быть значительно. Так, повышенное содержание урана в месторождении Адун-Чулун (Монголия) обусловлено именно эпигенетическим его накоплением вплоть до промышленно значимых концентраций. Существенно обогащены им окисленные угли отдельных месторождений Дальнего Востока и Сибири. В Канско-Ачинском бассейне 5% ресурсов угля составляют окисленные угли, содержащие в отдельных случаях до 0,2% урана [10]. Обычно обогащается ураном верхняя часть пласта. Максимум содержания приурочен к фронту зоны окисления. При этом вся зона окисления характеризуется аномальным его содержанием. Этот факт указывает на сопоставимую роль сорбционного и окислительно-восстановительного геохимических барьеров в накоплении урана в окисленных углях.

**Заключение**

Проведенные исследования показали, что в целом каустобиолиты Северной Азии характеризуются невысоким содержанием урана и тория, соответствующим среднему их содержанию в углях мира. Распределение радиоактивных элементов неравномерно и изменяется как в пределах территории, так и в разрезе угленосных отложений. Встречаются угольные пласты и торфяные залежи, аномально обогащенные ураном, вплоть до формирования урановых месторождений.

Накопление урана и тория в каустбиолитах обусловлено разнообразными факторами. Ведущими являются фактор петрофонда, гидрогеохимический фактор и фактор синхронного вулканизма. Наиболее контрастные и масштабные аномалии радиоактивных элементов в углях связаны с поступление обогащенных ураном вод в зону окисления угольных пластов или в торфяную залежь. Торий-урановые аномалии в каустобиолитах могут быть связаны с поступление кислой пирокластики в палеоторфяник и последующим выносом и перераспределением радиоактивных элементов на контакте с пепловым горизонтом.

*Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 16-05-00405А и № 16-55-53122 ГФЕН_а.*

***Литература***


1. *Адмакин Л.А. Типы тонштейнов в угольных пластах Минусинского бассейна // Литология и полезные ископаемые. – 1992. – № 2. – С. 49–56.*
2. *Радиоактивные элементы в палеозойских углях Сибири / С.И. Арбузов, Л.П. Рихванов, А.В. Волостнов и др. // Геохимия. – 2005. – № 5. – С. 527–541.*
3. *Арбузов С.И., Ершов В.В. Роль вулканизма позднего карбона–перми в формировании геохимического облика углей Минусинского бассейна // III Всероссийский симпозиум по вулканологии и палеовулканологии "ВУЛКАНИЗМ И ГЕОДИНАМИКА" 5–8 сентября 2006 г. Материалы симпозиума. – Улан-Удэ : Изд-во Бурятского научного центра СО РАН, 2006. – Т. 3. – С. 628–632.*
4. *Арбузов С.И., Ершов В.В. Геохимия редких элементов в углях Сибири. – Томск : Д-Принт, 2007. – 468 с.*
5. *Арбузов С.И., Машенькин В.С. Зона окисления угольных месторождений – перспективный источник благородных и редких металлов (на примере месторождений Центральной Азии) // Проблемы и перспективы развития минерально-сырьевой базы и предприятий ТЭК Сибири : материалы межрегиональной научно-практической конференции. – Томск : Изд-во ТПУ, 2007. – С. 26–31.*
6. *Редкометалльный потенциал углей Северной Азии (Сибирь, Российский Дальний Восток, Монголия) / С.И. Арбузов, В.С. Машенькин, В.И. Рыбалко и др. // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири. – 2014. – № 3, ч. 2. – С. 41–44.*
7. *Ван А.В. Роль пирокластического материала в угленосных отложениях Кузнецкого бассейна // Советская геология. – 1968. – № 4. – С. 129–137.*
8. *Ван А.В. Вулканогенный пепел в угленосных отложениях верхнего палеозоя Средней Сибири // Литология и полезные ископаемые. – 1972. – № 1. – С. 40–51.*
9. *Ван А.В. Влияние вулканизма на накопление органического вещества в осадочных толщах // Региональная геология. Геология месторождений полезных ископаемых : материалы международной научно-технической конференции. – Томск : Изд-во ТПУ, 2001. – С. 28–29.*
10. *Гаврилин К.В., Озерский А.Ю. Канско-Ачинский угольный бассейн. – М. : Недра, 1996, – 272 с.*
11. *Кисляков Я.М., Щёточкин В.Н. Роль мезозойских экзогенно-эпигенетических процессов в образовании урано-угольных месторождений // Геология рудных месторождений, 1994. – Т. 36, № 2. – С. 148–168.*
12. *Кичигин А.И. Ухтинский радиевый промысел (1931–1956) // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы II Международной конференции. Томск, 18–22 октября 2004 г. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С. 256–260.*
13. *Куриленко В.В., Хайкович И.М. Месторождения полезных ископаемых как источник радиоактивного загрязнения // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы II Международной конференции. Томск, 18–22 октября 2004 г. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С. 307–311.*
14. *Условия накопления урана в низинных старичных торфяниках / А.К. Лисицын, А.И. Круглов, В.М. Пантелеев и др. // Литология и полезные ископаемые, 1967. – № 3. – С. 103–116.*
15. *Машенькин В.С., Арбузов С.И., Судыко А.Ф. Радиогеохимическая характеристика углей Монголии // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы III Международной конференции, г. Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск : STT, 2009. – С. 345–348.*
16. *Миронов Ю.Б. Уран Монголии. – 2-е изд. – СПб. : Анатолия, 2006. – 328 с.*
17. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований (на примере Алтае-Саян-*

*ской складчатой области). – Новосибирск : Гео, 2002. – 550 с.*

18. *Экзогенное концентрирование радионуклидов в торфяниках и корах выветривания Новосибирской области / Н.А. Росляков, Ю.А. Калинин, Н.А. Рослякова и др. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы II Международной конференции. Томск, 18–22 октября 2004 г. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С. 522–526.*
19. *Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Неорганическое вещество углей. – Екатеринбург : НИСО УрО РАН, 2002. – 420 с.*
20. *Nature of tonsteins in the azeisk deposit of the Irkutsk coal basin (Siberia, Russia) / S.I. Arbuzov, A.M. Mezhibor, D.A. Spears et al. // Int. J. of Coal Geology. – 2016. – Vol. 152. – P. 99–111.*
21. *Affolter R.H., Hatch J.R., Geochemical characterization of Rocky Mountain, Northern Great Plains, and Interior Province coals // AAPG Bull. – 1984. – Vol. 68, No. 4. – 447 p.*
22. *Crowley S.S., Stanton R.W., Ryer T.A. The effects of volcanic ash and the maceral and chemical composition of the C coal bed, Emery Coal Field, Utah // Org. Geochem. – 1989. – Vol. 14, No. 3. – P. 315–331.*
23. *Goodarzi F., Cameron A.R. Distribution of maior, minor and trace elements in coals of the Kootenay Group, Mount Allan, Alberta // Canadian mineralogist. – 1987. – Vol. 25. – P. 555–565.*
24. *Influence of Geological conditions during peat accumulation on trase element affinities and their behavior during peat Combustion / S. Kalaitzidis, K. Christanis, A. Georgakopoulos et al. // Energe & Fuels. – 2002. – Vol. 16. – P. 1476–1482.*
25. *Ketris M.P., Yudovich Ya.E. Estimations of Clarkes for carbonaceous biolithes. World averages for trace element contents in black shales and coals // Int. J. Coal. Geol. – 2009. – Vol. 78, No. 2. – P.135–148.*
26. *Shotyk W., Nesbitt Y.W., Fyfe W.S. The behavior of major and trace elements in complete vertical peat profiles from three Sphagnum bogs // Int. J. Coal Geology. – 1990. – Vol. 15, No. 3. – P. 163–190.*
27. *Vine J.D. Uranium-bearing coal in the United States // Conf. on peaceful uses of atomic energy, Geneva, Switzerland, August 1955. U.S. Geol. Survey Paper, United Nations. – No. P/55. – P. 525–531.*

# УРАН И ТОРИЙ В ТЕХНОГЕННЫХ АЭРОЗОЛЯХ В РАЙОНЕ Г. НОВОСИБИРСКА

С.Ю. Артамонова

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, artam@igm.nsc.ru

# URANIUM AND THORIUM IN TECHNOGENIC AEROSOLS IN THE REGION OF THE CITY OF NOVOSIBIRSK

S.Yu. Artamonova

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia

Установление вклада отдельных источников загрязнения среди множества других – достаточно сложная научная задача, но ее решение может стать определяющим для реализации мер по экологическому оздоровлению территорий. Комплексное минерально-геохимическое изучение аэрозольных частиц, накопленных за зиму в снежном покрове г. Новосибирска, с помощью РФА-СИ и ИСП-МС методов и сканирующей электронной микроскопии позволило выявить вклад отдельных промышленных предприятий в общее техногенное загрязнение мегаполиса.
***Ключевые слова:*** геохимия техногенеза, выбросы энергетических предприятий, выбросы предприятий топливно-ядерного цикла, техногенные аэрозоли, естественные радионуклиды, изотопы урана, экологический риск

Determination of the contribution from separate sources of pollution among many others is rather complicated scientific problem, but its solution can become determinative for realization of the measures aimed at ecological sanitation of territories. Integrated miner- alogical and geochemical examination of aerosol particles accumulated during winter in the snow cover of Novosibirsk with XRFA-SR, ICP-MS, scanning electron microscopy allowed to reveal the contribution from separate industrial enterprises into the general technogenic pollution of the megapolis.
***Keywords:*** geochemistry of technogenesis, emission of heat and electric power plants, emission of nuclear fuel cycle enterprises, technogenic aerosol, natural radionuclides, isotopes of Uranium, ecological risk

## Введение

Загрязнение воздуха промышленных городов давно стало актуальной проблемой. Изучение содержания урана и тория в техногенных аэрозолях особо актуально из-за связанных с ними рисков для здоровья людей. В условиях Сибири снежный покров является идеальным объектом для изучения геохимии техногенеза, поскольку кристаллы снега (зимой) и капли дождя (летом), проходя через толщу воздуха, захватывают твердые аэрозольные частицы и газообразные соединения.

*Целью работы* стало оценить радиоактивную уранториевую составляющую техногенного аэрозольного загрязнения г. Новосибирска.

## Объекты изучения

В Новосибирске действует 4 теплоэнергетических предприятия (рис. 1): два из них ТЭЦ-2, ТЭЦ-3 расположены на левобережье. Предприятие ядерно-топливного цикла – Новосибирский завод химконцентратов

(НЗХК) выпускает топливные элементы для атомных станций, имеет собственный ТЭЦ-4, схожий по параметрам на ТЭЦ-3 (см. диаграмму на рис. 1). В качестве топлива на ТЭЦ-2 используют в основном мазут, а ТЭЦ-3 и ТЭЦ-4 – природный газ. Только наиболее мощный (в 2,5 раза) ТЭЦ-5 работает на бурых углях: ежедневно сжигается 10000 т [8]. Известно, что уголь является естественным сорбентом и может содержать значительные количества U и Th, потому выбросы ТЭЦ также могут содержать эти радионуклиды. В г. Новосибирске действует Новосибирский Оловокомбинат (ОК), выбросы которого загрязняют городской воздух As, Sn и ряд других халькофильных элементов [3, 4].

На диаграмме основные параметры ТЭЦ г Новосибирска: тепловая мощность, Гкал (*а*), электрическая мощность, МВт (*в*), и высота труб, м (*с*)

## Экспериментальная часть

В районе изучения в зимнее время преобладают ветры южного и юго-западного направлений [6], что предопределило основные направления пробоотбора снежного покрова к северо–востоку от предприятий на удалении до 110 км (рис. 1). Фоновый участок выбран на наветренной стороне – в 12 км к юго-западу от города. Для исключения влияния автодорог пробоотбор проводился на удалении не менее 200 м. Отбирались крупнообъемные от 80 до 200 л снега путем проходки шурфов на всю мощность снежного покрова. Талый снег фильтровали через бумажный фильтр "синяя лента". Пыльность (содержание взвеси, мг/л) определялась отношением массы взвесей к объему талого снега, среднесуточная техногенная аэрозольная нагрузка (мг/м$^2$·сут) определялась отношением массы взвесей к площади отбора и периоду формирования устойчивого снежного покрова до даты отбора.

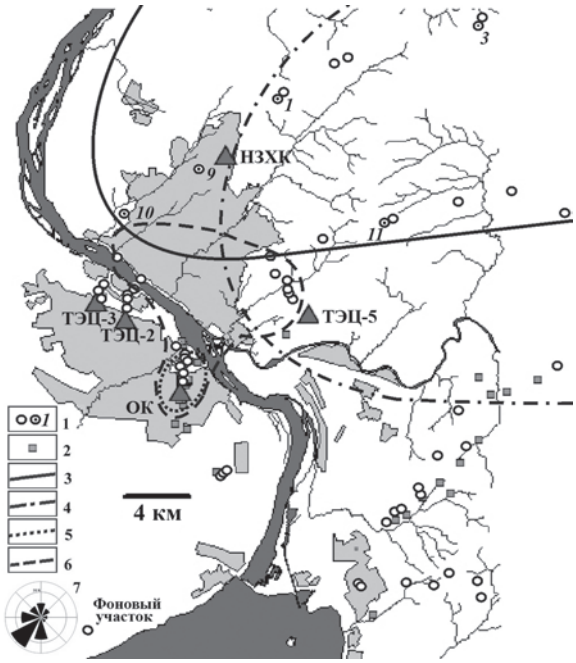



***Рис. 1.*** *Расположение промышленных предприятий г. Новосибирска. Условные обозначения: точки отбора проб:* 1 *– снега (номер),* 2 *– почв; ореолы аэрозольного загрязнения:* 3 *– от НЗХК,* 4 *– от ТЭЦ-5,* 5 *– от ОК,* 6 *– следовое загрязнение от ОК,* 7 *– роза ветров.*

Содержание U и Th с нижним пределом обнаружения 0,3 ppm с относительной погрешностью не более 10–15% определялся рентгено-флуоресцентным методом на синхротронном излучении (РФА-СИ) на станции ВЭПП-3 ИЯФ СО РАН (аналитик Ю.П. Колмогоров) [7]. Для изотопного анализа $^{235}$U, $^{238}$U с относительной погрешностью <2% применялся масс-спектрометрический метод с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС). Предварительно пробы переводились в раствор с помощью методов сплавления: 1) с KOH, 2) с $LiBO_2$. Аэрозольные частицы изучены под сканирующим электронным микроскопом LEO 1430 VP в режиме обратно-рассеянных электронов. Диаметр сканирующего пучка спектрометра составлял ~0,5 μm, позволяющий определять составы аэрозольных частиц размером до 0,5–1 μm. При увеличении 1500 просмотрено не менее 5000 полей обозрения размером 212 x 159 μm, в каждом из которых не менее 300 частиц.

## Результаты и обсуждение

Наиболее сильное загрязнение снега наблюдается в 0,5–1,5-километровой округе промышленных предприятий, где пыльность снега составил около 60–100 мг/л. Ореолы аэрозольного загрязнения от ТЭЦ-2, ТЭЦ-3 и ОК, расположенных на левом берегу, протягиваются на 1,5–3 км к северо-востоку и ограничиваются рекой Обь. По-видимому, приземные ветры вдоль русла реки становятся физическим барьером для выбросов. РФА-СИ показал, что в техногенных аэрозолях ТЭЦ-2 и ТЭЦ-3 среднее содержание U совсем небольшое – 2,9 г/т, Th – 7,2 г/т. В аэрозолях ОК среднее содержание Th такое же, как в ореоле ТЭЦ-2 и ТЭЦ-3, а U – чуть повышено и составляет 3,5 г/т. По содержанию Th и U аэрозоли ТЭЦ-2, ТЭЦ-3 и ОК похожи на аэрозоли вне ореолов основного техногенного загрязнения на южной и юго-восточной окрестностях г. Новосибирска, в которых среднее содержание U – 3,0 г/т, Th – 7,6 г/т (рис. 2). Сколько-нибудь значимая корреляционная связь U и Th с элементами – индикаторами выбросов ОК: As, Sn и другими [3] и так же с элементами – индикаторами выбросов ТЭЦ-2, ТЭЦ-3: Mn, V, I, Ga [4] не наблюдается.

Как известно, в природе обычное Th/U отношение лежит в диапазоне 2,5–5,0 [5]. В аэрозолях фонового участка содержание Th – 8,3 г/т, U – 2,7 г/т, Th/U равно 3,1, что близко к кларкам земной коры (рис. 2) и свидетельствует об удачном выборе фонового участка, где влияние техногенеза минимально и аэрозоли, в основном, природного происхождения. В аэрозолях вне основных ореолов техногенного загрязнения и в пределах ореола ТЭЦ-2 и ТЭЦ-3 среднее Th/U отношение равно 2,9, соответствуем к природному. В аэрозолях ОК Th/U

аномальное равно 2,1 и что свидетельствует о поступлении малых количеств U с выбросами ОК.

Геоэкологическая ситуация в районе ТЭЦ-5 и НЗХК совершенно иная: объекты расположены на правом берегу р. Обь на высоком ровном плато на уровне ≈200 абс.м, а у ТЭЦ-5 – одна из самых высоких труб в Сибири в 260 м, и эти факторы способствуют беспрепятственному распространению выбросов на северо-восток по розе ветров. Пыльность снега в окрестностях ТЭЦ-5 и НЗХК составляет около 60 мг/л, и по мере удаления на северо-восток пыльность снега снижается и в 50 км составляет 7,2 мг/л – сравнимо с фоновой пыльностью в 3,14 мг/л (рис.3).

Именно в аэрозолях окрестностей НЗХК и ТЭЦ-5 и к северо-востоку от них обнаружены наиболее высокие содержания U и Th – до 9,9 и 16,1 г/т при среднем содержании U – 5,0 г/т, Th – 11,3 г/т. Ввиду близкого расположения ТЭЦ-5 и НЗХК происходит взаимное перекрытие ореолов, потому аэрозоли формируют единое геохимическое поле № 3 на Th-U диаграмме (рис.2). За счет выбросов именно какого предприятия формируются такие большие содержания U и Th в аэрозолях – предстоит выявить в настоящей работе.

С удалением от города содержание U в аэрозолях снижается так же, как и пыльность снега (рис. 3), с коэффициентом корреляции 0,67. Коэффициент корреляции Th с пыльностью снега слабее – всего 0,43.

Производство ТВЭЛ связано с обогащенным ураном $^{235}U$. Природный уран представляет собой смесь трех изотопов урана: урана-238, урана-235 и урана-234 в процентном соотношении 99,2745 : 0,72 : 0,0055, потому природное отношение $^{238}U/^{235}U$=137,9. Для изотопного изучения привлечен метод ICP-MS. Выявлены пониженные отношения $^{238}U/^{235}U$, что указывает на постоянное аэрозольное загрязнение (из года в год) оружейным $^{235}U$ весьма значительной территории г. Новосибирска и его окрестностей, источником выбросов может быть однозначно только предприятие ЯТЦ – НЗХК (рис. 4). Минимальное значение в 77,43 установлено в 2011 г. в 4,8 км к северо-востоку от НЗХК. По мере удаления от НЗХК отношение $^{238}U/^{235}U$ увеличивается из-за снижения доли $^{235}U$, и, значит, снижения степени аэрозольного загрязнения выбросами НЗХК (рис. 4).

Максимальная протяженность ореола загрязнения НЗХК в северо-восточном направлении (по розе ветров) в 2015 г. составила 69,3 км, где отношение $^{238}U/^{235}U$ составило 132,1, а далее оно поднялось до природного уровня в 138,4. Ореол выбросов НЗХК распространен и по другим направлениям и немного видоиз-

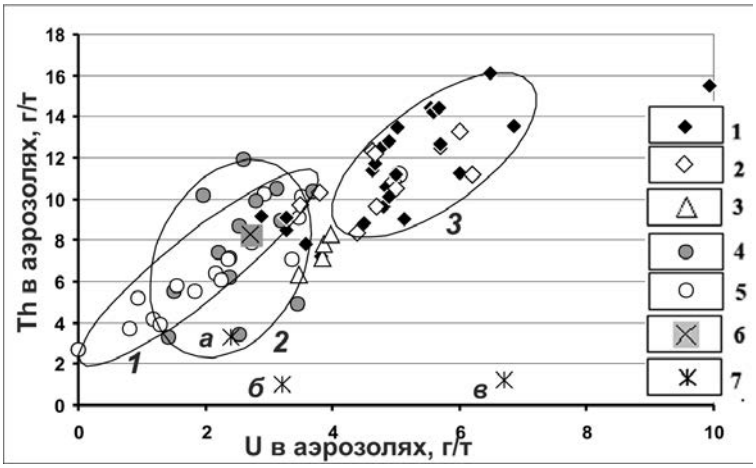



***Рис. 2.*** *Содержание Th и U в техногенных аэрозолях, г/т. Условные обозначения: аэрозоли окрестностей* 1 *– НЗХК,* 2 *– ТЭЦ-5,* 3 *– ОК,* 4 *– ТЭЦ-2 и ТЭЦ-3;* 5 *– юг и юго-восток г. Новосибирска (вне ореолов основных выбросов промышленных предприятий);* 6 *– фоновый участок,* 7 *– среднее содержание Th и U в углях Кузбасса (*а*) и Канско-Ачинского бассейна (*б*) и Сереульского разреза (*в*) по Арбузову С.И. [2008, 2009]). Геохимические поля:* 1 *– вне основных ореолов аэрозольного загрязнения;* 2 *– ореол ТЭЦ-2 и ТЭЦ-3,* 3 *– ореол загрязнения ТЭЦ-5*

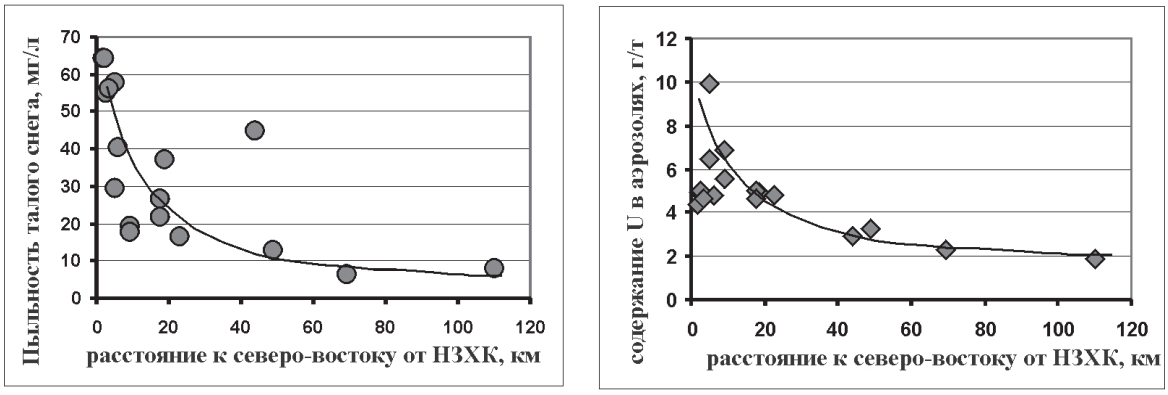



***Рис. 3.*** *Динамика снижения пыльности снега (слева) и содержания U в аэрозолях (справа) с удалением на северо–восток от НЗХК (линией показан тренд изменения)*

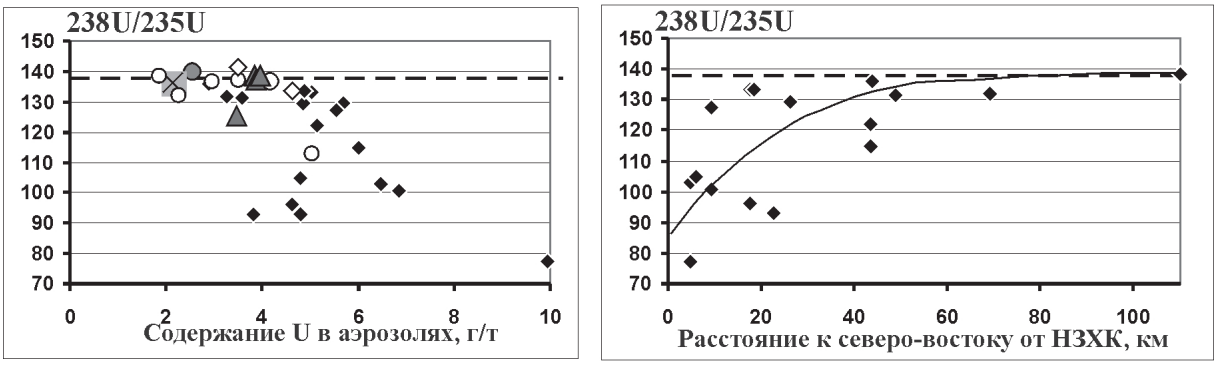
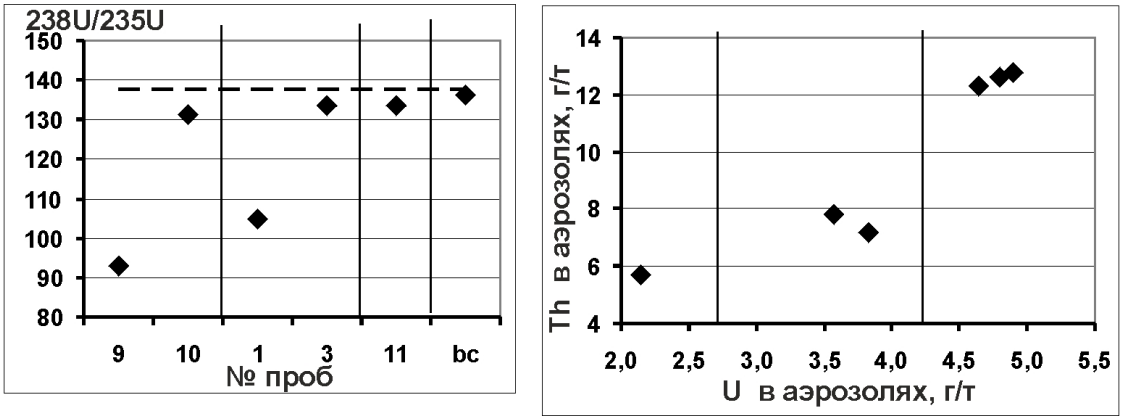



***Рис. 4.*** *Отношение $^{238}U/^{235}U$ и содержание U в техногенных аэрозолях г. Новосибирска и динамика его изменения в северо-восточном направлении от НЗХК (линией показан тренд изменения). Условные обозначения см. рис. 3*




*а)* *б)*

***Рис. 5.*** *$^{238}U/^{235}U$, содержание Th и U в аэрозолях зоны влияния выбросов ТЭЦ-5 и НЗХК, 2015 г.*

меняется в разные годы. Так, в 2005–2006 гг. пониженное отношение $^{238}U/^{235}U$, равное 112,8–133,7, обнаружено в 14 км на юге около ОК, в 2011 г. в 30,5 км на юго-востоке около пос. Ключи, хотя в другие годы на этих же точках отношения $^{238}U/^{235}U$ были природными.

Для оценки вкладов в общее содержание урана и тория в аэрозолях выберем пробы одного года отбора – 2015 г. из ближайшей окрестности НЗХК и ТЭЦ-5. В-первую очередь, это – тт. 9, 10 (см. рис. 1), которые расположены в парковых зонях к юго-западу от НЗХК вне ореола основного загрязнения ТЭЦ-5. Во-вторых, это – тт. 1, 3, находящиеся в зоне влияния выбросов НЗХК и ТЭЦ-5. В-третьих, возьмем т. 11, находящуюся под прямым влиянием выбросов ТЭЦ-5. Таким образом, в аэрозолях тт. 9, 10 должна наиболее ярко проявиться специфика выбросов НЗХК, в т. 11 – выбросов ТЭЦ-5, а в тт. 1, 3 – обоих предприятий (рис. 1). В аэрозолях 2015 г. минимальное отношение $^{238}U/^{235}U$, равное 93,1 установлено именно в т.9, значит, здесь влияние выбросов НЗХК самое сильное (рис. 5*а*). Поскольку в ТЭЦ-4 – спутник НЗХК, как и ТЭЦ-3, используют газ в качестве топлива, то по аналогии можно ожидать схожие невысокие содержания U и Th в выбросах ТЭЦ-4. В аэрозолях т. 9 содержание Th составляет всего 7,2 г/т, что равно среднему содержанию Th как в аэрозолях ореола загрязнения ТЭЦ-2 и ТЭЦ-3, так и в аэрозолях вне ореолов основного аэрозольного загрязнения южной и юго-восточной части г. Новосибирска (рис. 2, 5*б*). Следовательно, низкое содержание Th в т. 9 подтверждает предположение о схожести выбросов ТЭЦ-4 и ТЭЦ-3, и об отсутствии значимого привноса Th выбросами собственно производства ЯТЦ НЗХК. Вместе с тем в аэрозолях т. 9 содержание U составляет 3,8 г/т, что существенно выше, чем в аэрозолях ореола загрязнения ТЭЦ-2 и ТЭЦ-3 (где среднее содержание U – 2,9 г/т). Следовательно, выбросы ЯТЦ НЗКХ привносят примерно в аэрозоли дополнительно 1 г/т (см. рис.5, *а*), и самое низкое отношение Th/U=1,9 среди всех проб 2015 г. характерно именно аэрозолям т. 9. Это аномальное значение Th/U, поскольку в природе характерны отношения 2,5–5,0, остальные связаны или с рудопроявлением U (Th) или техногенным загрязнением [5]. В аэрозолях т. 10 наблюдается похожая ситуация при более слабом влиянии выбросов НЗХК ($^{238}U/^{235}U$= 131,2).

В аэрозолях тт. 1, 3 резко увеличивается содержание Th до 12,8 г/т, а U – до 4,9 г/т, а Th/U повышается до 2,6, и подобное наблюдается в аэрозолях т.11, находящейся под прямым влиянием выбросов ТЭЦ-5 (рис. 5*б*). Следовательно рост содержаний радионуклидов

Th – ≈5,6 г/т, а U – ≈1 г/т связываем именно с выбросами ТЭЦ-5.

Известно, что на ТЭЦ-5 ежесуточно сжигается 10 тыс. тонн бурых углей Сереульского разреза Канско-Ачинского бассейна, в которых среднее содержание U и Th составляет 6,7 г/т и 1,2 г/т [1], т.е. ежесуточно сжигается – 67 кг урана, 12 кг тория. Часть радионуклидов с выбросами поступает в окружающую среду. При этом наблюдаем 4–5-кратное увеличение содержания Th с 1,2 г/т в углях до ≈5,6 г/т в твердых аэрозолях. Если бы поведение U было подобно Th, то наблюдали бы такой же рост содержания U с 6,7 г/т в исходных углях до 27–34 г/т в твердых аэрозолях. Но этого: вклад ТЭЦ-5 в содержание U оценивается только ≈1 г/т. Наблюдается недостаток U во вкладе ТЭЦ-5 в твердые аэрозоли. Известно, что U в угле находится в рассеянной форме и связан преимущественно с органическим веществом углей [2], потому нужно ожидать аэрозольной иммобилизации U, не меньшей, чем у Th. Следовательно, недостаток урана в твердых аэрозолях указывает на его преимущественную мобилизацию с газовой составляющей выбросов, что станет предметом изучения в последующих работах.

Между тем результаты изучения аэрозолей под сканирующим электронным микроскопом показали, что U в выбросах ЯТЦ НЗХК, по-видимому, связан, в основном, с твердыми аэрозольными частицами. В аэрозолях ореола загрязнения НЗХК с изотопным отношением $^{238}U/^{235}U \leq 100,5$ найдены твердые частицы оксидов урана размерами от 3 до 64 μm$^2$. Частицы неправильной угловатой формы с четкими границами, часто прилипшие к алюмосиликатной массе или полым сфероидам (рис. 6). Возможно, именно прикрепление к легким алюмосиликатным частицам, в т.ч. к полым сфероидам дает тяжелым частицам с U большую мобильность для дальнего ветрового переноса. Содержание урана в частицах изменяется в диапазоне от 33,83 до 78,80%, имеются примеси Fe – 3,19%, Cu – 1,23%. Частицы оксидов урана в аэрозолях окрестностей ТЭЦ-5 и других районов г. Новосибирска не найдены, что позволяет связать эти частицы именно с выбросами ЯТЦ НЗХК. Встречаемость оксидов урана составила – по 3 частицы на слой пыли площадью 0,5 см$^2$ с весом ~1–2 мг в аэрозолях 10-километровой округи НЗКХ; на удалении до 23 км к северо-востоку от НЗХК встречаемость U-микрочастиц снижается в 1,5–2 раза. В пределах основного шлейфа выбросов НЗХК плотность выпадения U-микрочастиц (размерами 0.n–10 мкм) оценивается с 9,5 до 95 млрд или в среднем 25 млрд частиц на 1 км$^2$ за 1 год.

При среднесуточной техногенной аэрозольной нагрузке 46 мг/м$^2$·сут в 10-километровой округе НЗХК в год с выбросами производства ЯТЦ по самым первым расчетам поступает примерно 5,3 кг урана, из которых 50 граммов составляет оружейный уран при среднем отношении $^{238}U/^{235}U$ в 108,8. При среднесуточной техногенной аэрозольной нагрузке 57 мг/м$^2$·сут в 10-километровой округе ТЭЦ-5 в год в окружающую среду поступает примерно 6,5 кг урана (вместе с выбросом НЗХК это 11,8 кг) и 37 кг тория. Таким образом, правобережье г. Новосибирска находится под довольно значительной урановой и ториевой аэрозольной нагрузкой.

## Заключение

1. Основными источниками радиоактивного аэрозольного загрязнения г. Новосибирска и его окрестностей являются выбросы НЗХК и ТЭЦ-5. Ореолы загрязнения НЗХК и ТЭЦ-5 на правобережье перекрываются между собой и вытянуты к северо-востоку от города по розе ветров на расстояние не менее 70 км.
2. Аэрозоли НЗХК содержат смесь изотопов $^{238}U$ и $^{235}U$, в них среднее изотопное отношение $^{238}U/^{235}U$ составляет 116,9 (минимальное – 77,43) вместо природного 137,9, аномально низкое отношение Th/U, равное 1,6–1,9. В техногенных аэрозолях 10-километровой округи НЗХК примерно 1 г/т U сформирована за счет выбросов НЗХК. По расчетам ежегодно в пределах этой округи НЗХК при среднесуточной техногенной аэрозольной нагрузке 46 мг/м$^2$·сут с выбросами производства ЯТЦ поступает примерно 5,3 кг урана, из которых 50 граммов составляет оружейный уран при измеренном среднем отношении $^{238}U/^{235}U$, равном 108,8 в пределах этой округи.

   Выбросы НЗХК поставляют в окружающую среду уран не только в рассеянном виде, но и в виде микрочастиц оксидов U с примесью Fe, Cu. При средней частоте встречаемости микрочастиц U в 3 шт/2 мг аэрозолей, по расчетам, на 1 км$^2$ площади 10-километровой округи вокруг НЗХК выпадает в среднем 25 млрд микрочастиц U размерами 0.n–10 мкм. Микрочастицы U найдены также в 22,8 км к северо-вос-

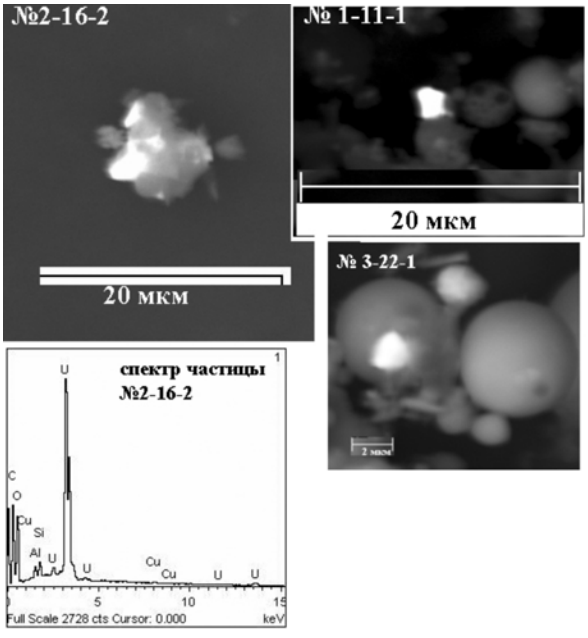



***Рис. 6.*** *Частицы оксидов урана в аэрозолях ореола НЗХК и спектр (электронный снимки в режиме обратно-рассеянных электронов)*

току от НЗХК: прикрепление микрочастиц U к полым алюмосиликатным сфероидам, возможно, обеспечивает им дальний ветровой перенос.

3. Вклад выбросов ТЭЦ-5 в техногенных аэрозолях 10-километровой округи составляет примерно 1 г/т U и 5,6 г/т Th. При среднесуточной техногенной аэрозольной нагрузке 57 мг/м$^2$·сут в год в окружающую среду поступает примерно 6,5 кг урана и 37 кг тория. В аэрозолях ТЭЦ-5 частицы урана (минеральные выделения) не обнаружены. Судя по составу сжигаемого угля и аэрозолей можно сделать вывод, что только малая часть урана, поступающего с выбросами ТЭЦ-5 содержится в твердых аэрозолях. Сделано предположение, что уран в выбросах находится в основном в газовой форме, что необходимо установить в последующих исследованиях.

Таким образом, правобережье г. Новосибирска находится под довольно значительной урановой и ториевой аэрозольной нагрузкой.

*Работа проведена при поддержке гранта РФФИ № 14-05-00289 "Минерально-геохимические особенности техногенных аэрозолей Сибири".*

***Литература***

1. *Геохимия и металлоносность углей Красноярского края / С.И. Арбузов, А.В. Волостнов, В.В. Ершов и др. – Томск : STT, 2008. – 300 с.*
2. *Арбузов С.И. Геохимия урана и тория а углях Северной Азии // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы III Международной конференции (Томск, 23–27 июня 2009 г.). – Томск : STT, 2013. – С. 59–65.*
3. *Минерально-геохимические индикаторы техногенных источников аэрозольного загрязнения / С.Ю. Артамонова, А.С. Лапухов, Л.В. Мирошниченко, Л.И. Разворотнева // Химия в интересах устойчивого развития. – 2007. – Т. 15. – С. 643–652.*
4. *Артамонова С.Ю. Экология городов: анализ и оценка с помощью РФА-СИ на примере Новосибирска // Поверхность. Рентгеновские, синхротронные и нейтронные исследования. – 2011. – № 11. – С. 66–71.*
5. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии : учебное пособие. – Томск : STT, 2009. – 430 с.*
6. *Климат Новосибирска. – Л. : Гидрометеоиздат, 1979. – 221 с.*
7. *Baryshev V., Kulipanov G., Skrinsky A. X-ray fluorescent elemental analysis // Handbook on Synchrotron Radiation / edited by G. Brown, D.E. Moncton. – Elsevier Science Publishers B.V., 1991. – Vol. 3. – P. 641–688.*
8. *Вулкан на Ключ-Камышенском [Электронный ресурс]. – URL: http://news.ngs.ru/photo/2372183/ (дата обращения: 09.02.2016).*

# ОСНОВНЫЕ ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИНДИКАТОРЫ ВЫХОДА ПОДЗЕМНЫХ ФЛЮИДОВ В РАЙОНАХ МИРНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ (1974–1987 ГГ.) В ЯКУТИИ

С.Ю. Артамонова

Институт геологии и геологии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, artam@igm.nsc.ru

# PILOT GEOCHEMICAL INDICATORS OF UNDERGROUND FLUID DISCHARGE IN THE PEACEFUL UNDERGROUND NUCLEAR EXPLOSIONS SITES (1974–1987 YY.) OF YAKUTIA

S.Yu. Artamonova

Sobolev Institute of geology and mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia

Впервые рассматривается ситуация в недрах мирных подземных ядерных взрывов (МПЯВ), проведенных в Якутии в 1974–1987 гг. Разработанная автором концептуальная геоэкологическая модель геотехногенной системы "полость взрыва – вмещающая геологическая среда – поверхность земли" показала, что в данной системе идет постоянный обмен энергией и веществом. В 2008–2015 гг. выявлено, что в поверхностных водах и донных отложениях на местах выхода подземных флюидов из зон взрывов на поверхность земли повышаются активности $^{3}$H (до 170 Бк/л), $^{90}$Sr (до 2 Бк/л в воде), $^{239+240}$Pu (до 0,26 Бк/л), концентрации РЗЭ, Y, Co, Be, снижается изотопное отношение $^{238}$U/$^{235}$U (до 126,80 вместо естественного 138). В области распространения напорных подземных рассолов дополнительным индикаторам выхода подземных флюидов является появление соленых хлоридных поверхностных вод.
***Ключевые слова:*** мирный подземный ядерный взрыв (МПЯВ), Якутия, геотехногенные системы, геологическая среда, подземные рассолы, радионуклиды, тритий, экологический риск

The geoecologocal situation of peaceful underground nuclear explosion (PUNE) sites of Yakutia is considered a first time. The conceptual geoecological model of the geotechnogenic system "a cavity of underground nuclear explosion – the containing geological environment – superficial ecosystems" is developed by author. The energy and mass interchange is revealed to continue in this PUNE geotechnogenic system. According to data of 2008–2015 yy. radionuclides activities are revealed to increase in surface water: $^{3}$H – up to 170 Bq/l, $^{90}$Sr – up to 2 Bq/l, $^{239+240}$Pu – up to 0.26 Bg/l in PUNE underground fluids discharge. In surface water and in bottom sediments the REE, Y, Co, Be contents increase, the isotope ratio $^{238}$U/$^{235}$U decrease (down to 126.80, whereas natural ratio is equal 138) are revealed, and those indicate the radioactive underground fluids discharge sites of PUNE areas. Also within underground aquifers of artesian brings area the appearance of saline chloride surface water indicates the underground fluids discharge in area of PUNE.
***Keywords:*** peaceful underground nuclear explosion (PUNE), Yakutia, geotechnogenic system, geological environment, brine, radionuclides, tritium, ecological risk.

*Актуальность.* Поступление радиоактивных элементов в среду обитания человека является одной из актуальных экологических задач современности. В бывшем СССР было произведено 124 мирных подземных ядерных взрыва (МПЯВ) (без учета испытаний на спецполигонах), из них 12 – в Якутии. МПЯВ является одним из самых сильных техногенных воздействий, когда-либо оказанных человеком на геологическую среду [1, 11]. С момента сильного термобарического и радиационного воздействия на вмещающие породы формируются геотехногенные системы МПЯВ: в центрах взрывов образовались полости, содержащие осколочные радионуклиды, остатки ядерного взрывного устройства (ЯВУ), наведенную радиоактивность. Разрушение сплошности геологической среды привело к появлению механически ослабленных вертикально-ориентированных флюидопроницаемых зон вокруг боевых скважин: зоны трещиноватости, дробления вокруг полости взрыва, столба обрушения, зоны откола. Необходимость изучения современного состояния недр большинства МПЯВ не подлежит сомнению. *Целью* работы было разработать определить основные индикаторы переноса радионуклидов и сопутствующих элементов в геотехногенной системе МПЯВ "полость взрыва – вмещающая геологическая среда – поверхностность земли" на примере 10 объектов МПЯВ, проведенных в 1974–1987 гг. в Якутии.

Полости взрывов рассмотрены как неконтролируемые неизолированные подземные пункты размещения особых радиоактивных отходов с большой продолжительностью существования (по изотопам Pu). Большая часть короткоживущих радионуклидов распалась в течение первого года. Спустя 20–30 лет основную радиоактивность составляют $^{3}H$, $^{90}Sr$, $^{137}Cs$ и изотопы Pu, растет активность $^{241}Am$ – продукта распада $^{241}Pu$ ($T_{1/2}$= 432,2 года). Два взрыва: "Кристалл" и "Кратон-3" сопровождались выходом радиоактивности и отнесены к аварийным.

*Геология.* Все объекты МПЯВ расположены на Сибирской платформе: "Кратон-3", и "Кристалл" – на южном склоне Анабарской антеклизы в карбонатных породах кембрия, "Кратон-4" на стыке Вилюйской синеклизы и Предверхоянского прогиба в нижнемеловых песчаниках, 7 взрывов: "Нева-1, 2, 3, 4", "Шексна", "Вятка" и "Ока" – в пределах погребенной Непско-Ботуобинской антеклизы на Среднеботуобинском нефтегазоконденсатном месторождении (СБНГКМ) (рис. 1).

Районы МПЯВ расположены в зоне сплошной многолетней мерзлоты. На южном склоне Анабарской антеклизы развита элизионная водонапорная система. На территории СБНГКМ в верхней части разреза также сформирована элизионная водонапорная система, которая на глубине 1800–2100 м (около подошвы платформенного чехла) сменяется на аномально – депрессионную с дефицитом пластового давления от 2,5 до 5 МПа. Подземные водоносные горизонты в этих районах насыщены высокоминерализованными рассолами (300–650 г/л). В районе МПЯВ "Кратон-4" отсутствуют высокоминерализованные подземные рассолы, здесь в вер-

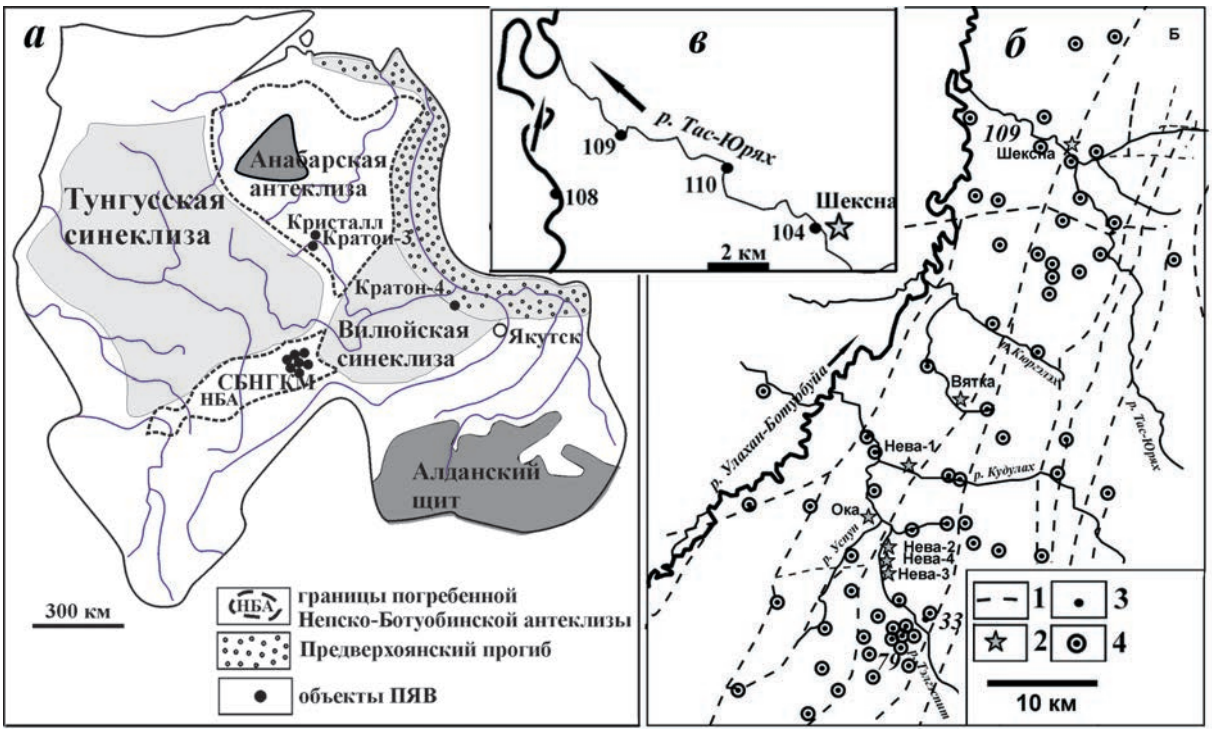



***Рис. 1.*** *Схема расположения МПЯВ на Сибирской платформе (*а*), на территории СБНГКМ (*б*) и точек отбора проб на р. Тас-Юрях – притока р. Улахан-Ботуобуйа (*в*).* Условные обозначения*: 1 – тектонический разлом; 2 – объект МПЯВ и его название; 3 – № точек отбора проб поверхностных вод и донных отложений; 4 – буровые скважины.*

хней части разреза характерна инфильтрационная водонапорная система.

### Методы изучения

Использовался комплекс аналитических методов анализа поверхностных вод, донных отложений, подземных рассолов: жидкостно-сцинтилляционной спектрометрии [6, 7], α-спектрометрии и β-радиометрии с предварительным радиохимическим концентрированием, высокоточной полупроводниковой γ-спектрометрии [10], ICP-MS, ICP-AES [9].

### Результаты и обсуждение

На подстилающих доломитах и известняках южного склона Анабарской антеклизы развиты пресные гидрокарбонатные магниево-кальциевые поверхностные воды с минерализацией ~300 мг/л. На территории СБНГКМ на подстилающих юрских терригенных породах сформированы пресные гидрокарбонатно-сульфатные магниево-кальциевые поверхностные воды с минерализацией до 180 мг/л [2, 4, 5]. Между тем в 200-метровой округе устьев боевых скважин МПЯВ "Кристалл", "Кратон-3" минерализация поверхностных вод достигает 5,5 г/л при концентрации $Cl^-$ до 3,1 г/л, $Ca^{2+}$ до 780 мг/л, $Mg^{2+}$ до 453 мг/л, $Na^+$ до 408 мг/л, $Br^-$ – до 35 мг/л, в среднем 20 мг/л при их отсутствии в фоновых водах. На площадках МПЯВ на территории СБНГКМ минерализация поверхностных вод прмерно составляет 2 г/л, при этом концентрации $Cl^-$, $Na^+$, $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $K^+$, превышают их содержание в речной воде района в среднем 29, 20, 3, 3, 19 раз соответственно. Здесь выявлены как натриевые хлоридные, так и кальциевые хлоридные поверхностные воды и их промежуточные разности. Рассматриваемые девять объектов МПЯВ расположены в области распространения напорных подземных рассолов, и полученные гидрохимические данные говорят о том, что по ослабленным зонам вокруг боевых скважин на поверхность просачиваются подземные рассолы, приводя к изменению состава и типа поверхностных вод. Сделано предположение, что по ослабленных зонам МПЯВ на территории СБНГКМ на поверхность просачиваются рассолы из разных горизонтов геологического разреза: метаморфизованных кальциевых хлоридных из подсолевого водоносного комплекса, так и натриевых хлоридных рассолов из межсолевого водоносного комплекса, что и приводит к появлению на площадках МПЯВ от кальциевых хлоридных до натриевых хлоридных поверхностных вод. По-видимому, пласты каменной соли, залегающие в средней части геологического разреза, в полной мере не залечивают трещины ослабленной зоны и не препятствуют выходу подземных флюидов. По мнению автора, данный гидрохимический индикатор – появление хлоридных поверхностных вод на местах выхода подземных флюидов не будет работать в крупных водотоках из-за разбавления концентраций.

С помощью комплекса радиохимических методов и жидкостно-сцинтилляционной спектрометрии в жидком стоке ручьев, вытекающих из-под насыпи над устьем

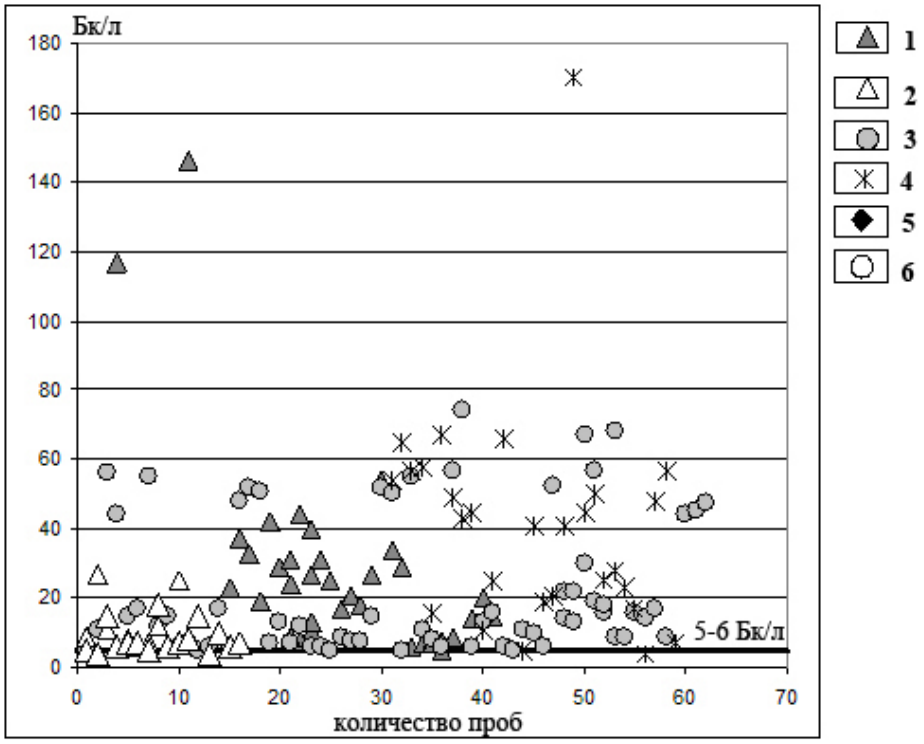



***Рис. 2.*** *Активность трития в 2008–2015 гг. в районе исследований:* 1 *– в подземных рассолах района ПЯВ "Кристалл", в поверхностных водах районов ПЯВ: 2 – "Кристалл", 3 – "Кратон-3", 4 – на территории СБНГКМ, в донных отложениях: 5 – "Кратон-4", 6 –фоновых участков. Линией показан местный и региональный фоновый уровень $^3H$ в поверхностных водах, равный 5–6 Бк/л*

боевой скважины МПЯВ "Кристалл" (в 130–280 м к западу, юго-западу и северу от устья боевой скважины) установлены активности: трития – 221 Бк/л в 2002 г. [8], 27 Бк/л в 2008 г., 15 Бк/л в 2012 г [3] (рис. 2), что превышает местный фон в 44, 5,5 и 3 раза соответственно, активности $^{90}$Sr в 2002 г. – 25,9 Бк/л, в 2012 г. – 0,02 Бк/л.

В заболоченном термокарстовом озере с размерами 10 Х 6 м в 5 м от устья боевой скважины МПЯВ "Кратон-3" были установлены следующие активности: $^{3}$H – (700±250) Бк/л в 1996 г., (320±32) Бк/л в 2001 г. В 2006 г. это озеро было перекрыто насыпью из аллювия. В 2008–2012 гг. в ручьях, вытекающих из-под насыпи, на расстоянии от 86 до 130 м от устья боевой скважины зафиксированы уже более низкие активности трития от (19±6) до (67,2±1,9) Бк/л [2, 4]. Активность $^{90}$Sr в водоеме у устья скважины в 2001 г. составляла (38±6) Бк/л [12], а 2008 г. – гораздо меньше – всего (1,99±0,07) Бк/л. В 2009 г. определены активности $^{239,240}$Pu – $(4\pm0,16)\cdot10^{-4}$ и $^{238}$Pu – $(7,8\pm0,3)\cdot10^{-3}$ Бк/л [2, 4]. Зафиксированные активности радионуклидов на 2–4 порядка превышают местные и региональные фоновые уровни в поверхностных водах.

В поверхностных водах площадок МПЯВ "Кристалл", "Кратон-3", "Ока", "Шексна", "Нева-3" зафиксированы типоморфные элементы, генетически связанные с подземными рассолами: Sr – 1,5–8,8 мг/л, Rb – 16–96 мкг/л, Br – 1,7–35 мг/л, Ba – 0,35–0,45 мг/л, I – до 0,4 мкг/л, B – до 3,5 мг/л. Помимо них установлены (мкг/л): Be – 1,9, Y – 6,6, Co – 19, La – 7, Cr – 54, Ti – 31,7, V – 18, несвойственные местным геохимическим ландшафтам. В условиях кислородной среды лантаноидам, Co, Cr, Ti, V характерна низкая водная миграционная способность (из-за быстрого осаждения), поэтому, наверное, они обнаружены только рядом с устьями боевых скважин МПЯВ.

Лантаноиды являются типоморфными элементами продуктов ядерного распада. Микроэлементы Co, Cr, Ti, V, выявленные в поверхностных водах площадок МПЯВ, возможно, связаны как с выносом вещества из металлических конструкций боевых скважин, так и с подземными рассолами. Но Be, Y, La не свойственны как местным подземным рассолам, так и поверхностным водам, потому их появление в пробах воды, по мнению автора, обусловлено остатками ЯВУ: известно, что в ЯВУ обычно использовался шар из металлического Be с Y-$^{238}$Pu покрытием (урчина) в качестве первичного источника нейтронов (при сжатии происходит смешение $^{238}$Pu и Be с выбросом большого количества нейтронов, что снижало критическую массу тяжелой части ЯВУ, необходимую для начала ядерных реакций). Данное предположение усиливает то, что отношение $^{238}$Pu/$^{239,240}$Pu в поверхностных водах часто больше 1, в районе СБНКГМ $^{238}$Pu/$^{239,240}$Pu достигает 2,75, "Кратон-3" – 31.

С помощью ICP-MS в пробах поверхностных вод, донных отложениях в пределах ослабленных зон вокруг боевых скважин МПЯВ выявлены пониженные изотопные отношения $^{238}$U/$^{235}$U – до 126 вместо естественного 138. Смещение изотопного отношения $^{238}$U/$^{235}$U в водных пробах дает основание сделать вывод о том, что продолжающемся в настоящее время процессе выхода подземных флюидов на поверхность земли. Если бы поступление изотопов $^{235}$U в поверхностные воды произошло разово при проведении взрыва, то за прошедшее со времени взрыва время изотопное отношение $^{238}$U/$^{235}$U вернулось бы к естественному в результате разубоживания содержания оружейного урана и поступления природного урана с поверхностными стоками и метеорными водами.

Выявленные геохимические индикаторы показали, что проводниками для переноса радионуклидов по системе "полость взрыва – вмещающая геологическая среда – поверхность земли" кроме ослабленных зон вокруг боевых скважин, могут стать и другие флюдопроницаемые геоструктуры: как естественные, так и техногенные. Для этого рассмотрим геотехногенные системы МПЯВ Среднеботуобинского нефтегазоконденсатного месторождения (СБНГКМ) (рис. 1*б*). В 2010 г. в главном водотоке района – в р. Улахан-Ботуобуйа в 10 км от ближайшего объекта МПЯВ (т. 108, рис. 1*в*), так и на верховье р. Тэлгэспит в 3,5 км выше по течению от объектов МПЯВ (т. 33, рис. 1*б*) обнаружены высокие активности техногенных радионуклидов: $^{3}$H соответственно составляла 66 и 108 Бк/л, а $^{239,240}$Pu – $(5,1\cdot10^{-4})$ Бк/л, $^{238}$Pu – $(1,4\cdot10^{-3})$ Бк/л. Все 7 МПЯВ были проведены в штатном режиме без радиоактивного загрязнения поверхности земли, и потому тритий и другие техногенные радионуклиды могли поступить в поверхностные воды только из подземных источников – полостей взрывов. Поскольку точка проботбора (т. 108) в 4,3 км выше устья р. Тас-Юрях, сюда радионуклиды не могли попасть с поверхностным стоком с ближайшего объекта МПЯВ "Шексна". Так же в другом случае: высокие активности трития в верховье р. Тэлгэспит – сюда вверх по течению от объектов МПЯВ тритий не мог попасть с поверхностными водами. Итак, остается только вариант: поступление радионуклидов в р.Улахан-Ботуобуйа и в верховье р.Тэлгэспит из полостей взрывов по подземным флюидопроницаемым проводящим геоструктурам: трещиноватым зонам тектонических разломов и водоносным горизонтам, а также, возможно, по трещиноватой контактной зоне траппового тела, расположенного в разрезе на 300–500 м выше полостей МПЯВ (при расчетной высоте столбов обрушения 150–220 м минимальное расстояние до траппового тела оценивается всего в 80 м). Помимо этого, высокая разбуренность территории СБНГКМ (рис. 1*б*) создает возможность межслоевого перетекания флюидов, в том числе радиоактивных, по стволам и околоствольному пространству потерявших герметичность старых геологоразведочных буровых скважин.

Поскольку активности радионуклидов в полноводной р. Улахан-Ботуобуйа такого же порядка, как и в пределах ослабленных зон вокруг устьев боевых скважин, это указывает на отсутствие эффекта разбавления, значит, радионуклиды подводятся непосредственно близко к точке пробоотбора в реке по подземной флюидопроницаемой геоструктуре. По мнению автора, основными проводниками здесь выступают разломы, поскольку весь район СБНГКМ разбит разломами сбросо-взбросового типа, а все 7 МПЯВ были произведены вблизи

разломов: объект "Шексна" практически "сидит" на разломе регионального масштаба (рис. 1*б*).

**Заключение**

Таким образом, в ходе исследования районов МПЯВ в Якутии в 2008–2015 гг. выявлен ряд геохимических индикаторов переноса вещества в системе "полость взрыва – геологическая среда – поверхность земли". Радиоактивное загрязнение подземных рассолов непосредственно отражает распространение вещества из зон взрывов в геологической среде. В подземных рассолах района МПЯВ "Кристалл" установлены активности: трития – до 146 Бк/л, $^{90}$Sr – 5,1 Бк/л, $^{239+240}$Pu – 0,2 Бк/л, $^{238}$Pu – 0,2 Бк/л.

В местах выхода на поверхность земли радиоактивных подземных флюидов выявлены соленые хлоридные натриевые и кальциевые поверхностные воды, в которых повышены активности техногенных радионуклидов: $^{3}$H – от 10 до 170 Бк/л, $^{90}$Sr – от 0,01 до 2 Бк/л, $^{239+240}$Pu – до 0,26 Бк/л, или, соответственно, до 34, 16 и в 25 раз превышающие региональный фоновый уровень. Кроме того, здесь в донных отложениях и поверхностных водах установлены концентрации лантаноидов, Y, Co, Be и других редких металлов, превышающие в несколько раз местный фоновый уровень, и снижение изотопного отношения $^{238}$U/$^{235}$U до 126,80 (при естественном отношении 138). Необходимо особо заметить, что в 2008–2015 гг. в местах выхода радиоактивных подземных флюидов активности техногенных радионуклидов, как правило, были существенно ниже уровней вмешательства, установленных нормами радиационной безопасности.

В силу открытости геотехногенной системы "полость взрыва – вмещающая геологическая среда – поверхностность земли" активности флюидоподвижных радионуклидов продолжат снижение в результате их выноса из системы. Уменьшение активности радионуклидов происходит также в результате их естественного распада. Так, в 2008–2015 гг. в водных пробах с каждым годом наблюдалось неуклонное снижение активностей трития, по мнению автора, как в результате разубоживания концентраций и выносу за пределы рассматриваемой геотехногенной системы в силу высокой водной подвижности трития, так и его естественного распада, тритий отличается относительно коротким периодом жизни ($T_{1/2}$=12,33 лет). В наших исследованиях тритий был использован успешно в качестве яркого индикатора переноса вещества в системе "полость взрыва – вмещающая геологическая среда – поверхностность земли", но к 2015 г. его эффективность в этом качестве снизилась вследствие общего снижения его активности. В будущих исследованиях районов МПЯВ будет предпочтительным использование в качестве индикаторов – $^{90}$Sr с существенно большим периодом полураспада ($T_{1/2}$ = 28,79 лет) и относительно высокой водной подвижностью. Вместе с тем необходимо заметить трудности в массовом использовании $^{90}$Sr из-за высокой трудоемкости пробоподготовки и аналитических работ. Имеет определенные перспективы использование изотопного отношения $^{238}$U/$^{235}$U в качестве индикатора переноса веществе в геотехногенной системе МПЯВ, тем более масс-спектрометрия на индуктивно-связанной плазме становится доступным аналитическим методом.

*Работы проведены по заказу Министерства охраны природы Республики Саха (Якутия) в рамках государственной целевой программы "Охрана окружающей среды Республики Саха (Якутия) на 2007–2011 гг., 2012–2016 гг." (рук. проектов Артамонова С.Ю.).*

***Литература***

1. *Адушкин В.В., Спивак А.А. Подземные взрывы. – М. : Наука, 2007. – 579 с.*
2. *Артамонова С.Ю. Радиоэкологическая обстановка в районе проведения мирного подземного взрыва "Кратон-3" в 1978 г. (Северо-Западная Якутия) // Химия в интересах устойчивого развития. – 2012. – Т. 20, № 2. – С. 143–155.*
3. *Геоэкологическая модель района мирного подземного ядерного взрыва Кристалл (Якутия) / С.Ю. Артамонова, Л.Г. Бондарева, Е.Ю. Антонов и др. // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2012. – № 2. – С. 143–158.*
4. *Артамонова С.Ю. Техногенные радионуклиды в природных водах районов мирных подземных ядерных взрывов "Кратон-3" и "Кратон-4" // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2013. – № 5. – С. 417–428.*
5. *Аргунова Т.В., Артамонова С.Ю. Геоэкология: геотехногеные системы мирных подземных ядерных взрывов в юго-западной Якутии // Инженерная экология. – 2014. – № 4 (118). – С. 27–47.*
6. *Использование новой методики концентрирования трансурановых элементов в пробах воды р. Енисей / Л.Г. Бондарева, А.Я. Болсуновский, А.В. Трапезникова и др. // ДАН. – 2008. – Т. 423, № 4. – С. 479–482.*
7. *Бондарева Л.Г. Механизмы переноса трития в пресноводных экосистемах // Вестник НЯЦ РК. Периодический научно-технический журнал Национального ядерного центра Республики Казахстан. – 2011. – № 1 (45). – С. 10–22.*
8. *Голубов Б.Н., Сапожников Ю.А., Гоpальчук А.В. Миграция радионуклидов из полости подземного термоядерного взрыва "Кристалл" в алмазодобывающий карьер "Удачный" // Матер. II Республ. научн.-практ. конф. – Якутск : Изд-во СО РАН, 2004. – С. 182–192.*
9. *Определение редкоземельных и высокозарядных элементов в стандартных геологических образцах методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) / И.В. Николаева, С.В. Палесский, О.А. Козьменко и др. // Геохимия. – 2008. – №10. – С. 1085–1091.*
10. *Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / Ф.В. Сухоруков, А.Г. Дегерменджи, В.М. Белолипецкий и др. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2004. – 286 с.*
11. *Яблоков А.В. Миф о безопасности и эффективности мирных подземных ядерных взрывов. – М. : ЦЭПР, 2003. – 176 с.*
12. *Ramzaev V., Mishine A., Golikov V. et al. // J. Environ. Radioact. – 2009. – No. 100. – P. 1092–1099.*

# ХАРАКТЕР ПОВЕДЕНИЯ РАДИОЭЛЕМЕНТА В СИСТЕМЕ "ВОДА – НАКИПЬ – ЗДОРОВЬЕ ЧЕЛОВЕКА"

Ш.Ж. Арынова, Л.П. Рихванов, Б.Р. Соктоев, Н.В. Барановская

Томский политехнический университет, Томск, Россия, shinar_uzh@mail.ru

# PATTERN OF THE RADIOACTIVE ELEMENT' BEHAVIOR WITHIN THE SYSTEM WATER-SCALE-HUMAN HEALTH

Sh.Zh. Arynova, L.P. Rikhvanov, B.R. Soktoev, N.V. Baranovskaya

Tomsk polytechnic university, Tomsk, Russia

Одним из объектов окружающей среды, который может быть использован при оценке качества вод, является накипь, сформированная в результате многократного кипячения воды, которая содержит в себе важную геохимическую информацию и имеет тесную связь с заболеваемостью населения, употребляющего недоброкачественную питьевую воду. В статье представлена модель поведения урана в питьевой воде и образованных из нее солевых отложениях. Уран в системе "вода – накипь" образует тесную связь с высоким уровнем значимости (95%) на территориях с разным металлогеническим характером и техногенной нагрузкой (Байкальский регион, Павлодарская область). Уран в накипи питьевых вод Павлодарской области коррелирует с болезнями мочеполовой системы, крови, кроветворных органов и отдельными нарушениями с вовлечением иммунного механизма.

Scale formed in the result of multiple water boil is one of the environmental objects he indicate water quality. It contains important geochemical data, as well as connects with incidence rate of population, drinking water of poor quality.
The article presents uranium behavior pattern in drinking water and its salt depositions. In the system "water – scale", uranium builds close links with high level of magnitude (95%) within the territories with different metallogenic character and man-induced impact (Baykal region, Pavlodar region). Uranium found in the scale of drinking water in Pavlodar oblast correlates with diseases of genitourinary system, blood and blood-forming organs and certain disorders involving the immune mechanism.

## Постановка проблемы

Употребление качественной питьевой воды весьма важно для здоровья человека. Ряд исследований подтверждают статистически значимые связи химического состава воды и болезней органов дыхания, врожденными аномалиями развития системы кровообращения, эндокринными нарушениями, новообразованиями, анемией [4, 5, 8, 10, 13, 14, 16].

Так, например, опасность урана в питьевой воде заключается не только в его радиоактивности, но и проявлениях нефротоксического эффекта, поэтому его часто называют "почечным ядом" [9]. Известно, что уран концентрируется также в легких, селезенке, печени, сердце [1], т.е. оказывает влияние на все жизненно важные органы человека.

Предыдущими исследованиями [7] на примере Том= ской области была отмечена высокая корреляционная зависимость (R=0,62) между содержанием урана в питьевой воде и солевых образованиях, что впоследствии получило подтверждение и в наших исследованиях [15].

## Материалы, методы

Основу статьи составляют данные по содержанию урана в более чем 200 пробах накипи и воды, используемой в питьевых целях, на территории Байкальского региона (Иркутская область, Республика Бурятия, Россия) и Павлодарская область (Республика Казахстан). Отбор проб воды производился согласно ГОСТ Р 51593-2000 [2]. Отбор проб накипи и их пробоподготовка регламентировались рекомендациями [12].

Содержание урана в питьевой воде определялось двумя аналитическими методами: люминесцентным методом ("Флюорат-02", Международный инновационный научно-образовательный центр (МИНОЦ) "Урановая геология" ТПУ) и ICP-MS (научно-образовательный центр "Вода" кафедры гидрогеологии, инженерной геологии и гидрогеоэкологии ТПУ).

Элементный состав накипи (27 химических элементов) определен методом инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) в ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии (аттестат аккредитации № РОСС RU.0001,511901). Контроль измерений проводился с использованием стандартного образца состава ГСО 7126-94 БИЛ-1 (байкальский ил).

Данные по уровню заболеваемости за 2011–2015 гг. по районам Павлодарской области предоставлены Медицинским информационно-аналитическим центром. Согласно Международной классификации заболеваний [3, 6], проанализированы аналитические данные по следующим классам:

- болезни крови, кроветворных органов и отдельные нарушения с вовлечением иммунного механизма;
- болезни мочеполовой, пищеварительной, нервной систем;
- врожденные аномалии, деформации, хромосомные нарушения;
- новообразования.

В исследовании участвовали взрослые (от 18 лет и старше) и дети (от 0 до 14 лет).

## Результаты и их обсуждение

Уран в питьевой воде и накипи на территории Павлодарской области согласно коэффициенту вариации распределен крайне неравномерно, что обусловлено особенностью металлогении (уровень залегания горных

*Таблица 1. Статистические параметры распределения урана в питьевой воде и солевых отложениях питьевых вод (N=102)*

| | X | Δ | min | max | V, % |
|---|---|---|---|---|---|
| U в воде *$10^{-7}$ мг/дм$^3$ | 17,7 | 3,4 | 0,4 | 327,5 | 196,3 |
| U в накипи (мг/кг) | 36,6 | 5,1 | 0,01 | 436,2 | 141,3 |

Примечание: X – среднее арифметическое, Δ – стандартная ошибка, min – минимум; max – максимум, V – коэффициент вариации.

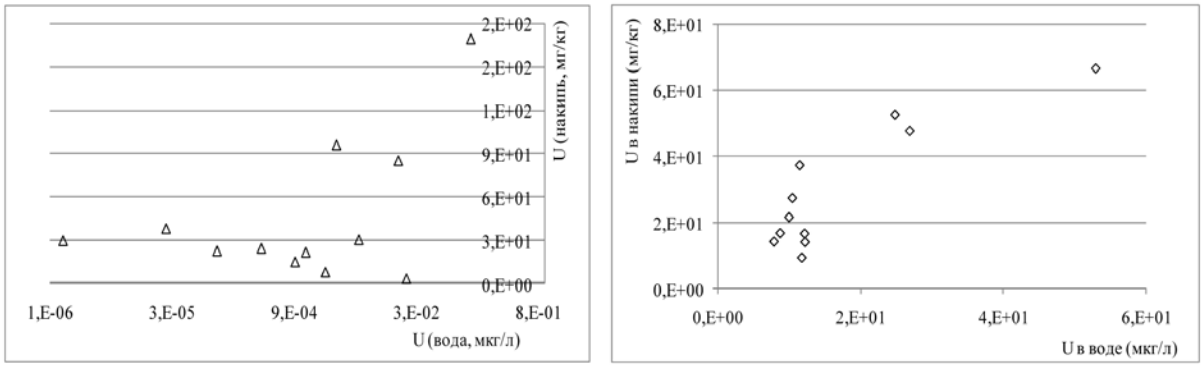



***Рис. 1.*** *Корреляционная связь между содержанием урана в воде и накипи, измеренной ICP-MS (а) и люминесцентным (б) методом. При составлении графика учитывались средние значения урана по 12 районам области*

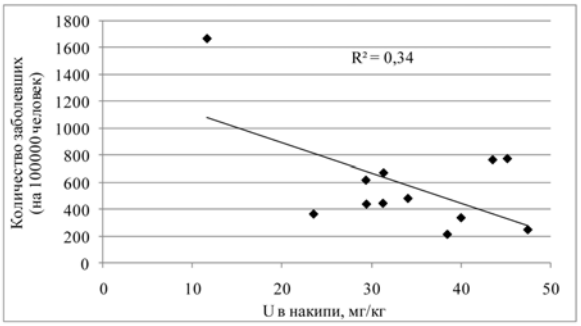



***Рис. 2.*** *Взаимосвязь содержания урана в накипи питьевых вод с болезнями крови, кроветворных органов и отдельными нарушениями с вовлечением иммунного механизма*

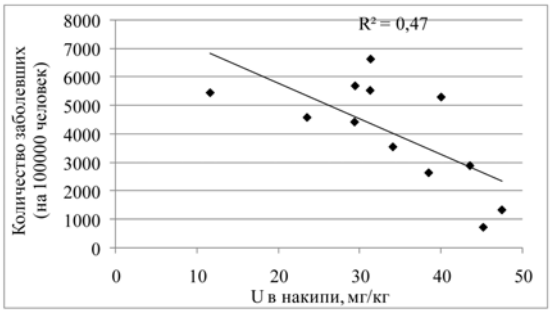



***Рис. 3.*** *Взаимосвязь содержания урана в накипи питьевых вод с болезнями мочеполовой системы*

пород, нахождение буроугольных бассейнов) и влиянием антропогенной деятельности человека (теплоэлектростанций, нефтехимического, электролизного заводов) (табл. 1).

Концентрация урана в питьевой воде коррелирует с таковыми в накипи (рис. 1): а) U в воде – ICP-MS (R=0,7) б) U в воде – Люминесцентный метод (R=0,8)

Содержание урана в воде из индивидуальных источников водоснабжения (колодцы, скважины) коррелирует с таковым в накипи с вероятностью $R^2$=0,5. Для централизованного водоснабжения характерно низкое содержание урана по сравнению с децентрализованным и связь с накипью отсутствует.

На территории Байкальского региона наблюдается похожая положительная корреляционная взаимосвязь между ураном в воде и формирующихся из нее солевых отложений, что подтверждено результатами первично измеренных данных и при пересчете на карбонатную составляющую ($R^2$=0,33 и $R^2$=0,96, соответственно).

Кроме того, в работе [11] показано, что кипячение не является эффективным способом удаления урана из воды, поскольку его концентрация в кипяченной воде может возрастать до значений выше санитарно-гигиенических нормативов.

Статистические данные по уровню заболеваемости взрослого населения Павлодарской области показали высокую корреляционную зависимость между содержанием урана в накипи и болезнями крови, кроветворных

органов и отдельными нарушениями с вовлечением иммунного механизма (r=–0,58, $R^2$=0,34, p<0,05), мочеполовой системы (r=–0,69, $R^2$=0,47, p<0,05) (рис. 2, 3).

**Выводы**

Солевые образования питьевых вод в системе "вода-накипь" наследуют химический состав вод. Содержание урана в воде и накипи коррелирует с данными по заболеваемости населения, в частности с болезнями мочеполовой системы, крови, кроветворных органов и отдельными нарушениями с вовлечением иммунного механизма.

***Литература***


1. *Барановская Н.В., Игнатова Т.Н., Рихванов Л.П. Уран и торий в органах и тканях человека // Вестник Томского государственного университета. – 2010. – № 339. – С. 188.*
2. *ГОСТ Р 51592-2000. Вода. Общие требования к отбору проб. – М. : Издательство стандартов, 2000. – 32 с.*
3. *Здоровье населения Республики Казахстан и деятельность организаций здравоохранения в 2014 году : статистический сборник. – Астана, 2015. – С. 45–113.*
4. *Иванов А.В., Тафеева Е.А., Давлетова Н.Х. Современные представления о влиянии качества питьевой воды на состояние здоровья населения // Вода: Химия и экология. – 2012. – № 3. – С. 48–53.*
5. *Ларикова Н.В. Генотоксикологическая оценка питьевой воды и некоторые показатели заболеваемости населения Северо-Казахстанской области / С.В. Бабошкина, И.Н. Лиходумова, Н.П. Белецкая и др. // Экологическая генетика. – 2012. –Т. 4. – С. 40–49.*
6. *Международная статистическая классификация болезней и проблем, связанных со здоровьем. – Женева : Медицина, 1995.– 697 с.*
7. *Монголина Т.А. Геохимические особенности солевых отложений (накипи) питьевых вод как индикатор природно-техногенного состояния территории : автореф. дис. … канд. геол.- мин. наук. – Томск, 2011. – 21 с.*
8. *Морозова Е.В. Состояние здоровья детей дошкольного возраста в зависимости от качества питьевой воды (на примере г. Смоленска) : автореф. дис. … канд. мед. наук. – М., 2008. – 27 с.*
9. *Нефрология. Руководство для врачей : в 2 т. / под ред. С.И. Рябова. – СПб. : СпецЛиТ, 2013. – Т. 2. Почечная недостаточность. – 232 с.*
10. *Ревич Б.А., Авалиани С.Л., Тихонова Г.И. Окружающая среда и здоровье населения. Региональная экологическая политика. Проект пособия. – М. : ЦЭПР, 2003. – 149 с.*
11. *Соктоев Б.Р. Геохимии карбонатной составляющей природных пресных вод и ее индикаторное значение в эколого-геохимических и прогнозно-металлогенических исследованиях (на примере Байкальского региона) : автореф. дис. … канд. геол.-минер. наук. – Томск, 2015. – 22 с.*
12. *Способ определения участков загрязнения ураном окружающей среды : патент Рос. Федерация № 2298212. – Заявл. 04,07,2005; опубл. 27.04.2007, Бюл. № 12. – 6 с.*
13. *Сулькина Ф.А. Системные связи качества питьевой воды и здоровья населения (на примере Республика Мордовия) : автореф. дис. … канд биол. наук. – Тула, 2005. – 28 с.*
14. *Шаповалов А.Е. Медико-географическая оценка влияния загрязнения питьевых подземных вод на здоровье населения (на примере Смоленской области) : автореф. дис. … канд. геогр. наук. – М. – С. 28.*
15. *Geochemical features of limescale as an indicator of drinking water quality and factor of influence on public health / B.R. Soktoev, L.P. Rikhvanov, N.V. Baranovskaya, S.Z. Arynova // MedGeo2015: Book of Abstracts of the 6th International Conference on Medical Geology. – Aveiro : UA Editora, 2015. – P. 108.*
16. *Different choices of drinking water source and different health risks in a rural population living near a lead/zinc mine in Chenzhou City, Southern China / Xiao Huang, Liping He, Jun Li, Fei Yang, Hongzhuan Tan // International Journal of Environmental Research and Public Health. – 2015. – [Vol.] 12. – P. 14364–14381.*


## ПРОБЛЕМЫ РАДИАЦИОННОЙ ЭКОЛОГИИ


В.Е. Бабушкин

Общество с ограниченной ответственностью "Экогео", г. Бийск, Россия, ekogeo@211.ru


## PROBLEMS OF RADIATIVE ECOLOGY


V.E. Babushkin

Ecogeo Ltd., Biysk, Russia


В последние десятилетия в результате человеческой деятельности происходит постоянное перераспределение естественных радионуклидов в окружающей среде (добыча и переработка полезных ископаемых, производство и использование строительных материалов, обращение с технологическими отходами промышленности). Кроме того, появилось несколько сотен новых отсутствующих в природе радионуклидов, за счет ядерных реакций, осуществляемых человеком.

Искусственные радионуклиды стали неотъемлемой частью биосферы, халатное отношение к их использованию и хранению приводит зачастую к катастрофичес-

ким последствиям, радиационному облучению населения.

Таким образом, жизнь на Земле сегодня существует и развивается под воздействием технологически измененного радиационного фона.

Основным источником естественного облучения человека являются космос и сама Земля, на которой мы живем, так как в горных породах содержатся многие естественные радионуклиды: калий-40, уран, торий, радий и многие другие. Уровень земной радиации неодинаков для разных мест земного шара и зависит от концентрации радионуклидов в том или ином участке земной коры.

Человек, являясь частью окружающего его мира, с рождения начинен естественными радиоактивными веществами. Существенный вклад в дозу внутреннего облучения вносят поступающие с пищей радионуклиды уранового и ториевого ряда, а также калий-40. В целом за счет поступления естественных радионуклидов в организм с продуктами питания и обусловленного ими внутреннего облучения человек получает дозу облучения, соразмерную с фоновой.

Сравнительно недавно ученые установили, что представленные выше три источника естественной радиации вместе взятые оказались по дозе облучения человека меньше одного, четвертого источника природного происхождения. Им оказался невидимый, не имеющий вкуса и запаха, сравнительно тяжелый газ радон и продукты его распада. Более половины дозы облучения человек получает от радона и продуктов его распада.

Давно известно, что "Земля дышит радоном". Он выделяется из почвы и растворяется в гигантских объемах околоземного воздуха и незначительно влияет в этих условиях на облучение человека. Но если над радоновыделяющей поверхностью построен дом, то газ может через щели в подвальных перекрытиях и другие отверстия дома проникать внутрь его и накапливаться там, в весьма больших количествах.

Вдыхая резко обогащенный радоном и продуктами его распада воздух, человек облучает органы дыхания, легкие. Существенным фактором в облучении человека в жилище является и строительный материал, из которого построен дом.

Очень высокие значения гамма фона и концентрации радона регистрируется в последнее время все чаще и чаще.

Кроме этого участились случаи хищений и потерь радиоактивных материалов, как во всем мире, так и в России в частности.

Радиационная безопасность достигается путем ограничения облучения от всех основных источников. Свойства основных источников и возможности регулирования облучения населения их излучением, существенно различны. В связи с этим облучение населения излучением природных техногенных и медицинских источников регламентируется раздельно с применением разных методологических подходов и технических способов.

У каждого есть свой "радиационный прожиточный минимум", складывающийся из соответствующих источников, дающих внешнее и внутреннее облучение. При этом внутреннее облучение сейчас оценивается примерно в два раза выше внешнего и связывается с короткоживущими продуктами распада радона-222, радона-220, калия-40, свинца-210 и полония-210. Только радон дает до 1 мЗв/год [3].

В среднегодовых дозах облучения при нормальных условиях доминируют природные источники. В реальной жизни отмечен широкий диапазон индивидуальной радиочувствительности (резистентности) людей при однозначном признании существования групп риска – детей и беременных женщин.

Среднегодовые дозы облучения (на примере населения Великобритании): пиродные – 87%, искусственные – 13%, медицинские –11,5%, радиоактивные осадки – 0,5%, различные источники – 0,5%, профессиональные облучения – 0,4%, ядерная энергетика – 0,1 [2].

Из всех видов антропогенного загрязнения окружающей среды – химического, биологического, бактериального, электромагнитного, инфразвукового, вибрационного, шумового, теплового, загрязнения синтетическими органическими веществами и т.д. – радиоактивное загрязнение остается самым загадочным и сложным для восприятия и понимания населением.

Причин тому много: сложные физико-химические процессы, происходящие на уровне атома; своеобразные и многочисленные единицы измерения радиоактивности; не устоявшиеся критерии и нормы воздействия на население и природную среду; неопределенность последствий облучения организма малыми дозами и т.п. Во многом загадочность радиоактивного загрязнения, его воздействия на человека и среду обитания объясняется тем важным обстоятельством, что оно на протяжении многих десятилетий оставалось государственным секретом, причем не только в бывшем СССР, но также и в США, странах Западной Европы, других развитых государствах.

Причинами секретности было не только идеологическое, научное, технологическое, военное противостояние двух разных социальных систем, но и преобладание в обеих системах технократических и экономических целей, над этическими и экологическими.

Сегодня США признали, что проводили далеко не единичные радиобиологические опыты над живыми людьми, а Россия робко приступила к социально-медицинской реабилитации населения, пострадавшего от ядерных испытаний. Но говорить о наступившем равновесии технократического и этического сознания, о приоритете здравого смысла еще не приходится. Экономические цели значительно преобладают над экологическими, по крайней мере, на уровне правительств, парламентов, промышленников, транспортников, теплоэнергетиков, аграриев.

Необходимо отметить, что нормы воздействия радиоактивного загрязнения на население в мирное время, (хорошие учебные и справочные пособия в основном, переводные) появились в нашей стране малыми тиражами лишь в середине-конце 60-х гг. (т.е. после запрещения самых опасных ядерных взрывов в атмосфере и водах), а секретность на информацию о радиоактивном загрязнении снята лишь в конце 1989 г.

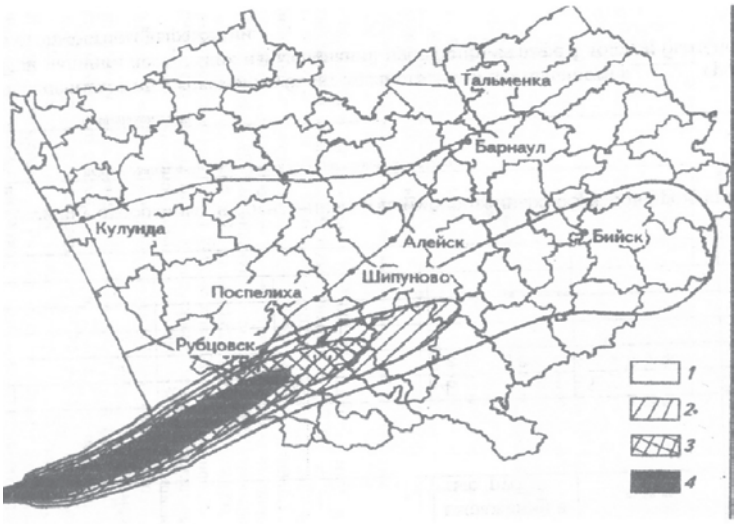



***Рис. 1.*** *Распределение на территории Алтайского края эффективных доз внешнего облучения населения от взрыва 29.08.49 г. [2]:* 1 *– от 0,1 до 1 сЗв,* 2 *– от 1 до 5 сЗв,* 3 *– от 5 до 25 сЗв,* 4 *– более 25 сЗв*

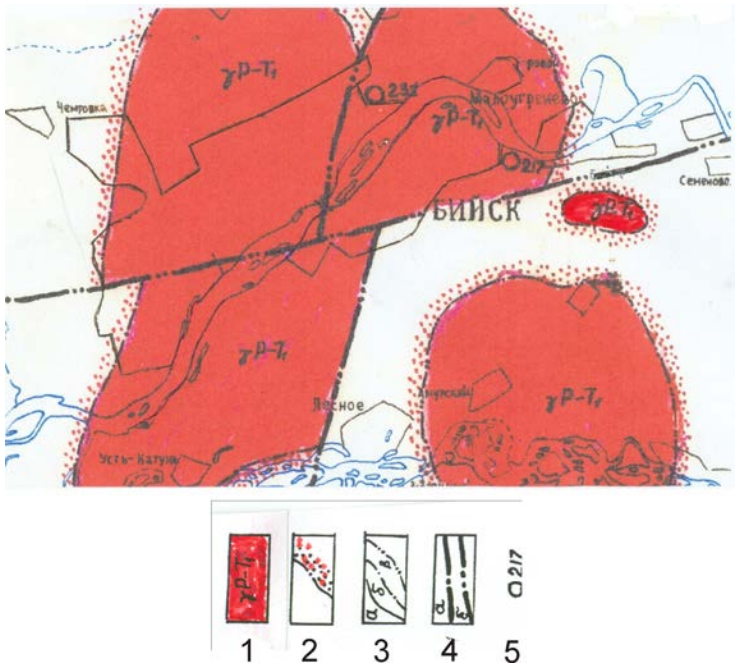



***Рис. 2.*** *Схематическая геологическая карта палеозойского фундамента, М 1:200000. Условные обозначения:* 1 *– пермско-нижнетриасовые массивы биотитовых порфировидных гранитов;* 2 *– контактовые роговики;* 3 *– геологические границы установленные по данным:* а *– геологическим,* б *– магниторазведки,* в *– гравиразведки;* 4 *– разрывные нарушения, установленные по данным:* а *– магниторазведки,* б *– гравиразведки;* 5 *– буровые скважины и их номера*

Территория Алтайского края и г. Бийска постоянно подвергалась воздействию радиоактивных облаков, образовавшихся в результате ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне (рис. 1).

Следует отметить, что г. Бийск находится в условиях повышенного влияния радона, и для населения очень важно знать нормы загрязнения.

Защитные мероприятия должны проводиться, если мощность дозы гамма-излучения превышает мощность дозы на открытой местности более чем на 0,2 мкЗв/ч (20 мкР/ч).

Суммарное содержание радона-226, тория-232 и калия-40 в строительных материалах зданий не должно превышать 370 Бк/кг.

Эффективная доза за счет естественных радионуклидов в питьевой воде не должна превышать 0,2 мЗв/год, содержания радона в воде 60 Бк/кг [3].

Как видно из рисунка 2, максимальную степень риска имеют территории, сложенные проницаемыми гравийно-песчаными материалами, ледниковыми отложениями (озы, конечные морены), углеродисто-кремнистые сланцы, фосфориты, гранитоиды, обогащенные ураном и торием.

Среднюю степень риска имеют территории, сложенные кварц-полевошпатовыми гнейсами, биотитовыми гнейсами, древними гранитами.

Низкая – это территории, находящиеся в горблендитовых и пироксеновых гнейсах, известняках.

По данным ЦГСЭН г. Бийска радиационная ситуация в городе в целом удовлетворительная. Ведущим фактором облучения населения являются медицинские рентгеновские исследования и природные источники (прежде всего радон в воздухе помещений).

Индивидуальный риск для персонала составляет $3{,}3 \cdot 10^{-5}$ случаев в год;

Индивидуальный риск для населения территории г. Бийска составляет – $3{,}4 \cdot 10^{-4}$ случаев в год.

Коллективный риск для персонала составляет – 0,02 случаев в год.

Коллективный риск для населения территории составляет – 79 случаев в год [1].

Для снижения доз облучения населения от радона необходимо проводить мероприятия по снижению концентрации радона в жилых и общественных зданиях (герметизацию полов, устройство принудительной и естественной вентиляции и др.).

При выборе площадок под строитель-

ство проводить измерения ЭРОА радона и плотности потока радона в подпочвенном воздухе, что позволит при проектировании зданий предусмотреть конструктивную защиту от радона и торона.

Необходимо проводить с населением и персоналом города разъяснительную работу о вредных воздействиях радиационных факторов на здоровье человека и о необходимости проведения измерений МэкД и ЭРОА радона на рабочих местах и в жилых помещениях.

***Литература***


1. *Бабушкин В.Е. Основы экологии. – Германия : Lap Lambert Academic Publishing, 2013. – 162 с.*
2. *Булатов В.И. Россия радиоактивная. ЦЭРИС. – Новосибирск, 1996.*
3. *Нормы радиационной безопасности. НРБ-99/2009, СанПиН 2,6,1,2523-09. – Минздрав России, 2009.*


# ИЗМЕНЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ЭЛЕМЕНТОВ В СОСТАВЕ СКОРЛУПЫ ЯИЦ РЯБИННИКА (*TURDUS PILARIS*, PASSERIFORMES, AVES) НА ТЕРРИТОРИЯХ С РАЗНОЙ ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОЙ СИТУАЦИЕЙ


Н.В. Барановская[1], Б.Д. Куранов[2]

[1]Томский политехнический государственный университет, Томск, Россия
[2]Томский государственный университет, Томск, Россия


# CHANG OF ELEMENT CONCENTRATION IN EGG SHELL OF *TURDUS PILARIS*, PASSERIFORMES, AVES ON THE TERRITORY WITH DIFFERENT ECOLOGY – GEOCHEMISTRY SITUATION


N.V. Baranovskaya[1], B.D. Kuranov[2]

[1]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia
[2]Tomsk State University, Tomsk, Russia



В статье обсуждаются данные по содержанию естественных радиоактивных элементов в скорлипе яиц птиц вида *Turdus pilaris*, Passeriformes, Aves. Приведены результаты накопления и соотношения радиоактивных элементов (тория и урана), а так – же других, определенных методом нейтронно – активационного анализа. Сделан вывод о концентрировании урана и уменьшении кальция в зоне влияния техногенеза.

In article discusses the natural radioactive elements content in egg shell of *Turdus pilaris*, Passeriformes, Aves. The results of the accumulation and ratios of radioactive elements (thorium and uranium), as well as others identified by the method of neutron activation analysis. The conclusion about the concentration of uranium and the reduction of calcium in the zone of technogenic influence.


Вследствие наложения природных и техногенных факторов в антропогенно-трансформированных ландшафтах формируются сложные геохимические ассоциации элементов в живых организмах. Особое место среди таких территорий принадлежит ландшафтам, испытывающим комплексное химическое и радиационного воздействие. Изучение специфики элементного состава биологических структур таких территорий весьма актуально как с точки зрения биологических показателей и их изменения, так и с точки зрения разработки параметров экологического нормирования территории.

Исследования проведены в 1994–1997 гг. в Томской области в зоне влияния Сибирского химического комбината (СХК). Первая опытная площадка располагалась в 1 км от реакторных заводов в санитарно-защитной зоне комбината (СЗЗ), вторая – в 10 км от объектов комбината по направлению преобладающих ветров. Первый контрольный участок находился в южных окрестностях Томска в 25 км от комбината в направлении, противоположном господствующим ветрам, второй – в окрестностях пос. Киреевск Кожевниковского района на удалении 60 км от Томска в западном направлении.

СХК включает комплекс предприятий, основной задачей которых до 2008 г. являлась наработка оружейного плутония и обогащенного урана. Со времени пуска, состоявшегося в 1953 г. на комбинате произошло более 30 аварий. По материалам Отдела охраны окружающей среды СХК в большинстве случаев загрязнения не имели выхода за пределы промышленной зоны. Однако многолетняя работа комбината даже при отсутствии крупных инцидентов привела к изменению естественной геохимической обстановки [5, 6]. В настоящее время на СХК продолжаются работы по очистке облученного ядерного топлива, переработке высокообогащенного урана и плутония, производству технического фтора, фторидов железа и редкоземельных элементов, а также другие операции с радионуклидами, что позволяет по-прежнему рассматривать комбинат как источник загрязнения окружающей территории [3].

Выбор модельного вида обусловлен тем, что рябин-

ник в основном собирает корм в наиболее загрязненных ярусах наземного биогеоценоза, которыми являются поверхность земли и подстилка [2]. С помощью инструментального нейтронно-активационного анализа изучен элементный состав 52 проб скорлупы. Каждая проба состояла из скорлупы всех яиц одной завершенной кладки. На опытных площадках отобрано 25 проб, контрольных – 27 проб.

Сравнительный анализ средних содержаний элементов в четырех изученных точках показал, что существенных различий не наблюдается, за исключением некоторых элементов, концентрация которых была несколько снижена в зоне влияния СХК – это скандий, хром и золото (рис. 1).

Мы можем говорить лишь о некоторых тенденциях в изменениях количественных характеристик. Так, прослеживается тенденция к уменьшению содержания некоторых элементов по мере удаленности от объектов СХК, включая тяжелые металлы, натрий, барий, редкие, редкоземельные и радиоактивные элементы (рис. 2). Содержание кальция увеличивается, что можно считать положительным фактом, поскольку этот компонент составляет основу скорлупы и определяет ее механическую прочность. Тенденция к уменьшению количества этого элемента отмечена нами при анализе других живых систем в городских агломерациях и при патологических состояниях [1].

Данные о содержании в скорлупе рябинника столь широкого спектра элементов в литературе отсутствуют, поэтому сложно делать выводы о том, насколько высоки или низки эти показатели. Можно констатировать, что изученные нами техногенно-загрязненные территории характеризуются спектром элементов со средними значениями, приведенными в таблице 1.

Анализ фактического материала по элементному составу скорлупы яиц рябинника позволяет говорить о том, что близость мест отбора проб к томско-северской городской агломерации сглаживает разницу между средними показателями в содержании элементов в скорлупе. Для того, чтобы использовать данный объект в качестве индикатора состояния территории необходимы иные подходы, чем просто анализ тенденций изменений полученных показателей.

Картина распределения элементов на изученных территориях указывает, что зоны, выделенные нами в качестве фоновых, не является таковой по ряду признаков и имеют особенности эколого-геохимического характера, которые находят отражение в живых системах. Для получения картины этой специфики мы нормировали содержания элементов в каждой точке отбора проб к среднему по выборке и получили ряды биологического накопления элементов (табл. 2).

Анализ полученных рядов показал, что превышение среднего значения характерно лишь для железа и скандия в скорлупе яиц у рябинников, гнездящихся в непосредственной близости к СХК и золота – в южном пригороде Томска (в 1,5–2 раза). В целом спектры элементов, незначительно концентрирующиеся в отдельно взятых пробах, имеют своеобразный вид и специфические элементы, по-видимому, отражающие геохимический характер территории обитания и проявляются в данных спектрах элементов. Так, можно отметить, что уран появляется только в биогеохимических рядах характерных для скорлупы яиц рябинников, обитающих в непосредственной близости к СХК. Вероятно, даже столь незначительные отличия в накоплении элементов могут приводить к нарушениям развития на ранних стадиях онтогенеза. У рябинника вблизи комбината доля патологичных эмбрионов увеличена в 3,3 раза, а патологическим изменениям подвержено в 2 раза большее число систем органов. У зародышей наблюдается 4-кратное увеличение частоты аномалий развития, многие из которых могут значительно снижать жизнеспособность организма. Поражения органов чувств и ЦНС у эмбрионов в ССЗ СХК встречались в 5 раз чаще по сравнению с контролем. В ССЗ СХК также установлено достоверное увеличение птенцовой смертности. Птенцы чаще погибали в течение первых дней после вылупления, что говорит о снижении жизнеспособности потомства еще в период эмбриогенеза. На наш взгляд эти эффекты обусловлены сочетанным воздействием комплекса химических факторов и небольших доз радиации [4].

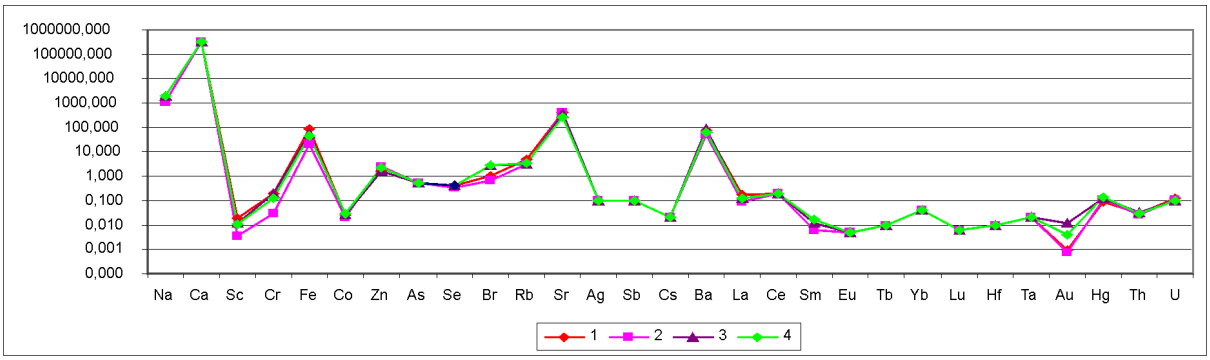



***Рис. 1.*** *Изменение содержания элементов (мг/кг) в скорлупе яиц рябинника в зависимости от мест обитания. 1–4 – точки отбора проб:* 1 *– СЗЗ СХК;* 2 *– 10 км от СХК;* 3 *– южный пригород Томска;* 4 *– п. Киреевск Кожевниковского р-на*

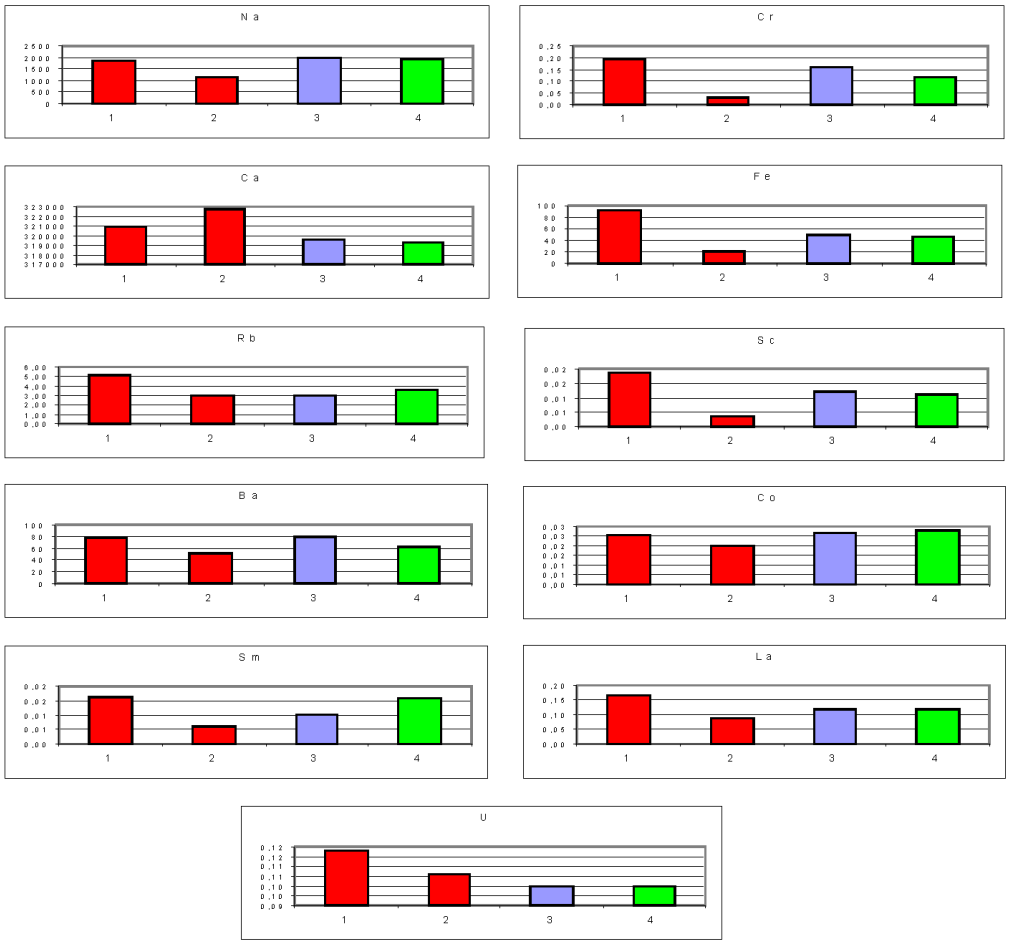



***Рис. 2.*** *Изменение содержания отдельных элементов (мг/кг) в скорлупе яиц рябинника в зависимости от мест обитания:* 1–4 *– точки отбора проб:* 1 *– С33 СХК;* 2 *– 10 км от СХК;* 3 *– южный пригород г. Томска;* 4 *– п. Киреевск Кожевниковского р-на*

*Таблица 1. Среднее содержание элементов в скорлупе яиц рябинника (мг/кг)*

| Элемент | Среднее содержание, ошибка среднего | Элемент | Среднее содержание, ошибка среднего |
|---|---|---|---|
| Na | 1767 ± 120 | Ba | 71 ± 4 |
| Ca | 321040 ± 3410 | La | 0,12 ± 0,008 |
| Sc | 0,012 ± 0,001 | Ce | <0,2 |
| Cr | 0,14 ± 0,03 | Sm | 0,012 ± 0,001 |
| Fe | 55 ± 6 | Eu | <0,005 |
| Co | 0,026 ± 0,001 | Tb | <0,01 |
| As | <0,5 | Yb | <0,04 |
| Zn | 1,86 ± 0,2 | Lu | <0,006 |
| Se | 0,4 ± 0,01 | Hf | <0,01 |
| Br | 1,96 ± 0,3 | Ta | <0,02 |
| Rb | 3,6 ± 0,3 | Au | 0,005 ± 0,002 |
| Sr | 380± 14 | Hg | 0,11 ± 0,006 |
| Ag | <0,1 | Th | 0,029 ± 0,001 |
| Sb | <0,1 | U | 0,11 ± 0,003 |
| Cs | <0,02 | | |

*Таблица 2. Биогеохимические ряды накопления элементов в скорлупе яиц рябинника (относительно среднего по организму)*

| Точки отбора проб | Биогеохимический ряд |
|---|---|
| СЗЗ СХК | **$Fe_2$ $Sc_{1,6}$ $Rb_{1,4}$ $La_{1,3}$ $Sm_{1,3}$ $Sr_{1,1}$ $Na_{1,1}$ $U_{1,1}$ $Ba_{1,1}$** |
| 10 км от СХК | **$Zn_{1,4}$ $Sr_{1,1}$** $U_1$ $Ca_1$ $Hg_1$ |
| южный пригород Томска | **$Au_{2,4}$ $Br_{1,5}$ $Cr_{1,3}$ $Ba_{1,2}$ $Th_{1,1}$ $Hg_{1,1}$ $Na_{1,1}$ $Se_{1,1}$** $Sm_1$ $La_1$ $Sr_1$ $Ca_1$ $Sc_1$ $Fe_1$ $Co_1$ |
| п. Киреевск Кожевниковского р-на | **$Br_{1,4}$ $Sm_{1,3}$ $Zn_{1,2}$ $Hg_{1,2}$ $Co_{1,1}$ $Na_{1,1}$** $Th_1$ $La_1$ $Ca_1$ $Rb_1$ |

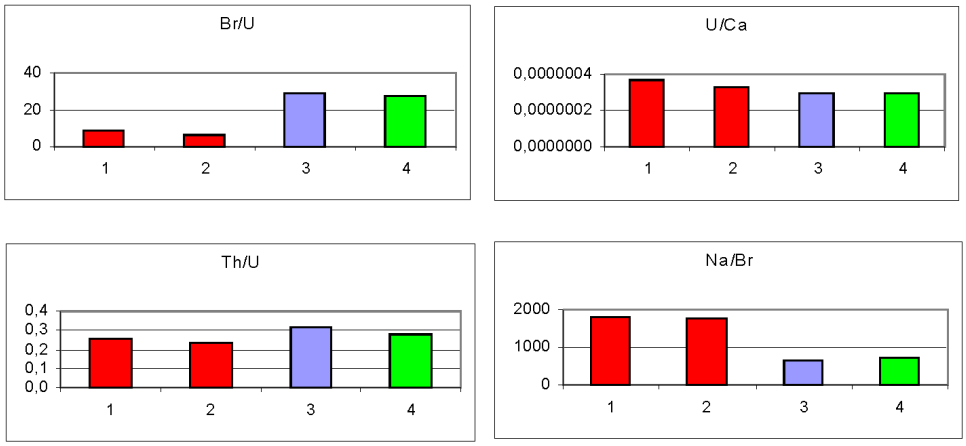



***Рис. 3.*** *Изменение соотношений элементов в скорлупе яиц рябинника в зависимости от мест обитания: 1–4 – точки отбора проб: 1 – п. Киреевск Кожевниковского р-на; 2 – южный пригород Томска; 3 – 10 км от СХК; 4 – СЗЗ СХК*

Еще более ярким показателем воздействия предприятий ядерно-топливного цикла являются соотношения элементов. Наблюдается резкое изменение показателя бром – уранового отношения в сторону его уменьшения от зоны влияния СХК к южному пригороду Томска и условно-фоновой территории и тенденция к снижению торий-уранового показателя. Отношение натрия к брому и урана к кальцию напротив, повышаются в южном пригороде Томска и в сельской местности (рис. 3). Подобные результаты получены при анализе волос детского населения территории Томского района [1, 6]. Отношение урана к кальцию повышается по мере приближения к техногенному источнику в основном за счет увеличения урана в составе скорлупы яиц. Уменьшение содержания в скорлупе кальция наблюдается при анализе ближней и дальней зон влияния СХК (оно меньше в ближней зоне), а также в южном пригороде Томска, где его содержание еще ниже.

Эффект потери кальция как мы уже отмечали, выявлены нами и в других биологических средах (молоко женщин, листья тополей) [1]. Р. Грином [7] высказывалось предположение, что на снижение содержания кальция и концентрирование химических компонентов (в частности ДДТ) в скорлупе яиц дроздов могут влиять кислотные дожди, образующиеся над городскими территориями и воздействие пестицидов. Автором приводятся результаты исследования в Англии коллекции яиц птиц с 1900 по 1970 гг., показывающие, что с начала производства ДДТ и до момента, когда их применение было запрещено, индекс толщины скорлупы яиц снизился на 17 процентов.

Таким образом, при анализе скорлупы яиц рябинника установлено, что наблюдаются тенденции в изменении содержания характерных для выбросов, расположенных в непосредственной близости производственных объектов СХК химических элементов. В качестве индикаторного показателя экологического состояния таких территорий целесообразнее использовать показатели соотношений элементов и проводить анализ биогеохимических рядов накопления элементов.

***Литература***

1. *Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно – антропогенных экосистем : автореф. дис. … докт. биол. наук. – Томск : ТПУ, 2011. – 46 с.*
2. *Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. – М. : Наука, 1974. – 168 с.*
3. *Кузнецов В.М., Чеченов Х.Д. Российская и мировая атомная энергетика. – М. : Изд-во Моск. гум. ун-та, 2008. – 764 с.*
4. *Куранов Б.Д., Савельев С.В. Репродуктивные показатели и эмбриональные нарушения у рябинника (Turdus pilaris L.) в зоне влияния предприятий ядерно-топливного цикла // Экология. – 2009. – № 2. – С. 116–121.*
5. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радио-*

*экологии. – Томск : Изд-во Том. политехн. ун-та, 1997. – 384 с.*

6. *Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения. / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Ю.И. Сухих и др. ; под ред. А.Г. Бакирова. – Томск : Курсив, 2006. – 216 с.*
7. *Green R.E. Long-term decline in thickness of eggshells of thrushes // Turdus spp., in Britain. Proceeding of the Royal Society of London. Series B. – 1998. – [Vol.] 265. – P. 679–684.*

# ТЕНДЕНЦИИ НАКОПЛЕНИЯ НЕКОТОРЫХ АКТИНИДОВ В ЖИВОМ ВЕЩЕСТВЕ

Н.В. Барановская

Томский политехнический университет, Томск, Россия, nata@tpu.ru

# TRENDS OF ACTINID CONCENTRATIONS IN LIVING SYSTEMS

N.V. Baranovskaya

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia, nata@tpu.ru

В статье представлены данные о накоплении некоторых актинидов в живых организмах. На примере результатов, полученных автором, а так же данных литературных источников, обсуждаются тенденции накопления радиоактивных элементов в биосфере. Показано влияние факторов на их накопление. Приведены результаты анализа отношения тория к урану в живых организмах территории Томской области и других регионов.

The article introduces the data of actinide (Th, U) accumulation in a living substance. By the example of the authors investigation results as well as the data introduced by other researches, the trends in element accumulation in biosphere have been considered. The influence of element chemical origin as well as a number of other factors is shown. The results of analysis for thorium – uranium ratio in different biologic environment are presented by the example of Tomsk and other regions.

Актиниды – это 14 элементов от тория до лоуренсия, следующих в Периодической системе за актинием [13]. Основная масса этих элементов получена искусственным путем, в природе встречаются только три из них – торий, уран и протактиний. Все элементы данной группы радиоактивны и периоды их полураспада таковы, что лишь $^{232}Th$, $^{235}U$, $^{238}U$ и $^{244}Pu$ могли сохраниться на Земле за время прошедшее после образования Солнечной системы [13]. Однако лишь торий и уран встречаются в природе в количествах, представляющих практический интерес. Причем. Эти два элемента не редки: содержание тория составляет $8{,}1 \cdot 10^{-4}\%$, урана – $2{,}3 \cdot 10^{-4}\%$.

Промышленными источниками тория служат пески, которые в отдельных случаях могут содержать до 20% $ThO_2$. Для урана картина несколько иная, типичные руды содержат лишь около 0,1% этого элемента. При этом, если не считать применения небольших количеств урана для окрашивания стекла, керамики, этот элемент используется только в качестве ядерного топлива.

Таким образом, практически все элементы группы актинидов появляются в природных средах в результате деятельности человека. Так, например, к настоящему времени во всем мире произведено около 1200 т плутония, из которых три четверти получены в реакторах гражданского назначения.

Создание человечеством ядерного оружия и его испытание, а так же развитие ядерной энергетики, начиная с 1945 г., изменило геохимию всех природных сред. Во всех геосферных оболочках планеты появились совершенно новые, ранее неизвестные в природе радиоактивные элементы и их изотопы, включая представителей группы актинидов, а так же ряд изотопов других химических элементов (технеций, прометий, плутоний, америций, Sr-90, Cs-137 и другие) [26]. До этого времени они могли бы быть обнаружены на планете только в некоторых локальных точках, где около 2 млрд лет. назад функционировали природные ядерные реакторы [34]. Появление этих специфичных элементов – индикаторов процесса ядерного техногенеза фиксируется учеными разных стран в виде их концентрирования в депонирующих средах, таких как льды, торф, донные отложения, кольца деревьев и другие [12, 18, 20, 27, 35].

Наши последние исследования показывают, что происходит интенсивное концентрирование радиоактивных элементов в растениях. Так, по данным аналитических исследований материала гербарных и современных сборов растений с 1812 г. [7, 31], на территории юга Сибири происходит накопление урана от ранних этапов к современному (рис. 1).

О глобальном изменении биосферы в результате техногенеза, можно судить по изменению уровня накопления абсолютно чуждого биосфере элемента – плутония. Так, до 1945 г. этого элемента в живых организмах не обнаруживали вообще. В 1953 г. он обнаруживался в количествах 0,0007 Бк/г, в 1954 г. количество возрастает до 0,013 Бк/г, а к 1958 г. активность этого элемента в легочной ткани человека достигает 0,25 Бк/г [22]. Нами установлено [30] интенсивное поглощение данного элемента растительностью в районах функционирования предприятий ЯТЦ. Кроме того, наблюдается динамика увеличения концентрации плутония со временем от периода "доядерного" – до 1945 г. к периоду интенсивных испытаний ядерного оружия (рис. 2) со специфичным снижением до минимальных значений в районах с отсут-

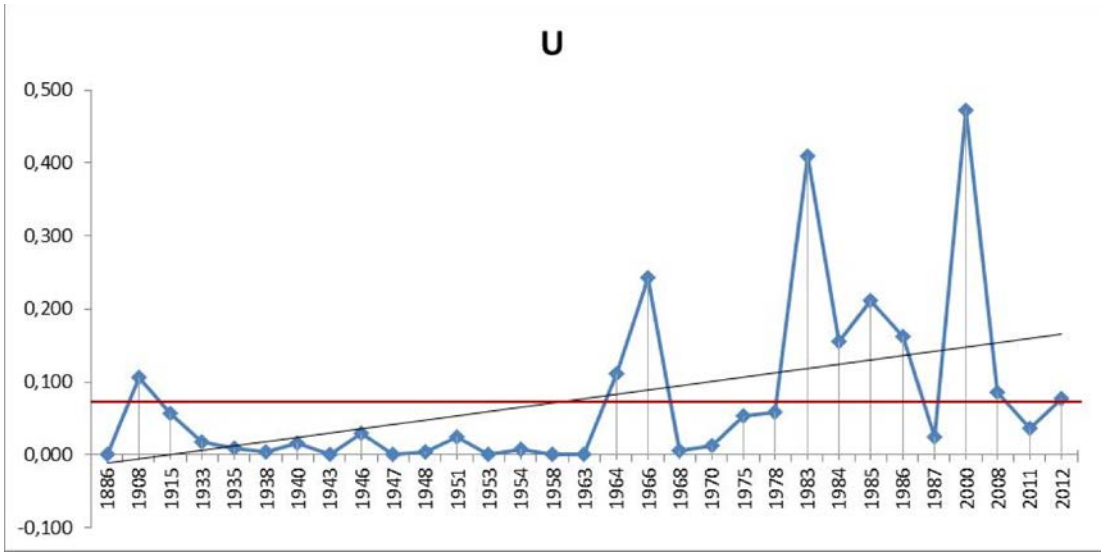



***Рис. 1.*** *Динамика содержания урана в чернике обыкновенной (Vaccnnium myrtnllus) на территории юга Сибири*

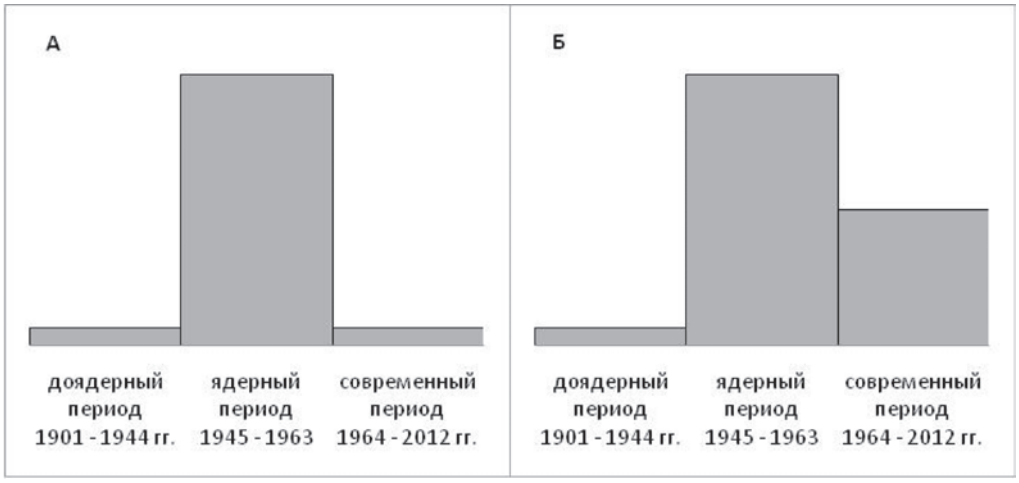



***Рис. 2.*** *Обобщенная сравнительная диаграмма поступления плутония в растительность в районах с отсутствием ядерных производств (Алтайский регион)* (а) *и в районе с предприятием ядерно-топливного цикла (Томская область)* (б) *[30]*

ствием техногенного источника и незначительным уменьшением в зоне влияния предприятия (в данном конкретном случае – Сибирского химического комбината).

Факты накопления плутония в живых организмах подтверждает тот факт, что радиоэкологическая обстановка на территориях, прилегающих к предприятиям ядерной энергетики и полигонам испытания ядерного оружия, определяется и будет определяться в будущем уровнем накопления альфа-излучающих долгоживущих радионуклидов, прежде всего Pu и Am [25, 26]. Реальное положение дел с загрязнением природной среды этими компонентами еще слабо изучено [3]. По нашим данным на таких территориях происходит концентрирование плутония в волосах детей (рис. 3), а так же фиксируется присутствие α-излучающих радионуклидов в крови жителей (рис. 4).

Микровключение (наноминерал) делящегося радионуклида ($^{235}$U, Pu, Am и др.) наблюдается в крови жителя г. Северска [5]. На общем фоне специфичных равномерно распределенных треков (следов в слюде от осколков деления делящихся элементов) ярко выражена многолучевая звезда. Источник ее формирования – наноминерал ("горячая" частица) с высокой концентрацией радионуклида, делящегося под воздействием тепловых нейтронов. Ранее наличие "горячих" частиц в зоне влияния СХК, фиксирующихся в виде "звезд" при радиографических исследованиях, было отмечено И.Г. Берзиной и др. [9] на чешуе рыбы из протоки Чернильщиково, а так же в почвах [2]. В таких почвах под электронным

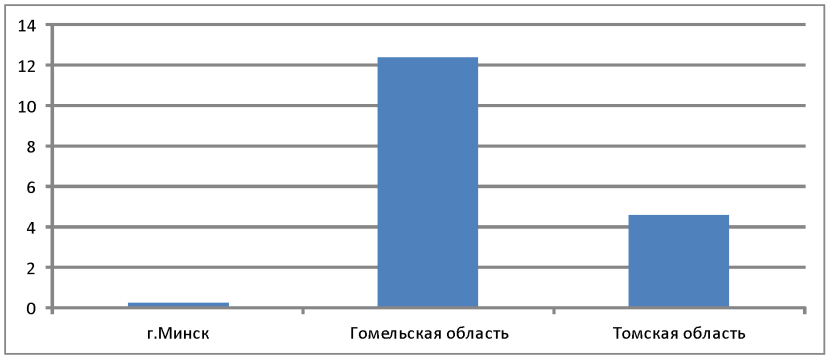



***Рис. 3.*** *Уровни накопления 239Pu (Бк/кг) в волосах детей г. Минска и Гомельской области (по [17]) по сравнению с проживающими в Томской области [19]*

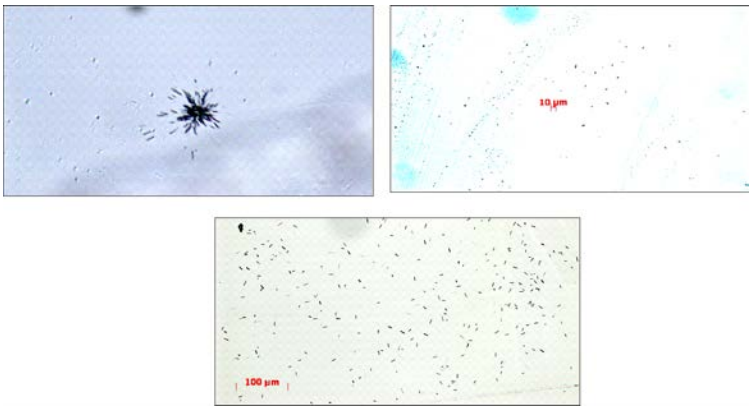


***Рис. 4.*** *Распределение треков на слюдяном детекторе от делящихся элементов в крови жителей г. Северска (верхний слева), г. Стрежевого (верхний справа) в сравнении с распределением треков от урана-235 в контрольном образце (нижний). Увеличение указано линейкой на рисунках*

микроскопом Е.Г. Язиковым и другими было выявлено присутствие оксида урана ($UO_2$) [3].

Несомненным является тот факт, что в условиях глобальных процессов техногенной трансформации компонентов биосферы организм человека реагирует изменением своего состава, что очень ярко проявляется на локальных территориях. Выполненные нами в последние годы исследования по химическому составу биосубстратов, органов и тканей человека, а также зольного остатка человека [4–6, 19, 24] позволяют утверждать, что химический состав человека отражает ландшафтно-геохимические и металлогенические особенности районов его проживания, а также факторы образа жизни, например курение и особенности техногенеза природной среды на тех или иных урбанизированных территориях.

При этом не только уровни накопления радиоактивных элементов в природных образованиях представляют интерес для исследователей. Прежде всего, в прикладном и теоретическом аспекте важным показателем являются отношения валовых содержаний урана к торию (Th/U). Этот показатель, как свидетельствуют исследования ряда авторов [23, 26, 28, 33] является чрезвычайно важным индикатором. Это отношение, начиная от Солнечной системы в целом (Th/U=3,72), до ее планет и Луны (Th/U=3,55), метеоритов (Th/U=2,5–8,6), магматических образований различного типа находится в чрезвычайно узком интервале величин (2,5–5 при преобладании 3,5–4,5) [2, 26], что заставляет предполагать существование общей закономерности в распространении тория и урана, определяющейся законами мироздания [21]. Эта система отношений выдерживается во многих горных породах за исключением химических и биогенных образований, продуктов метаморфизма и метасоматизма, т.е. достаточно динамичных природных систем с участием воды [26]. Отмечено, что в углистых породах и углях отсутствует прямая взаимосвязь радиоактивных элементов с органическим веществом, тогда как она выявляется с зольностью, с количеством редкоземельных и редких элементов [1].

Хемогенные и биогенные осадки, как правило, в значительной степени обогащены ураном, нежели торием. Поэтому, эти образования характеризуются низкими показателями торий-уранового отношения. В целом, это отражает основные отличительные черты геохимии урана и тория, в природе, обусловленные состоянием валентности тория (только 4-валентное состояние) и урана (4- и 6-валентное состояние), с образованием специфических соединений. Например, нахождение 6-валентного урана в форме уранил-иона $[UO_2]^{+2}$. Все это, в конечном итоге обуславливает различную их растворимость. Так, растворимость $Th^{+4}$ и $U^{+6}$ в воде различается на три порядка [14, 26].

Именно этот фактор и некоторые другие обуславливают разделение геохимической судьбы U и Th в гидротермальных, экзогенных, биогенных и техногенных процессах. Содержание урана резко преобладает над торием в морской и пресной воде, плазме крови и в живом веществе. Как отмечал В.И. Вернадский [11], живое вещество выступает концентратором урана. И только в зольной его составляющей, например растениях,

Th/U отношение бывает выше 1. Следует отметить, что концентрации данных элементов в биоте определяется не только естественными факторами, но и техногенными [4, 6, 8]. При этом, величина Th/U отношения становится весьма информативным показателем степени техногенной трансформации природной среды. Наши исследования, обобщающие материал по изучению специфики концентрирования тория и урана в волосах и крови жителей ряда регионов (Томской, Иркутской, Челябинской областей, городов Казахстана, Беларуси, Республик Тыва и Алтай), а так же листьев древесных растений ряда регионов, скорлупы яиц птиц (см. статью в данном сборнике), изучение зольного остатка органов и тканей животных и человека подтверждают эти положения. Так, содержание элементов во мхах и лишайниках [8, 18], а так же растительности (как по нашим данным, так и литературным источникам [15, 16, 29]) характеризуются ториевой спецификой, в то время как животные организмы склонны к большему концентрирования урана (рис. 5).

Следует отметить, что диапазон отношения Th/U колеблется незначительно для живых организмов, однако специфика в том, что показатели данного соотношения как правило составляют диапазон не от 2,5 до 5 как это отмечено для других природных сред, а в диапазоне от 0,1 до 1,5. Более высокими значениями отношения равным в среднем 2,4 могут характеризоваться растения, мхи и лишайники.

Для такой ткани, как волосы человека, характерен очень узкий диапазон колебаний – от 0,3 до 0,4 при значимом уменьшении значений в районах с наличием природно – техногенных факторов. Так, для жителей г. Северска данное отношение уменьшается до 0,075, а в районе угольного месторождения Республики Хакасия – до 0,03. У жителей Иркутской области оно уменьшается до 0,064, а у проживающих в Р. Казахстан – до 0,056. В то же время, для отдельных локальных территорий характерна иногда весьма специфичная реакция на "сверхконцентрирование" тория в местах распространения циркон – ильменитовых песков. Так, в населенном пункте Моряковка Томского района в волосах жителей концентрируется торий в количествах, приводящих к изменению отношения торий-уран до 48.

Это свойство живого – реагировать на изменение природной среды весьма чувствительным образом – давно отмечено исследователями, изучающими биогеохимию. Следует иметь в виду, что средние показатели отношений элементов являются своеобразными реперами, свидетельствующими о реакции организмов в целом. Так, среднее значение отношения тория к урану равное 0,3 характерно для крови человека, молока, мочи, органов и тканей человека и животных (с дифференцировкой, зависящей от их специфичных концентрационных характеристик), а также скорлупы яиц птиц и организма рыб и амфибий.

Для растений колебания данного показателя весьма широкое – от 0,05 в золе листьев тополя (г. Асино) до 8,4 в капусте (стандарт по [10]), что по – видимому в большей степени связано с их зольностью. Максимальные значения тория и урана характерны для мхов и лишайников как по нашим данным, так и по литературным источникам [36], что является известным фактом [16],

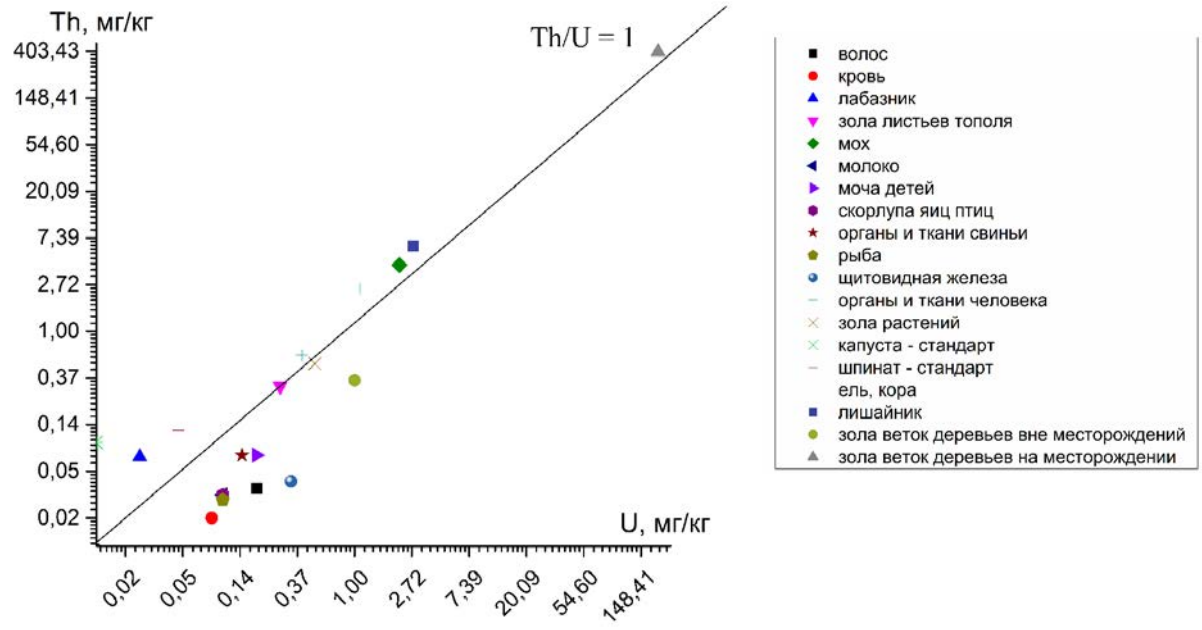



***Рис. 5.*** *Схема распределения живых организмов в зависимости от содержания урана и тория. В сносках: ель, кора (по [15]), шпинат (по), зола растений (по [29]), зола веток деревьев вне и на месторождении (показано максимальное зафиксированное значение для территорий урановой минерализации и ториеносных песков) (по [16]), мох [18], лишайник [8], остальное – авторские данные (см. [5])*

а так же для деревьев, произрастающих в зоне урановосной минерализации (максимальное накопление урана – до 140 мг/кг в золе при диапазоне от 0,05 до 140) и ториеносных песков (максимальное накопление – до 400 мг/кг в золе) [16]. Удивительно низкая концентрация тория и урана по сравнению с другими растениями зафиксирована нами в лекарственном растении лабазнике вязолистном (Fillipendula ulmaria). Кроме того, зольный остаток организма человека характеризуется накоплением элементов, сопоставимое с таковым для растений, что по – видимому так же связно с характером озоления материала. Основные механизмы, благодаря которым происходит такое накопление и распределение элементов обсуждались нами ранее [4].

Следует отметить также, что живые организмы характеризуются весьма специфичными отношениями изотопов плутония, отличными от таковых для других сред [30].

Таким образом, следует сказать о значимо специфичном поведении актинидов в живых организмах и в биосфере в целом. Очевидно, что происходит концентрирование некоторых актинидов в живых организмах с течением времени. Вопрос об индикаторных показателях соотношений радиоактивных элементов и их изотопов в живом веществе планеты требует дальнейших исследований, однако очевидно, что отдельные организмы, ткани, среды, обладают устойчивой реакцией на концентрирование радионуклидов и характеризуются постоянством их отношений в определенных обстановках, что можно использовать в качестве индикатора для мониторинга и районирования территорий.

***Литература***


1. *Редкометальный потенциал углей Минусинского бассейна / С.И. Арбузов, В.В. Ершов, Л.П. Рихванов и др. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2003. – 347 с.*
2. *Архангельский В.В., Рихванов Л.П. Уран, торий и редкоземельные элементы как индикаторы антропогенного воздействия на почвы юга Томской области // Горно-геологическое образование в Сибири. 100 лет на службе науки и производства. Гидрогеология и инженерная геология. Геоэкология и мониторинг геологической среды : матер. междунар. науч.-практич. конф. – Томск : Изд-во ТПУ, 2001. – С. 124–127.*
3. *Атурова В.П., Коваленко В.В. Плутоний в почвах Сибири // Материалы Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека" – Томск, 2004. – С. 54–62.*
4. *Барановска Н.В. Об актинидах в живом веществе // Материалы 3 Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека", г. Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск : STT, 2009. – С. 73–82.*
5. *Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем : автореф. дис. … докт. биол. наук. – Томск, 2011. – 46 с.*
6. *Очерки геохимии человека / Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов и др. ; Национальный исследовательский Томский политехнический университет (ТПУ). – Томск : Дельтаплан, 2015. – 377 с.*
7. *Барановская Н.В., Черненькая Е.В. Особенности накопления химических элементов в чернике обыкновенной (Vaccinium myrtillus) на территории Западной Сибири // Фундаментальные исследования. – 2015. – № 2–2. – С. 299–306.*
8. *Большунова Т.А., Рихванов Л.П., Барановская Н.В. Элементный состав лишайников как индикатор загрязнения атмосферы // Экология и промышленность России. – 2014. – № 11. – С. 26–31.*
9. *Радиоактивное загрязнение биологических объектов и природных сред в районе пос. Муслюмово (Челябинская область) / И.Г. Берзина, В.А. Чечеткин, М.В. Хотулева и др. // Радиоактивная биология. Радиоэкология. – 1993. – № 2. – С. 33.*
10. *Боуэн Г., Гиббонс Д. Радиоактивационный анализ. – М. : Атомиздат, 1968. – 360 с.*
11. *Вернадский В.И. Избранные сочинения : в 5 т. – М. : Изд-во АН СССР, 1954. – Т. 1. Очерки геохимии. – 624 с.*
12. *Гавшин В.М. $^{137}Cs$ и $^{210}Pb$ в озерных отложениях степного Алтая как показатели динамики антропогенных изменений геохимического фона на протяжении XX века // Геология и геофизика. – 1999. – Т. 40, № 9. – С. 1331–1341.*
13. *Гринвуд Н., Эрншо А. Химия элементов : в 2 т. / пер. с англ. – М. : Бином. Лаборатория знаний, 2008. – Т. 2. – 670 с.*
14. *Евсеева Л.С., Перельман А.И. Геохимия урана в зоне гипергенеза. – М. : Госатомиздат, 1962. – 239 с.*
15. *Кист А.А. Феноменология биогеохимии и бионеорганической химии. – Ташкент : ФАН, 1987. – 236 с.*
16. *Ковалевский А.Л., Ковалевская О.М. Биогеохимия урановых месторождений и методические основы их поисков. – Новосибирск : Гео, 2010. – 362 с.*
17. *Содержания плутония и некоторых микроэлементов в волосах жителей Беларусии, проживающих на территории, пострадавшей при аварии на Чернобольской АЭС / А.Ф. Маленченко, Н.Н. Бажанова, Н.В. Канаш, И.В. Жук, Е.М. Булыга, С.Ф. Ломоносова // Гигиена и санитария. – 1997. – № 5 – С. 19–21.*
18. *Межибор А.М. Экогеохимия элементов-примесей в верховых торфах Томской области : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2009.*
19. *Наркович Д.В. Элементный состав волос детей как индикатор природно-техногенной обстановки территории (на примере Томской области) : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2013. – 24 с.*
20. *Небел Б. Наука об окружающей среде: как устроен мир / пер. с англ. – М. : Мир, 1993. – Т. 1. – 424 с.*
21. *Озима М. Глобальная эволюция Земли – М. : Мир, 1990. – 165 с.*
22. *Плутоний в России. Экология, экономика, политика. – М. : СЭС, 1994.*
23. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудномагматических образований. – Новосибирск : Гео, 2003. – 536 с.*
24. *Рихванов Л.П., Барановская Н.В., Игнатова Т.Н. К геохимии живого вещества // Актуальные проблемы геохимической экологии : сборник докладов VI Международной научно-практической конференции. – Семипалатинск, 2006. – С. 19–40.*

25. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие. – Томск : STT, 2009. – 430 с.*

26. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в геосферных оболочках // Материалы II Межд. конф. "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С. 498–505.*

27. *Рихванов Л.П., Архангельская Т.А., Замятина Ю.Л. Дендрорадиография как метод ретроспективной оценки радиоэкологической ситуации. – Томск : Изд-во ТПУ, 2015.*

28. *Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л. : Недра, 1974. – 231 с.*

29. *Ткалич С.М. Фитогеохимический метод поисков месторождений полезных ископаемых. – Л. : Недра, 1970. – 175 с.*

30. *Черненькая Е.В., Рихванов Л.П., Барановская Н.В. Плутоний в некоторых типах травянистой и кустарничковой растительности юга Западной Сибири // Фундаментальные исследования. – 2015. – № 2, ч. 5. – С. 984–991.*

31. *Черненькая Е.В. Динамика изменения элементного состава природной среды по данным изучения материала гербарных и современных сборов растений юга Сибири : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2016. – 24 с.*

32. *Язиков Е.Г., Таловская А.В., Жорняк Л.В. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв. – Томск : Изд-во Том. политехн. ун-та, 2010. – 264 с.*

33. *Allegre C.V., Dupre B., Lewin E. Torium/uranium ratio of the Earth // Chem. Geol. – 1986. – [Vol.] 56, No. 3–4. – P. 219–227.*

34. *Radioisotop contaminations from releases from the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia, Russia) / F. Gautthier-Lafaye, L. Pourcelot, J. Eikenberg et. al. // J. Environ. Radioactiv. – 2007. – Vol. 98. – P. 301–314.*

35. *Plutonium from global fallout recorded in an ice core from the Belukha Glacier, Siberian Altai / S. Olivier, S. Bajo, L.K. Fifield et.al. // Environ. Sci. Technol. – 2004. – [Vol.] 38(24). – P. 6507–6512.*

36. *Reimann C., Caritat de P. Chemical Elements in the Environment. Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist. – Berlin, Heidelberg : Springer-Verlag. – 398 p.*

# НАУЧНО-МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЫ

А.Е. Бахур

ФГБУ "ВИМС", Москва, Россия, bae@u238.ru

# SCIENTIFIC AND METHODOLOGICAL ASPECTS OF RADIOECOLOGICAL STUDIES OF GEOLOGICAL ENVIRONMENTS

A.E. Bakhur

FSBI "VIMS", Moscow, Russia

Разработаны научно-методические основы радиоэкологических исследований объектов геологической среды, система радиационного контроля природных вод. Создан комплекс аттестованных радиоизотопных и радиографических методик анализа природных и техногенных радионуклидов. Комплекс апробирован в зонах радиационных загрязнений и используется в практике работ сотен лабораторий на территории РФ и СНГ.

The article dwells on recent scientific and methodological developments in radioecological studies of geological objects as well as the system of radiation monitoring of natural water. The complex of certified radioisotopic and radiography methods of analysis of natural and technogenic radionuclides have been tested at the radioactive-polluted territories and are currently applied in hundreds of laboratories in Russia and the CIS.

Актуальность проблемы определяется постоянно возрастающей радиационной нагрузкой на природную среду, необходимостью обеспечения безопасных условий жизнедеятельности.

Спектры загрязняющих естественных (ЕРН) и техногенных (ТРН) радионуклидов и источники поступления множатся, проявляются новые формы их нахождения и новые закономерности миграционных процессов, увеличиваются объемы разведки и добычи уранового, редкометалльного и углеводородного сырья, реализуется программа развития атомной энергетики в России.

Важнейшим звеном в решении этой проблемы является создание научно-методических основ радиоэкологических исследований геологической среды, радиационного контроля и мониторинга природных объектов в зонах техногенного загрязнения, сертификации минерального сырья.

Вашему вниманию предлагаются некоторые основные результаты в этой сфере, полученные нами на протяжении 35 последних лет на основе исследования десятков тысяч проб почв, горных пород, руд, донных отложений, "горячих" частиц, природных вод, пластовых вод нефтяных месторождений, технологических сбросов, фито- и биопроб из зон радиоактивного загрязнения, на урановых объектах разных регионов.

Известные физико-химические и радиометрические

*Таблица 1. Перечень основных аттестованных методик ФГБУ "ВИМС"*

| № | № в Федеральном Реестре, № Свидетельства | Метод анализа, определяемые радионуклиды и радиационные параметры | Объекты анализа |
|---|---|---|---|
| 1 | ФР.1,40,2013,15401; 40181,3Г192 | Гамма-спектрометрический метод. Удельная активность естественных и техногенных радионуклидов **$^{226}$Ra, $^{228}$Ra, $^{224}$Ra, $^{40}$K, $^{137}$Cs, $^{134}$Cs, $^{60}$Co, $^{241}$Am, $^{152}$Eu** | Твердые сыпучие пробы |
| 2 | ФР.1,40,2013,15400; 40073,3Г191 | Альфа-спектрометрический метод с р/х подготовкой и спонтанным бестоковым осаждением. Объемная активность изотопов урана **$^{238}$U, $^{234}$U, $^{235}$U** | Природные (пресные и минерализованные), сточные и технологические воды |
| 3 | ФР.1,40,2013,15399; 4 0181,3Г190 | Гамма-спектрометрический метод. Удельная активность **$^{238}$U, $^{226}$Ra** | Урановые руды и горные породы |
| 4 | ФР.1,40,2013,15398; 40073,3Г189 | Гамма-спектрометрический метод с предварительным концентрированием. Объемная активность **$^{137}$Cs** | Природные (пресные и минерализованные) воды |
| 5 | ФР.1,40,2013,15397; 40073,3Г188 | Гамма-спектрометрический метод с предварительным концентрированием. Объемная активность **$^{226}$Ra, $^{228}$Ra** | Природные (пресные и минерализованные), сточные и технологические воды |
| 6 | ФР.1,40,2013,15396; 4 0181,3Г187 | Альфа-спектрометрический метод с р/х подготовкой. Удельная активность **$^{241}$Am** | Почвы, грунты, донные отложения, горные породы |
| 7 | ФР.1,40,2013,15395; 40181,3Г186 | Альфа-спектрометрический метод с р/х подготовкой. Удельная активность **$^{239+240}$Pu, $^{238}$Pu** | Почвы, грунты, донные отложения, горные породы |
| 8 | ФР.1,40,2013,15394; 40073,3Г185 | Альфа-спектрометрический метод с р/х подготовкой. Объемная активность **$^{239+240}$Pu, $^{238}$Pu** | Природные воды |
| 9 | ФР.1,40,2013,15392; 40073,3Г184 | Альфа-спектрометрический метод с р/х подготовкой. Объемная активность **$^{228}$Th, $^{230}$Th, $^{232}$Th, $^{227}$Th** | Природные (пресные и минерализованные), сточные и технологические воды |
| 10 | ФР.1,40,2013,15391; 40181,3Г183 | Альфа-спектрометрический метод с р/х подготовкой. Удельная активность **$^{228}$Th, $^{230}$Th, $^{232}$Th, $^{227}$Th** | Почвы, грунты, донные отложения, горные породы и строительные материалы на их основе |
| 11 | ФР.1,40,2013,15390; 40181,3Г182 | Альфа-спектрометрический метод с р/х подготовкой. Удельная активность **$^{238}$U, $^{235}$U, $^{234}$U** | Почвы, грунты, донные отложения, горные породы и строительные материалы на их основе |
| 12 | ФР.1,40,2013,15389; 40073,3Г181 | Альфа-спектрометрический метод с р/х подготовкой. Объемная активность **$^{238}$U, $^{235}$U, $^{234}$U** | Природные (пресные и минерализованные), сточные и технологические воды |
| 13 | ФР.1,40,2013,15388; 40073,3Г180 | Альфа- бета- радиометрический метод с р/х. Объемная суммарная активность **А$\Sigma\alpha$, А$\Sigma\beta$** | Природные, ливневые и сточные воды |
| 14 | ФР.1,40,2013,15387; 40181,3Г179 | Альфа- бета- радиометрический метод. Удельная суммарная активность **А$\Sigma\alpha$, А$\Sigma\beta$** | Твердые сыпучие пробы |
| 15 | ФР.1,40,2013,15386; 40073,3Г178 | Альфа- бета- радиометрический метод с р/х. Объемная суммарная активность **А$\Sigma\alpha$, А$\Sigma\beta$** | Природные (пресные и минерализованные) воды |

*Продолжение таблицы 1 на стр. 100*

*Окончание таблицы 1*

| | | | |
|---|---|---|---|
| 16 | ФР.1.40.2013.15385; 40073.3Г177 | Альфа- бета- радиометрический метод с р/х. Объемная суммарная активность **$^{226}$Ra, $^{228}$Ra** | Природные воды |
| 17 | ФР.1.40.2013.15384; 40073.3Г176 | Альфа- бета- радиометрический метод с р/х. Объемная суммарная активность **АΣα, АΣβ** | Дренажные и скважинные воды |
| 18 | ФР.1.40.2013.15383; 40181.3Г175 | Бета- радиометрический метод с р/х подготовкой. Удельная активность **$^{90}$Sr** | Почвы, грунты, донные отложения, горные породы |
| 19 | ФР.1.40.2013.15382; 40073.3Г174 | Альфа- бета- радиометрический метод с р/х подготовкой. Объемная активность **$^{210}$Po, $^{210}$Pb** | Природные (пресные и минерализованные), технологические и сточные воды |
| 20 | ФР.1.40.2013.15381; 40181.3Г173 | Альфа- бета- радиометрический метод с р/х подготовкой. Удельная активность **$^{210}$Po, $^{210}$Pb** | Почвы, грунты, донные отложения, горные породы и строительные материалы на их основе |
| 21 | ФР.1.40.2014.17574; 40014.3Н307 | Альфа- бета- радиометрический метод с р/х подготовкой. Поверхностная альфа-активность **А$^{S}$Σα** | Поверхности из нержавеющей стали, циркониевых сплавов, отходы |
| 22 | ФР.1.40.2014.17573; 40014.3Н306 | Альфа- бета- радиометрический метод. Удельная суммарная активность **АΣα, АΣβ** | Почвы, грунты, буровые шламы, горные породы и строительные материалы на их основе |
| 23 | ФР.1.40.2014.18554; 40074.4Ж212 | Бета- радиометрический метод с р/х подготовкой. Объемная активность **$^{90}$Sr** | Природные воды (пресные и минерализованные) |
| 24 | МУ НСАМ № 73 | Трековый экспозиционный метод. Объемная активность **Rn** | Воздух |
| 25 | МУ НСАМ № 64 | Радиографический α, β, γ-метод. Распределение **ΣEPH, ΣTPH** | Почвы, горные породы, растения |
| 26 | МУ НСАМ (2006) | Авторадиографический α, β, γ-метод. Распределение **ΣEPH** | Горные породы, руды |

методы, несмотря на ряд достоинств, не отвечают современным требованиям по комплексности, радиоизотопной селективности, информативности, чувствительности, метрологическому обоснованию получаемых данных. В рамках этой проблемы нами были решены следующие задачи:

1. Обоснован перечень приоритетных для контроля радионуклидов и радиационных параметров, с учетом индивидуальных химических, ядерно- физических, радиотоксикологических свойств, класса опасности и нормативных ограничений, времени жизни, специфичных видов излучений, уровней активности, распространенности, связей в цепочках ядерных превращений. Из EPH наибольшую опасность представляют Po, Pb, Ra, из TPH – Pu, Am, Cm. В качестве обязательных введены параметры общей α-, β-, γ-активности, что позволяет при исследованиях объектов неизвестного состава обеспечить безопасные условия работы, обоснованно определить направления дальнейших исследований.
2. Приоритетный перечень положен в основу создания стандартизованного комплекса универсальных высокочувствительных радиоизотопных и радиографических методик определения приоритетных для контроля EPH и TPH в природных объектах, позволяющий повысить точность, достоверность и информативность исследований (табл. 1). При разработке методик были обеспечены такие требования как: возможность реализации в рядовых лабораториях; универсальность и унификация, позволяющие решать задачи радиоэкологии, геологии, контроля и мониторинга, сертификации минерального сырья и продуктов его переработки; метрологическая аттестация в заявленных интервалах и объектах; апробация на объектах геологического и радиоэкологического профиля, в проектах интеркалибровок, сличений и тестирований. В процессе разработки нами найден ряд принципиально новых решений, защищенных Патентами, для определения изотопов Sr, Rn, Ra, Po, Pb, оптимизирован и упрощен изотопный анализ U.
3. Разработано аппаратурно-методическое и метрологического обеспечение этих методик, реализованное за счет использования изотопных трассеров, создания технологий изготовления радионуклидных стандартов почв, воды, горных пород, специализированных контрольных мер активности различного фа-




***Рис. 1.*** *Обобщенная блок схема комплексных радиоизотопных, радиографических и электронно-микроскопических исследований объектов радиоэкологической оценки*

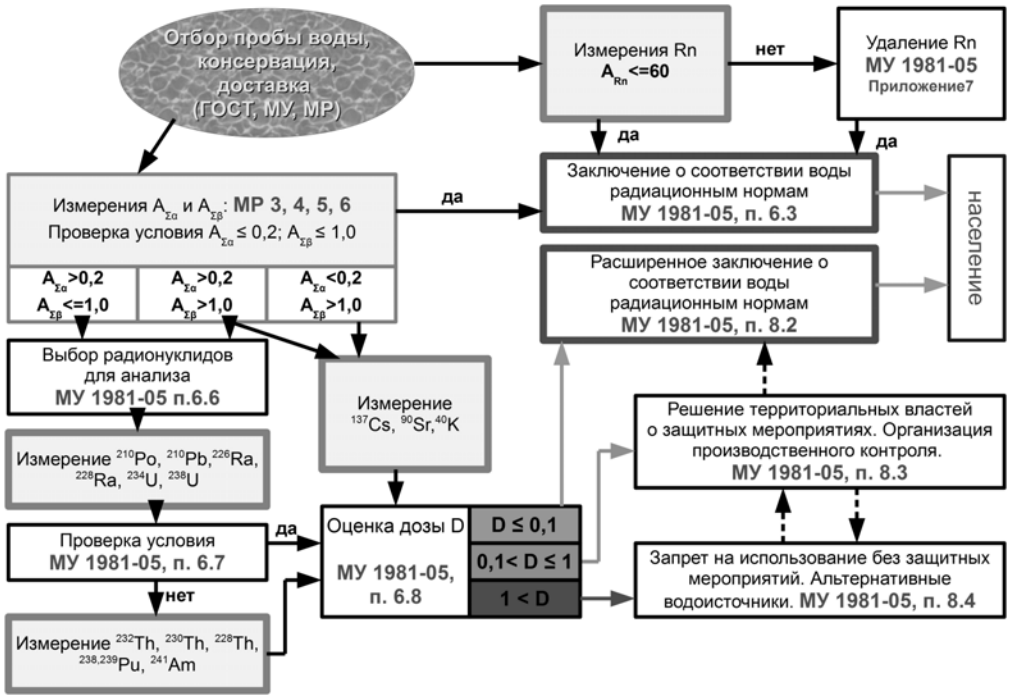



***Рис. 2.*** *Блок-схема системы радиационного контроля природных вод в Российской Федерации*

зового и радионуклидного состава. Сформированы перечни рекомендуемой серийной отечественной и импортной аппаратуры, для которой адаптированы методики.

4. Разработанный комплекс методик и система метрологического обеспечения используются в настоящее время в более чем 300 лабораторных центрах различных ведомств России и стран СНГ (Росатом, МЧС, Минобороны, Минприроды, Минздрав, Роспотребнадзор, НИИ, Водоканалы и др.)
5. В результате этих исследований создана обобщенная система последовательности и стадийности использования комплекса методов для радиоэкологической оценки объектов геологической среды (рис. 1). На первых этапах используются экспрессные индикационные методы и инструментальная γ= спектрометрия, позволяющие решить вопрос о направлениях дальнейших исследований. В комплекс также включены радиография и электронно-микроскопические методы (ЭМИ), позволяющие получать дополнительную ценную информацию о формах нахождения радионуклидов и их пространственном распределении в объекте.
6. Как частный случай общей системы радиоэкологических исследований создана, апробирована на десятках тысяч водопунктов и юридически узаконена в НРБ, СП и СанПиН система радиационного контроля природных вод как важнейшего компонента природной среды, определяющего возможность нормальной и безопасной жизнедеятельности (рис. 2). Следует сказать, что природные воды чрезвычайно сложный для РК объект: очень велик диапазон вариаций активности, радионуклидного и микроэлементного состава, резкое нарушение радиоактивного равновесия (в десятки и сотни раз по сравнению с водовмещающими горными породами). Анализ, систематизация и обобщение полученных нами данных позволили провести типизацию вод по радионуклидному составу, выделив U, U-Ra, Ra, Ra-Po и Ra-Ra воды, достоверно оценить реальные уровни суммарной α- и β-активности для подземных вод разных регионов. В частности, на примере исследований Московского артезианского бассейна установлено достоверное (в среднем в 2 раза) повышение активности вод в пределах городского мегаполиса, хотя в Москве и области эксплуатируются одни и те же водоносные горизонты. Мы интерпретируем это как мощное техногенное воздействие города на подземные воды. Выявлены закономерности изменения активности и радионуклидного состава для разных водоносных горизонтов Московского региона. Наиболее активны нижнекаменноугольные горизонты. В качестве примера сопоставлены активность и радионуклидный состав подземных вод Брянской, Владимирской, Ивановской, Курской, Воронежской, Оренбургской и др. областей, Краснодарского края, иллюстрирующие радикальные различия, обусловленные геолого- тектоническими и ландшафтными особенностями, составом вмещающих пород и иными природными факторами.
7. На основе использования комплекса методов и системы радиоэкологической оценки при многолетних исследованиях типичных источников современного загрязнения природной среды (ЧАЭС и прилегающие районы, район деятельности ПО "Маяк", Семипалатинский испытательный ядерный полигон, бухта Чажма в Приморье, участки сложных локальных аномалий в Москве и области, Арзамас, некоторые урановые рудники и др.) установлены закономерности миграции радионуклидов, формы их локализации, специфичные техногенные изменения изотопного состава, разработана система идентификации источников загрязнения и прогноза изменения радиоэкологической обстановки. В частности, по зонам ЧАЭС и СИЯП нами обоснованы критерии классификации и выделены 5 типов радиоактивных ("горячих") частиц, изучены особенности их разрушения и поведения в почвенных разрезах. Комплексный многолетний радиоэкологический мониторинг природных сред в юго-западной части Брянской области позволил получить научно обоснованные параметры миграции Cs, Sr и трансурановых элементов (ТУЭ) в типичных ландшафтах, оценить скорость заглубления и изменение активности водоносных горизонтов. Выявленные закономерности послужили основой прогнозных оценок изменения радиационной ситуации – к 2050 г. значительно возрастет вклад ТУЭ в формирование дозы внутреннего облучения. Предложен ряд защитных мер по снижению облучения населения. Исследования в районе хранилища жидких радиоактивных отходов (озеро Карачай) были направлены на решение сложнейших задач выявления закономерностей поведения и взаимодействия всего спектра техногенных радионуклидов (Cs, Sr, Ru, Co, U, Am, Pu, Cm, Np и др.) в цепи "донные отложения – подземные воды – горные породы".

Таким образом, можно сделать вывод о том, что в результате 35-летних исследований нами создана научно-методическая основа комплексных радиоэкологических исследований и оценки влияния радиоактивного загрязнения на геологическую среду; установлены закономерности миграции, формы нахождения и особенности радионуклидного состава природных объектов в экологически опасных зонах; создан стандартизованный комплекс принципиально новых и усовершенствованных методов спектрорадиометрического и радиографического изучения природной среды, минерального сырья и продуктов его технологической переработки; впервые научно обоснованы и разработаны методические принципы радиационного контроля природных вод в Российской Федерации.

# ПЕРСПЕКТИВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ РАЗВИТИЯ ИННОВАЦИОННЫХ ОТЕЧЕСТВЕННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ И ТЕХНИЧЕСКИХ СРЕДСТВ ДЛЯ ПОИСКОВ ГЛУБОКОЗАЛЕГАЮЩИХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ РАДИОАКТИВНЫХ РУД СПЕКТРОРАДИОМЕТРИЧЕСКИМИ И РАДИОИЗОТОПНО-ГЕОХИМИЧЕСКИМИ МЕТОДАМИ

А.Е. Бахур, А.В. Стародубов, Т.М. Овсянникова, А.В. Гулынин, В.В. Коротков

ФГБУ "ВИМС", Москва, Россия, lab@u238.ru

# ON PERSPECTIVE DEVELOPMENT OF INNOVATIVE DOMESTIC TECHNOLOGIES AND TECHNICAL MEANS FOR SEARCH OF DEEP COVER RADIOACTIVE ORES BY RADIOSPECTROMETRY AND RADIOISOTOPIC GEOCHEMISTRY

A.E. Bakhur, A.V. Starodubov, T.M. Ovsyannikova, A.V. Gulynin, V.V. Korotkov

FSBI "VIMS", Moscow, Russia

Дан анализ основных направлений развития аэро-гамма-спектрометрического метода с использованием компактных неохлаждаемых детекторов высокого разрешения на БПЛА, а также наземных радиоизотопно-геохимических методов. Показаны опыт использования и перспективы применения этих направлений при поисковых геологоразведочных работах и при радиоэкологических исследованиях.

This article provides the analysis of the key trends in development of airborne gamma-ray spectrometer surveying with small UAV-acquired high resolution uncooled detectors as well as terrestrial methods of radioisotopic geochemistry, with examples of their current and prospective application in geological prospecting and radioecological studies.

Идея о возможности обнаружения месторождений урана с высоты полета легких самолетов положила в 1946 г. начало развитию метода аэрогаммасъемки (АГС). Техническая реализация метода осуществлялась под научным руководством академика Д.И. Щербакова и профессора В.И. Баранова. Экспериментальные исследования проводились над искусственными радиоактивными источниками и месторождениями Кураминского хребта (Тянь-Шань) с приборами ЯГ-1 и ЯГ-2, разработанными в 1946–1947 гг. конструкторами ВИМСа А.Л. Якубовичем и М.Б. Гольдфарбом. Было установлено развитие гамма-полей, уверенно регистрируемых на высотах до 150–300 м над эталонными объектами. На базе ВИМСа было организовано обучение кадров аэропоисковых партий экспедиций Первого Главного геологоразведочного управления (ПГГУ).

В 1949 г. впервые метод был применен для целей радиоэкологического мониторинга во время испытаний первой советской атомной бомбы. Непосредственное участие в этих работах обернулось лучевой болезнью для одного из основоположников аэрогамма-поисков, сотрудника ВИМСа А.Л. Якубовича (впоследствии – доктор технических наук, профессор, заслуженный геолог России, заслуженный изобретатель РСФСР (1987), лауреат премии Совета Министров СССР) [1].

Типичные объемы используемых детекторов на основе кристаллов NaI(Tl) составляли от 8 до 75 л. Примеры современных пилотируемых летательных аппаратов – носителей аэро-гамма-спектрометрической аппаратуры и аэрокомплексов для осуществления многокомпонентной геофизической съемки, представлены на рисунках 1*а*, *б*. Для целей радиоэкологии используют сборки из комбинированных сцинтилляционных и полупроводниковых детекторов, обладающие повышенной разрешающей способностью [2].

В качестве носителей аэрогеофизических станций в СССР на первых этапах применялись самолеты и вертолеты Ан-2, Ил-14, Ми-1, Ми-2, Ми-4, Ми-8. В дальнейшем стали применять Ан-26, Ан-30, Ми-8Т, Ка-26 и другие.

К 2005 г. примерно 98% территории РФ были покрыты аэро-гамма-съемкой различных масштабов [3].

В настоящее время бурное развитие беспилотной авиации и миниатюризация электронных компонентов дали толчок к размещению гамма-радиометрической и спектрометрической аппаратуры на компактных беспилотных летательных аппаратах (БПЛА). Изначально БПЛА предполагалось использовать для разведки и мониторинга радиационной обстановки при чрезвычайных происшествиях на объектах использования ядерной энергии, для минимизации облучения задействованного персонала. После радиационной аварии на объекте Токаймура (1999) в Японии был создан дозиметрический комплекс на базе беспилотного вертолета RMAX (Yamaha) [4]. На 2008 г. эксплуатировалось более 2000 RMAX. При массе БПЛА 94 кг полезная нагрузка составляет 10 кг, при продолжительности полета от 60 до 90 минут.

Испытания БПЛА проводились на высоте 3 м от дневной поверхности, при скорости 7 км/ч. Залеты эталонной площади позволили уверенно обнаружить радиоактивную аномалию, роль которой выполняли мешки калийных удобрений. Четко фиксировалась разница между уровнями природного фона над сушей и водной поверхностью.

Модифицированный вариант RMAX G1 был использован для разведки радиационной обстановки во время аварии на АЭС Фукусима (2011) [5]. Он был укомплектован гамма-спектрометром ARMS на основе трех детекторов $LaBr_3$:Ce размерами 38 x 38 мм (рис. 1*в*). Как




***Рис. 1.*** *Современные пилотируемые и беспилотные АГС- комплексы:* а *–пилотируемый вертолетный комплекс HUMMINGBIRD (McPHAR, Канада) для осуществления АГС (детектор объемом 16,8 л или 4,2 л), аэромагнитной и электромагнитной съемок [16];* б *– пилотируемый вертолет с АГС- комплексом на основе детекторов большого объема (показаны стрелками) (National Security Technologies, США) [17];* в *– беспилотный вертолет (AUH), модель RMAX G1 (Yamaha Motor Co., Ltd, Shizuoka, Japan) с гамма-спектрометром ARMS [4];* г *– мультикоптер (UAV) с гамма-спектрометрическим комплексом на основе CZT детектора объемом 1 см$^3$ (University of Bristol, Великобритания) [10]*

видно из приведенного в публикации [5] энергетического спектра, полученного на высоте 100 м, энергетического разрешения в 2,8% (661 кэВ) оказалось достаточно для уверенного разделения пиков $^{137}$Cs и $^{134}$Cs. Исходящая информация от измерительной аппаратуры передавалась на наземную станцию по радиоканалу через ретранслятор и отображалась на карте в реальном времени, аэрогаммасъемка выполнялась в автоматическом режиме по заложенной программе. Авторы [5] приводят карты уровня радиоактивного загрязнения местности, построенные по результатам аэрогаммасъемки пилотируемым и беспилотным летательными аппаратами (рис. 2).

Большинство полетов БПЛА выполнялось со скоростью 29 км/ч на высоте 80 м над землей, как компромисс между обеспечением безопасности полета и воспроизводимостью данных. Расстояние между параллельными галсами было выбрано также 80 м. Пилотируемый вертолет Bell-430 проводил съемку с высоты 300 м над землей с шагом 1,85 км гамма-спектрометром с детекторами большого объема [6].

На представленных картах видна значительно лучшая детальность съемки БПЛА, обеспеченная такими эксплуатационными преимуществами АГС-комплекса как густая сеть маршрутов и высокое разрешение спектрометра.

Благодаря своей дешевизне и широким возможностям к адаптации под различные нужды, беспилотные аппараты на мультикоптерных платформах нашли свое применение и для аэрогаммасъемки.

На Украине аэро-гамма-спектрометрический комплекс на базе х8 мультикоптерного БПЛА успешно применялся для поиска и оконтуривания скрытых захоронений радиоактивных отходов в зоне отчуждения ЧАЭС [7]. Гамма-спектрометр построен на базе пяти синхронно работающих блоков NaI(Tl) 63 х 63 мм. Общий вес спектрометра составляет 7,5 кг. Полеты выполнялись на высоте 30 м со скоростью 18 км/ч параллельными галсами с интервалами 100 м.

Аппарат с более совершенным оборудованием использовался специалистами из Великобритании для радиоэкологических исследований (рис. 1*г*). На х6–х8 мультикоптерный БПЛА массой 7 кг и грузоподъемностью 5 кг был установлен гамма-спектрометр GR-1 Kromek (Великобритания) и лидар Acuity AR2500, позволяющий с высокой точностью определять высоту полета. Спектрометр GR-1 Kromek [8] имеет массу 60 г, мощность четверть ватта, основан на CZT-детекторе (теллурид кадмия) размерами 10 х 10 х 10 мм и энергетическим разрешением 2–2,5% по линии 661 кэВ (рис. 3). Все данные с частотой 10 Гц сохраняются в энергонезависимую бортовую память и передаются на базовую станцию в реальном времени. На рисунке 4 представлены примеры спектров естественных и техногенных радионуклидов, полученные при помощи этого спектрометра. Его разрешающая способность позволяет однозначно определять природу радиоактивных аномалий, оценивая соотношения между специфичными радионуклидами.

Результаты аэро-гамма-съемки, полученные при помощи мультикоптера (2,5 м над поверхностью) и наземной гамма съемки (1 м над поверхностью) (рис. 5),

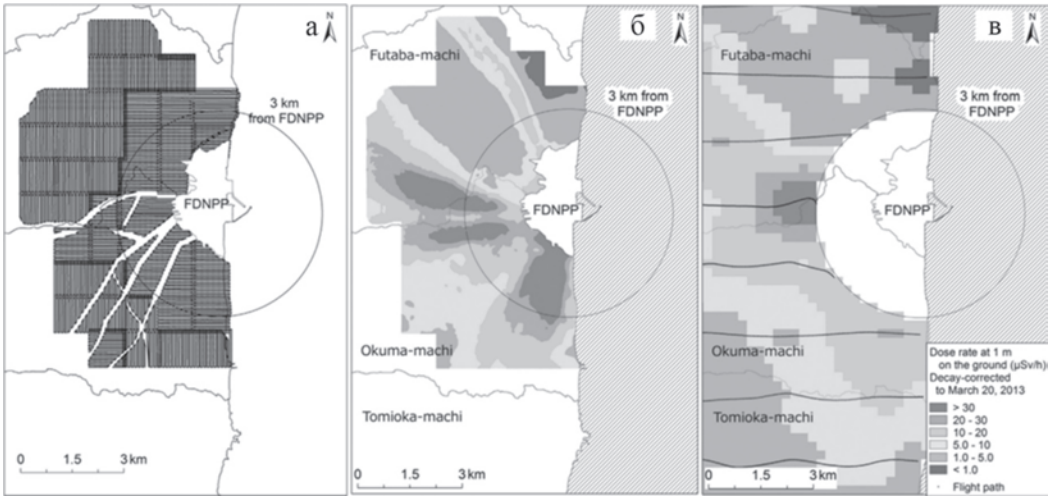



***Рис. 2.*** *Результаты применения беспилотного и пилотируемого аппаратов в аварийной зоне АЭС Фукусима:* а *– сеть полетов БПЛА (белые линии – ЛЭП);* б, в *– карты изолиний интегральной МЭД гамма-излучения (мкЗв/ч) на уровне 1 м над землей, полученные при помощи БПЛА и пилотируемого вертолета Bell-430 [5]*

| | |
|---|---|
| Детектор | CZT 10мм x 10мм x 10мм |
| Энергетический диапазон | 30 кэВ – 3,0 МэВ |
| Энергетическое разрешение | < 2,5% FWHM @ 662 кэВ |
| Количество каналов | 4096 (12 бит) |
| Потребляемая мощность | 250 мВт |
| Габаритные размеры | 25мм x 25 мм x 63 мм |
| Вес | 60 грамм |
| Температурный диапазон | 0 – 40℃ |



***Рис. 3.*** *Устанавливаемый на БПЛА гамма-спектрометр GR-1 Kromek (Великобритания) и его основные характеристики [8]*

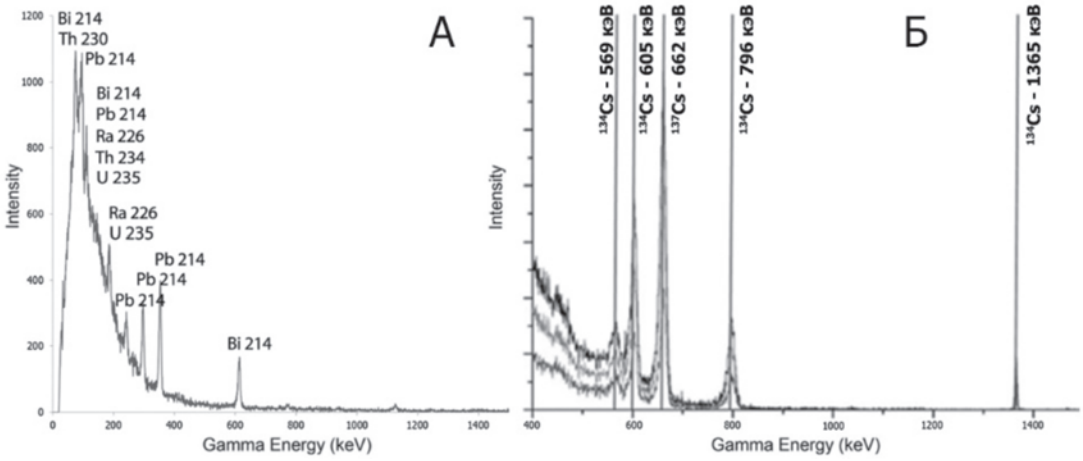



***Рис. 4.*** *Примеры гамма-спектров, полученных на аэрогамма-спектрометре GR-1 Kromek:* а *– над гранитным массивом ($^{238}U$ и дочерние продукты распада) [9];* б *– над зоной загрязненной аварийными выбросами АЭС Фукусима ($^{134}Cs$ и $^{137}Cs$) [10]*

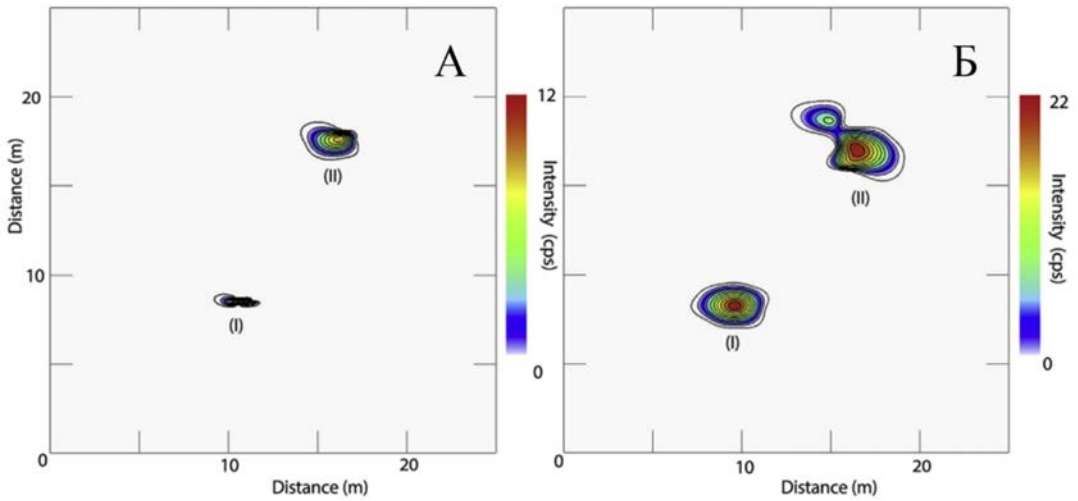



***Рис. 5.*** *Карты радиоактивности, построенные по результатам аэрогаммасъемки спектрометром GR-1 Kromek на высоте 2,5 м* (а)*, и пешеходной гамма-съемки* (б) *[9]*

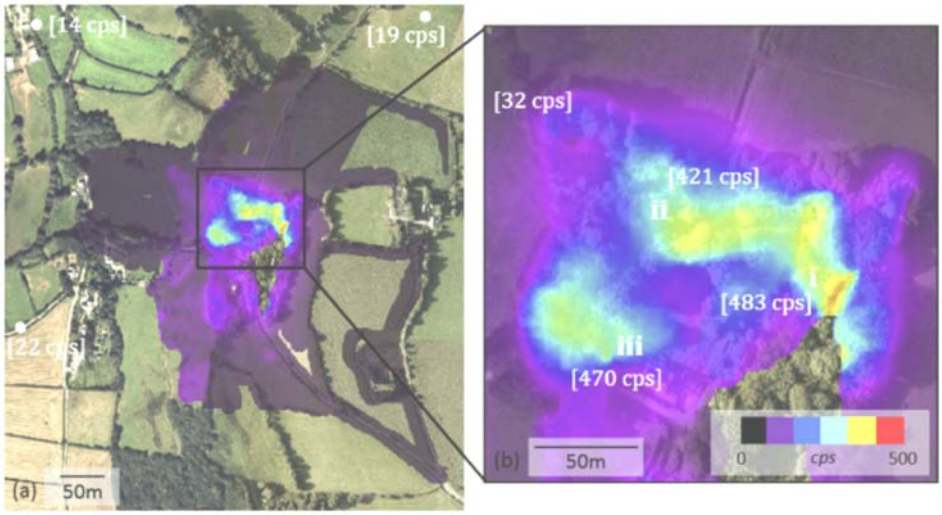



***Рис. 6.*** *Результаты гамма-спектрометрической съемки зоны влияния уранодобывающих предприятий в районе Конуэла (Великобритания), полученные с использованием системы на базе 8$^X$ мультикоптера и гамма-спектрометра GR-1 [11]*

проведенные одним и тем же спектрометром GR-1 Kromek, указывают на высокую сходимость данных. На эталонной площадке в качестве источника использовали два образца слюдистого гранита общей активностью 90 Бк (I) и 170 Бк (II) [9].

Мультикоптерный БПЛА в качестве платформы для аэро-гамма-спектрометрической аппаратуры имеет ряд преимуществ: способность выполнять полеты на высоте менее 5 м со скоростью порядка 3,5 км/ч, автоматизированные процедуры взлета, съемки и посадки, возможность детализации выявленных аномалий методом зависания над ними или приземления для набора спектров, способность осуществлять съемку вертикальных поверхностей за счет использованием гиростабилизированного подвеса спектрометра, что широко использовалось при обследовании зоны загрязнения на АЭС Фукусима [10].

Опубликованных результатов непосредственного применения АГС-БПЛА в целях поисков месторождений радиоактивных руд пока не найдено. В качестве аналога поисковой площади для разведки радиоактивных руд могут быть представлены данные об обследовании радиоэкологического наследия рудника Южный Террас, расположенного в Великобритании (рис. 6) [11]. Этот рудник служил источником высококачественной урановой и радиевой руды с 1870 по 1930 гг. Аэрогаммасъемка проводилась на высоте от 5 до 15 м, на скорости 5,5 км/ч.

Технологии, лежащие в основе мультикоптеров (аккумуляторы, навигационные системы, бортовое оборудование) стремительно развиваются. Например, мультикоптерный БПЛА, снабженный водородно-воздушными топливными элементами разработки ИПХФ РАН, в

ходе испытаний под открытым небом находился в воздухе более 3 ч [12].

Появились высокоразрешающие гамма-спектрометры весом до 100 г, компактные фотоэлектронные умножители на основе полупроводниковых светочувствительных матриц [13], обладающие низким энергопотреблением, и механической прочностью по сравнению с традиционными ламповыми ФЭУ.

Недостаток эффективности регистрации кристаллов малого объема компенсируется малыми высотами полета БПЛА – до 1,5 м, малыми скоростями – до 3,5 км/ч, густой сетью опробования – до 1,5 м между профилями.

Кроме того, миниатюризации подвергается и другое оборудование, обычно используемое для геофизической многокомпонентной съемки: магнитометры (БКДМ ООО "Геоскан", РФ; GEM Systems, Канада) [14], гравиметры массой до 100 г, созданные по технологии MEMS [15].

Таким образом, развитие и совершенствование компактных гамма-спектрометров с неохлаждаемыми высокоразрешающими детекторами и применения легких БПЛА для аэрогаммасъемки открывает широкие перспективы для использования в радиоэкологии, радиационном мониторинге загрязненных территорий и зон влияния предприятий ядерно-топливного цикла, геологоразведочных поисковых работах на радиоактивное сырье (уран, редкие и редкоземельные элементы и др.).

Очевидны преимущества таких систем, обусловленные возможностью комплексирования методов аэрогеофизической съемки, проведения как детальной съемки участков, так и одновременной заверкой аномалий в соответствии с заложенной программой исследований. Уже сейчас технологии аэрогаммасъемки БПЛА позволяют им конкурировать с традиционными пилотируемыми летательными аппаратами и пешеходной гаммасъемкой при поисковых геологоразведочных работах.

По нашему мнению, необходимо развивать это крайне перспективное направление в России, с созданием современных систем аэрогеофизических съемок, установленных на компактные автономные БПЛА, формировать адекватное современным реалиям законодательство по использованию БПЛА.

Несмотря на очевидные ограничения по доступности сведений о современных технологиях радиоизотопно-геохимических исследований в электронных источниках, связанными с коммерческими соображениями авторов или правообладателей, можно сделать вывод об активном развитии и совершенствовании этих методов с целью повышения достоверности локального прогноза уранового оруденения на основе использования высокочувствительных низкофоновых радиометрических и спектрометрических систем, новых изотопных параметров и соотношений между ними, создания научно-методических основ интерпретации радиоизотопных данных.

Анализ имеющихся данных показывает, что для решения поставленных задач в области полевых радиоизотопно-геохимических технологий наиболее перспективны определения активностей изотопов ЕРН и анализ изотопных отношений $^{234}U/^{238}U$, $^{230}Th/^{234}U$, $^{226}Ra/^{230}Th$, $^{230}Th/^{238}U$, $^{226}Ra/^{238}U$, $^{206}Pb/^{238}U$, $^{207}Pb/^{206}Pb$, $^{207}Pb/^{206}Pb$, $^{206}Pb/^{238}U$, $^{210}Po/^{210}Pb$. Для опробования рекомендуются использовать почвы, растительность, природные воды.

Перспективно использование технологий экстракции подвижных форм элементов из почвенных проб, например метода подвижных ионов металлов (MMI), разработанного в Национальном университете Австралии. Технология MMI разрабатывалась с 1990 г. в Австралии и полностью была реализована в Технологическом парке г. Перт (Австралия) с образованием Центра геохимических исследований. В настоящее время технология в достаточной степени развилась и усовершенствовалась, правами на ее реализацию обладает компания "Wamtech Pty. Ltd." (Австралия). Наименования процедур MMI от пробоподготовки до интерпретации результатов ("Mobile Metallon Process", "Mobile Metallon Analysis" и "Mobile Metallon Technology") зарегистрированы в качестве товарного знака компанией "Wamtech Pty. Ltd".

Весьма перспективен и изотопно-почвенный метод (ИПМ), разработанный и постоянно совершенствуемый в ФГУП "ВИМС" (г. Москва).

Рекомендуется комплексировать как сами радиоизотопные методы, например, модификации ИПМ с получением отношений $^{210}Po/^{210}Pb$ и $^{234}U/^{238}U$ в почвенных вытяжках, так и радиоизотопию с методами определения элементного состава (определение элементов-индикаторов: Mo, Se и др.) и геофизическими технологиями.

Среди геохимических методов, которые применяются за рубежом, рекомендуются определение следовых элементов (U, B, Pb, Ni, Co, Cu, As и др) в керне горных пород, растительности, в торфяных отложениях, почвах и донных отложениях, измерения радона в почвах и скважинных водах ("Cameco Corporation", "AREVA Resources Canada Inc.", Канада). Рекомендуется комплексирование радиоизотопно-геохимических методов с аэро- и наземной спектрорадиометрической съемкой с использованием портативных полевых гамма-спектрометры с высокоразрешающими детекторами компаний "AMETEK Inc.", "eV-Products Inc.", "Thermo Fisher Scientific Inc." (США), "Terraplus Inc.", "RadComm Systems" (Канада), а также с методами структурной геофизики – VLF-зондированием проводимости пород (установление зон разломов), электромагнитной разведкой ("INPUT" – аэросъемка, "Deep EM", "TURAM" и др.), гравиразведкой, сейсмометрией, скважинными методами.

Радиоизотопные исследования должны обеспечиваться современным уровнем аппаратурных разработок – использованием высокочувствительных низкофоновых радиометрических и спектрометрических комплексов, жидкостных сцинтилляционных счетчиков и др. – "AMETEK Inc.", "Canberra Industries Inc.", "PerkinElmer Inc.", "Ordela Inc" (США), "BERTHOLD TECHNOLOGIES GmbH & Co" (Германия).

В изотопно-почвенном методе (ИПМ) и его современных модификациях используются оригинальные аттестованные методики определения $^{210}Po$ и $^{210}Pb$, под-

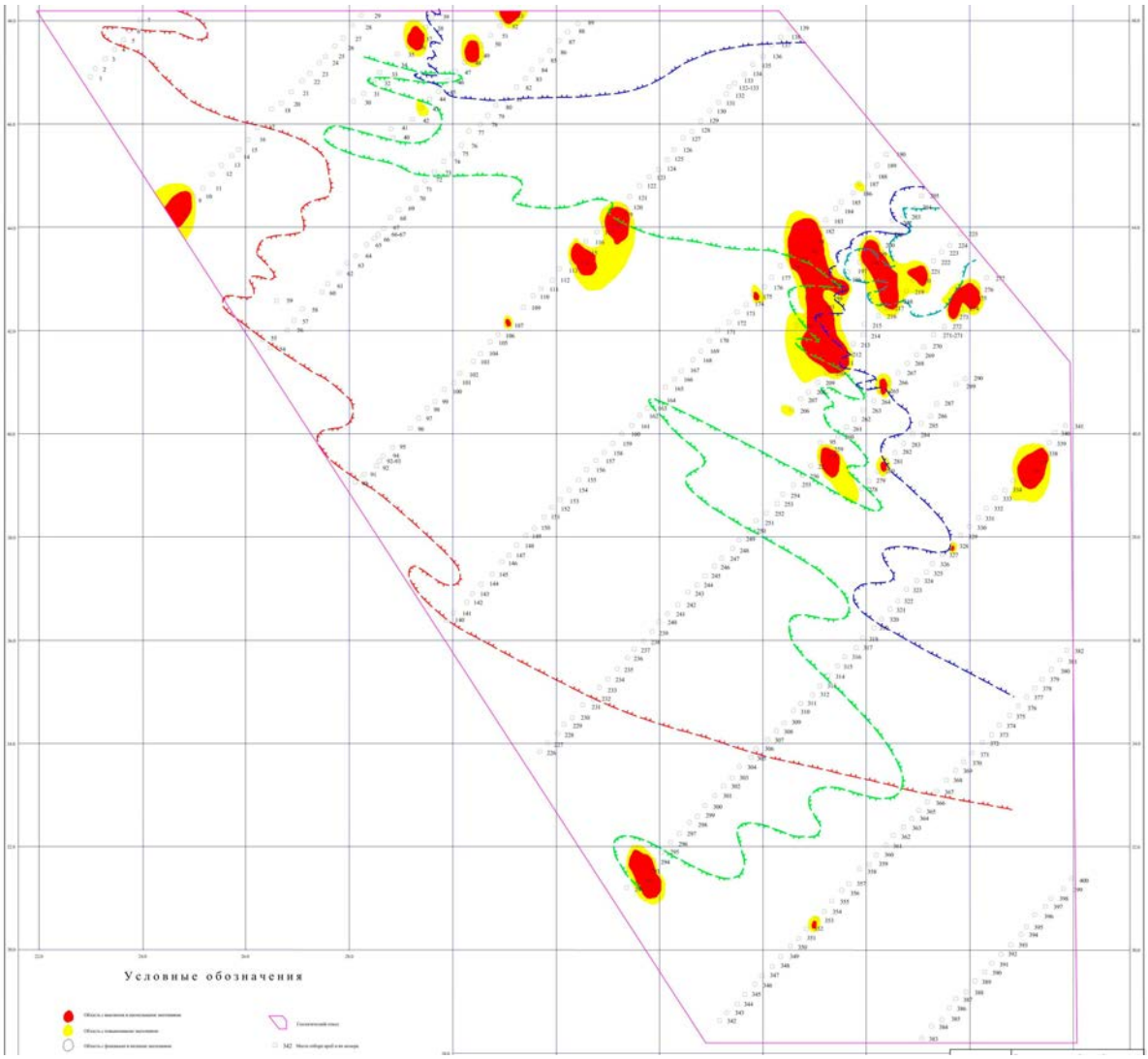



***Рис. 7.*** *Карта распределения значений комплексного изотопного параметра (КИП) на юго-восточном фланге месторождения Северный Харасан [18]*

вижных форм изотопов урана $^{234}U$ и $^{238}U$ в пробах почв, адаптированные под отечественные и импортные низкофоновые альфа-бета-радиометры и альфа-спектрометры.

Одним из последних успешных примеров применения комплекса ИПМ являются результаты работ 2013 г. на ю-в фланге месторождения пластово-инфильтрационного типа Сев. Харасан [18]. Оруденение контролируется региональными фронтами зон пластового окисления, протяженность рудных залежей составляет 10–12 км при ширине 200–250 м и глубине залегания до 800 м. Средняя сеть опробования 250 м х 2–3 км.

Всего на площади отобрано 400 проб, с анализом на $^{210}Po$, $^{210}Pb$, подвижные формы изотопов $^{234}U$ и $^{238}U$.

Анализ полученных материалов позволил сделать вывод, что все аномальные ореолы КИП, как протяженные, так и локальные, располагаются на поверхности в пределах рудных аккумуляций, вскрытых скважинами на глубине (рис. 7).

В результате исследований установлена возможность выявления способом ИПМ глубокозалегающих (до 700 м и более) урановорудных залежей в горизонтах платформенного чехла под мощными перекрывающими толщами.

ИПМ отчетливо фиксируются ореолы в почвенном слое, проникающие как в результате турбулентной струйной миграции от находящихся на глубине руд тел на поверхность, так и по проницаемым тектоническим зонам вследствие миграции радона. Такая же картина отмечается и по другим рудным объектам региона.

ИПМ является эффективным методом поисков месторождений урана инфильтрационного генезиса в платформенных отложениях. Метод включен в комплекс поисковых работ АО "Волковгеология" как опережающий наземный способ выявления по ореолам рассеяния глубокозалегающих месторождений и уже используется в проектах поисковых работ на выделенных перспективных площадях. ИПМ предоставляет возможность полу-

чения новой специфической информации для прогнозной оценки урановосности артезианских бассейнов, их частей, блоков и, что наиболее важно, для оценки возможной рудомобилизующей роли конкретных очагов разгрузки подземных вод различных типов.

***Литература***


1. *Урановой геологии ВИМСа – 70 лет / под ред. проф. Г.А. Машковцева ; сост. С.И. Ануфриева, А.Е. Бахур, Н.Г. Беляевская и др. – М., 2013.*
2. *Лаборатория радиационного контроля ЛРК-1 МИФИ [Электронный ресурс]. – URL: http://www.radiation.ru/research/AGSC.htm.*
3. *International Atomic Energy. Agency Radioelement mapping. – Vienna, 2010. – P. 85–86.*
4. *A remote radiation monitoring system using an autonomous unmanned helicopter for nuclear emergencies / Shin-ichi Okuyama, Tatsuo Torii, Akihiko Suzuki et al. // Journal of Nuclear Science and Technology. – Suppl. 5. – P. 414–416.*
5. *Aerial radiation monitoring around the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant using an unmanned helicopter / Yukihisa Sanada, Tatsuo Torii // Journal of Environmental Radioactivity. – 2015. – [Vol.] 139. – P. 294–299.*
6. *Results of the sixth airborne monitoring and airborne monitoring out of the 80 km zone of Fukushima Dai-ichi NPP (accessed to Nov. 2013) [Электронный ресурс]. – URL: http://radioactivity.nsr.go.jp/en/contents/7000/6099/view.html.*
7. *Забулонов Ю.Л., Буртняк В.М., Золкин И.О. Аэрогаммаспектрометрическое обследование в Чернобыльской зоне отчуждения на базе БПЛА типа октокоптер // Вопросы атомной науки и техники. – 2015. – № 5(99). – С. 163–167.*
8. *Kromek GR1 User Guide [Электронный ресурс]. – URL: http://www.kromek.com/images/GR1_User_Guide.pdf.*
9. *MacFarlane J.W., Payton O.D., Keatley A.C. Lightweight aerial vehicles for monitoring, assessment and mapping of radiation anomalies // Journal of Environmental Radioactivity. – 2014. – [Vol.] 136. – P. 127–130.*
10. *Low altitude unmanned aerial vehicle for characterising remediation effectiveness following the FDNPP accident / P.G. Martin, O.D. Payton, J.S. Fardoulis at al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2016. – [Vol.] 151. – P. 58–63.*
11. *The use of unmanned aerial systems for the mapping of legacy uranium mines / P.G. Martin, O.D. Payton, J.S. Fardoulis, D.A. Richards, T.B. Scott // Journal of Environmental Radioactivity. – 2015. – [Vol.] 143. – P. 135–140.*
12. *Российский беспилотник установил мировой рекорд по длительности полета. Газета "Известия" от 22.04.2016 [Электронный ресурс]. – URL: http://izvestia.ru/news/611043.*
13. *Кремниевые фотоумножители на официальном сайте компании Hamamatsu [Электронный ресурс]. – URL: http://www.hamamatsu.com/us/en/community/optical_sensors/sipm/index.html.*
14. *Черкасов С.В., Стерлигов Б.В., Семенов А.Е. Использование БЛА для решения геологических задач. Аэромагнитная съемка : материалы семинара "Применение технологии Геоскан для дистанционного зондирования земли и мониторинга объектов", 2016 [Электронный ресурс]. – URL: https://files.geoscan.aero/public/seminar/Cherkasov.pdf.*
15. *Measurement of the Earth tides with a MEMS gravimeter / R.P. Middlemiss, A. Samarelli, D.J. Paul et al. // Nature. – 2016. – Vol. 531. – P. 614–617.*
16. *McPHAR international [Электронный ресурс]. – URL: http://mcpharinternational.com/instrumentation-frequency-domain.html.*
17. *Connecting aerial gamma ray surveys and geochemical data / K. Marsac, P. Burnley, E. Hausrath at al. [Электронный ресурс]. – URL: http://digitalscholarship.unlv.edu.*
18. *Радиоизотопные методы при поисках и оценке инфильтрационных месторождений урана в Южном Казахстане / А.Е. Бахур, Т.М. Овсянникова, Л.И. Мануилова и др. // Информационный сборник. Материалы по геологии, поискам и разведке месторождений урана, редких и редкоземельных металлов. – Вып. 159. – М. : РИС ВИМС, 2015. – С. 363–377.*

# АНАЛИТИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РАДИАЦИОННОГО КОНТРОЛЯ ВОЗДУХА РАБОЧИХ ЗОН ПРЕДПРИЯТИЙ ЯТЦ

А.Е. Бахур[1], Т.М. Овсянникова[1], Л.И. Мануилова[1], О.Б. Назарова[1], Д.М. Зуев[1], А.В. Романов[2], О.В. Семина[2], Е.Н. Виноградов[2]

[1]ФГБУ "ВИМС", Москва, Россия, bae@u238.ru
[2]ПАО "МСЗ", Электросталь, Россия, olgasem@elemash.ru

# ANALYTICAL ASPECTS OF RADIATION MONITORING OF AIR IN WORKING AREAS OF NUCLEAR FACILITIES

A.E. Bakhur[1], T.M. Ovsyannikova[1], L.I. Manuilova[1], O.B. Nazarova[1], D.M. Zuev[1], A.V. Romanov[2], O.V. Semina[2], E.N. Vinogradov[2]

[1]FSBI "VIMS", Moscow, Russian Federation
[2]PJSC "Mashinostroitelny zavod", Elektrostal, Russia

Разработан комплекс аттестованных методик определения долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов для радиационного контроля воздуха рабочих зон предприятий ЯТЦ (на примере ПАО "Машиностроительный завод"). Методики адаптированы к импортным и отечественным альфа-радиометрам, обеспечивают получение достоверных данных с учетом специфики радионуклидного состава аэрозолей.

The article presents a complex of certified methods of determining long-lived alpha emitting radionuclides for radiation monitoring of air in working areas of nuclear facilities (on the example of PJSC "Mashinostroitelny zavod"). These methods have been adjusted to imported and domestic alpha-radiometers to provide reliable data taking into account radionuclide compositions of aerosol samples.

Накопленный лабораторией изотопных методов анализа ФГБУ "ВИМС" опыт исследований радиоактивных компонентов в различных средах и материалах, а также методические подходы и разработки были привлечены для решения ряда проблем радиационного контроля (РК) на предприятиях ядерно-топливного цикла (ЯТЦ), таких как ПАО "МСЗ", АО "ЧМЗ", АО "УМЗ" Казатомпрома, ГП "НГМК" (Узбекистан) и др.

Решение этих задач должно быть обеспечено соответствующими технологиями, которые не могут быть унифицированными вследствие широкого спектра деятельности предприятий, радиоактивных материалов, специфики радионуклидного, изотопного и химического состава объектов РК, а также ограниченных возможностей самих предприятий (например, по наличию аппаратуры). Безусловным требованием для методик РК является их метрологическая аттестация и утверждение органами Росстандарта, достоверность и сопоставимость получаемых данных для их дальнейшей интерпретации, оценки и прогноза радиационной обстановки, принятия решений.

Одной из важных задач в этой сфере является контроль загрязненности воздуха производственных помещений радиоактивными аэрозолями, содержащими долгоживущие альфа-излучающие радионуклиды (изотопы урана $^{232,234,235,236,238}$U, тория $^{228,230,232}$Th, плутония $^{238,239,240}$Pu и др.).

Измерение активности радиоактивных аэрозолей является сложной задачей в связи с воздействием ряда факторов: изменением дисперсности аэрозолей, осаждением на фильтрах большого количества нерадиоактивных аэрозолей, осаждением постоянно присутствующих в воздухе дочерних продуктов распада (ДПР) радиоактивных газов $^{222}$Rn и $^{220}$Rn и др. Радиоактивный "фон", обусловленный присутствием ДПР $^{222}$Rn и $^{220}$Rn, не только достаточно высок по сравнению с измеряемыми активностями долгоживущих радионуклидов, но и подвержен существенным вариациям в течение суток. Кроме того, "фоновая" активность может увеличиваться при технологических процессах.

После окончания фильтрации активность долгоживущих радионуклидов не будет существенно изменяться, в то время как активность короткоживущих изотопов на фильтрах будет уменьшаться в соответствие с эффективным периодом полураспада (примерно 35 мин для ДПР $^{222}$Rn и 10,6 ч для ДПР $^{220}$Rn).

С целью уточнения временного интервала измерений активности аэрозольных фильтров АФА-РМА (РСП) были выполнены эксперименты с экспонированием фильтров в нескольких точках разных корпусов предприятия и последующим длительным (в течение 3 суток) измерением их активности на автоматизированной низкофоновой спектрометрической системе "iMatic" ("Canberra") с твердотельным кремниевым PIPS детектором, а также на отечественном альфа-радиометре "Прогресс-АР" интегрального типа с сцинтилляционным ZnS(Ag)-детектором.

По результатам этих исследований были установлены зависимости изменения суммарной альфа-активности фильтров от времени, близкие к экспоненциальному закону распада ДПР $^{220}$Rn $^{212}$Pb и $^{212}$Bi. Был сделан вывод о возможности корректного определения суммарной альфа-активности долгоживущих радионуклидов на радиометрах интегрального типа ("Прогресс-АР") не ранее, чем через 3 суток после окончания прокачки фильтров, что не удовлетворяет требованиям оперативного контроля (в течение рабочей смены).

Для оперативного контроля целесообразно исполь-

зование автоматизированной низкофоновой спектрометрической системы "iMatic" ("Canberra") в режиме компенсации вклада от ДПР изотопов радона. Однако, при этом необходимо было доказать соответствие получаемых данных истинным содержаниям долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов на фильтре.

Отдельной важной задачей являлась разработка и аттестация контрольного источника с максимальным приближением его радионуклидного состава к составу исследуемых проб, обеспечивающего градуировку альфа-радиометров по коэффициентам чувствительности (эффективности).

Таким образом, в процессе разработки методик нами были решены следующие задачи:

1. Выполнен отбор около 300 проб воздуха в эксплуатируемых производственных помещениях, содержащих изотопы урана с суммарной объемной активностью в аттестуемом диапазоне 0,0n – $10^2$ Бк/м$^3$ при установленном контрольном нормативе по $^{234}$U 0,94 Бк/м$^3$.
2. Проведены инструментальные измерения экспонированных аэрозольных фильтров и определены суммарные объемные активности долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов в пробах воздуха с использованием спектрометрической системы "iMatic" в режиме оперативного контроля (с компенсацией ДПР радона), а также в интегральном режиме после 3-суточной выдержки фильтров на "iMatic" и альфа-радиометре "Прогресс-АР".
3. Для этих же аэрозольных фильтров определена истинная объемная активность долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов и изотопный состав урана с использованием контрольного аттестованного метода – радиохимического выделения изотопов и альфа-спектрометрических измерений. Установлено, что суммарная альфа-активность долгоживущих радионуклидов, содержащихся в воздухе производственных помещений ПАО "МСЗ", определяется преимущественно активностью $^{234}$U (табл. 1).
4. Обоснована минимально измеряемая активность (МИА) с учетом установленного изотопного состава долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов в пробах воздуха, возможностей спектрометрической системы "iMatic" и альфа-радиометра "Прогресс-АР". Реальная МИА составила 0,012 Бк/м$^3$ при объеме прокачанного воздуха 10 м$^3$ ("iMatic") и 0,030 Бк/м$^3$ при объеме прокачанного воздуха 15 м$^3$ ("Прогресс-АР").
5. Определена систематическая составляющая неопределенности результата измерений, установлены поправочные коэффициенты учета поглощения альфа-частиц в материале фильтра и его запыленности. Экспериментально полученные коэффициенты учета поглощения составили 1,35 для "iMatic" и 1,24 для "Прогресс-АР". Запыленность аэрозольных фильтров при этом не должна превышать 2,0 мг/см$^2$.
6. Установлены коэффициенты учета эффективности фильтрации используемых аэрозольных фильтров для данного дисперсного состава пыли. Экспериментально полученный коэффициент пропускания аэрозолей составил в среднем 0,80 (при измерениях пачек фильтров, состоящих из 3 штук каждая) (табл. 2, 3).
7. Регламентированы условия экспозиции и последующих измерений аэрозольных фильтров.
8. Разработан и аттестован специализированный спектрометрический источник метрологического назначения, содержащий изотопы урана в соотношениях, близких к анализируемым пробам воздуха, позволяющий осуществлять градуировку и согласование разнотипных приборов между собой, контролировать постоянство метрологических характеристик. Источник представляет собой диск из нержавеющей стали диаметром 39 мм и рабочей площадью 9,5 см$^2$, на который электролитически нанесен тонкий слой

*Таблица 1. Типичные примеры измерения изотопного состава урана в пробах воздуха альфа-спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой*

| Номер фильтра | Отношение активности изотопов | |
|---|---|---|
| | $^{234}$U/$^{238}$U | $^{235+236}$U/$^{238}$U |
| 1 | 3,92 | 0,31 |
| 24 | 4,52 | 0,23 |
| 34 | 5,41 | 0,54 |
| 47 | 6,25 | 0,97 |
| 99 | 9,59 | 1,05 |
| 61 | 21,63 | 1,02 |
| 58 | 26,90 | 1,47 |
| 57 | 27,60 | 1,57 |
| 60 | 30,16 | 1,60 |
| 50 | 36,35 | 1,45 |

*Таблица 2. Оценка коэффициента пропускания фильтров АФА-РСП-10 (по данным альфа-спектрометрического метода с радиохимическим выделением)*

| № пачки и № фильтров | Измеренная суммарная объемная активность, Бк/м$^3$ | | | Эффективность фильтрации 1-го фильтра в пачке |
|---|---|---|---|---|
| | I фильтр | II фильтр | III фильтр | |
| № 1 (71, 72, 73) | 11,03 | 1,18 | 1,10 | 0,83 |
| № 2 (68, 69, 70) | 8,08 | 0,68 | 1,27 | 0,81 |
| № 3 (65, 66, 67) | 11,48 | 1,09 | 1,73 | 0,78 |
| | | | Среднее | 0,80 |

*Таблица 3. Результаты комплексного радиоизотопного анализа аэрозольных фильтров*

| Лабор. номер фильтра | Измеренные значения активности, Бк/фильтр | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $^{238}U$ | $^{235,236}U$ | $^{234}U$ | $^{232}U$ | $^{228}Th$ | $^{239+240}Pu$ | $^{238}Pu$ |
| № 1п | 0,44±0,05 | 0,12±0,02 | 1,3±0,11 | 0,01±0,006 | ≤0,01 | ≤0,01 | ≤0,01 |
| № 2п | 7,1±0,7 | 4,1±0,4 | 65±5 | 0,23±0,08 | 0,06±0,01 | ≤0,01 | ≤0,01 |
| KL47 | 3,81±0,43 | 3,71±0,42 | 33,1±3,2 | 0,18±0,05 | 0,05±0,01 | ≤0,01 | ≤0,01 |
| X4-261 | 15,0±1,5 | 19,2±1,9 | 130±13 | 1,03±0,24 | 0,43±0,04 | ≤0,01 | ≤0,01 |

смеси изотопов урана при преобладании (>90%) $^{234}U$, с аттестованной суммарной альфа-активностью 34 Бк (±6%).

9. Проведена метрологическая экспертиза результатов исследований, с последующей аттестацией методик в уполномоченном органе Росстандарта.

Исследованиями показано, что использование спектрометрической системы "iMatic" и альфа-радиометра "Прогресс-АР" обеспечивает достаточную чувствительность и воспроизводимость результатов измерений суммарной объемной активности долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов в области значений от 0,5 нормативного значения и выше при суммарной неопределенности не более 30%.

В итоге были разработаны и аттестованы методики измерений (МИ):

- "Методика выполнения измерений суммарной объемной активности долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов в пробах воздуха производственных помещений ОАО "МСЗ" с применением спектрометрической системы "iMatic", Свидетельство ЦМИИ ФГУП "ВНИИФТРИ" ФА "Ростехрегулирование" № 40090,9Н245.
- "Методика выполнения измерений суммарной объемной активности долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов в пробах воздуха производственных помещений ОАО "МСЗ" с использованием альфа-радиометра "Прогресс-АР", Свидетельство ЦМИИ ФГУП "ВНИИФТРИ" ФА "Ростехрегулирование" № 40090,1К874.
- "Методика измерений объемной суммарной альфа-активности долгоживущих альфа-излучающих радионуклидов в воздухе рабочей зоны, атмосферном воздухе с использованием альфа-радиометра "ТМ372", Свидетельство ФГУП "ВНИИФТРИ" Росстандарта № 40014,3Н305/01,00294-2010.

В настоящее время лаборатории продолжает работы по развитию комплекса МИ для решения актуальных проблем РБ на предприятиях ЯТЦ.

В современные технологии производства тепловыделяющих элементов (ТВЭЛов) активно вовлекается регенерированное ядерное топливо, содержащее $^{232}U$. Из-за накопления продуктов его распада ($^{228}Th$+ДПР), излучающих жесткие гамма-кванты, существенно ухудшается радиационная обстановка в производственных помещениях. Для обеспечения безопасности персонала введены ограничения на содержание $^{232}U$ в перерабатываемом сырье – до 5 x $10^{-7}$% массы (2009).

Эти ограничения требуют обеспечения контроля содержания $^{232}U$ в аэрозолях воздуха рабочей зоны предприятий ЯТЦ.

Современные методы определения $^{232}U$ ориентированы на анализ урановых материалов (топлива и различных соединений урана). Предложены разные варианты альфа-спектрометрического и гамма-спектрометрического измерения содержания этого изотопа [1–5,8]. Масс-спектрометрический метод также имеет перспективы использования для определения содержания $^{232}U$.

Основным используемым методом на сегодняшний день является альфа-спектрометрия, имеющая ряд преимуществ перед другими методами – прямое определение $^{232}U$, высокая чувствительность, гибкая корректировка метода в зависимости от объекта анализа. Известные альфа-спектрометрические методы определения $^{232}U$ работают в комплексе с масс-спектрометрией, с помощью которой определяют необходимые для расчета точные концентрации других изотопов урана и предполагают длительное время измерения (до 7 дней).

Нами разработана и опробована на реальных образцах новая радиохимическая методика с альфа-спектрометрическим измерением $^{232}U$ в аэрозольных фильтрах рабочей зоны предприятия ЯТЦ.

Схема анализа включает предварительную оценку активности фильтра на гамма-спектрометре, переведение пробы в раствор обработкой смесью кислот и отбор двух аликвот в соответствии с данными гамма-спектрометрии. В одну из аликвот вносили раствор изотопного трассера $^{232}U$, после чего проводили радиохимическое выделение чистого урана и приготовление двух счетных образцов.

Основное отделение матрицы и мешающих альфа-излучателей проводили с использованием простых приемов ранее разработанной методики [6] – со-осаждение на гидроксиде железа и переведение урана в растворимый карбонатный комплекс. Доочистку урановой фракции от следов изотопов тория и полония выполняли на маленькой колонке со смолой ЭДЭ-10П. Счетный образец готовили электролитическим способом. Окончательное освобождение от $^{210}Po$ достигали прокаливанием счетного образца в муфельной печи при 600 ˚С.

Расчет активности $^{232}U$ в фильтре проводился стандартным для метода изотопного разбавления способом.

Одновременно в одной из аликвот раствора фильтра определяли активность изотопов плутония и $^{228}Th$.

В таблице 3 приведены результаты анализа четырех аэрозольных фильтров (всего проанализировано 26 фильтров).

К преимуществам разработанной нами методики можно отнести простоту аналитической части, доступность реактивов и аппаратуры, отсутствие необходимости использовать масс-спектрометрию для расчетов концентрации $^{232}U$ и оптимальное время измерения (7–8 ч), достаточное для проведения радиационного контроля воздушной среды.

**Литература**


1. *Giaquinto J.M., Partridge J.D. Rapid preparation method for the measurement of trace U-232 in heu using resolve filters [Электронный ресурс]. – URL: http://www.eichrom.com/PDF/03-rapid-preparation-method-for-the-measurement-of-trace-u-232-in-heu-using-resolve-filters_final_10-07-13.pdf*
2. *Solatie D. Development and comparison of analytical methods for the determination of uranium and Plutonium in spent fuel and environmental samples [Электронный ресурс]. – URL: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/21103/developm.pdf?sequence=1.*
3. *Isolation and purification of Uranium isotopes for measurement by mass-spectrometry (233, 234, 235, 236, 238U) and Alpha-Spectrometry (232U) [Электронный ресурс] / R.E. Martinelli, T.F. Hamilton, T.A. Brown et al. – URL: https://marshallislands.llnl.gov/pdf/Martinelli_UCRL-TR_232228.pdf.*
4. *Gamma-spectrometric determination of 232U in uranium-bearing materials [Электронный ресурс] / J. Zsigrai, T. Cong Nguyen, A. Berlizov. – URL: http://arxiv.org/pdf/1501,04447.pdf.*
5. *The analysis of uranium-232:comparison of radiochemical techniques and an improved method by alpha spectrometry / M.E. Coleman, E.M. Bond, W.A. Moody et al. // J Radioanal. Nucl. Chem. – 2013. – [Vol.] 296. – P. 483–487.*
6. *Методика измерений объемной активности изотопов урана ($^{238}U$, $^{234}U$, $^{235}U$) в пробах природных (пресных и минерализованных), сточных и технологических вод альфа-спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой и спонтанным бестоковым осаждением". ФИФ Росстандарта № ФР.1.40.2013.15400. – Св-во об аттестации № 40073.3Г191/01.00294-2010 от 22.04.2013.*
7. *Дозиметрический контроль внутреннего облучения персонала предприятий ОАО "ТВЭЛ". – Регламент 2.6.1.05-2003.*
8. *Залецкий В.Э., Сапрыгин А.В., Овчинников В.Ю. Альфа-спектрометрический способ определения массовой доли $^{232}U$ в уране (варианты) (RU 2301991) [Электронный ресурс]. – URL: http://www.findpatent.ru/patent/230/2301991.html.*


# РАДИОАКТИВНОСТЬ НИЖНЕПЕРМСКИХ РИФОВЫХ МАССИВОВ В БАШКИРСКОМ ПРЕДУРАЛЬЕ


Л.Н. Белан, В.Н. Никонов, Л.Р. Шамсутдинова

ГУП НИИ безопасности жизнедеятельности РБ, Уфа, Россия, belan77767@mail.ru, nikon-ufa@mail.ru, sh_lyisan@mail.ru


# RADIO-ACTIVITY OF LOWER PERMIAN REEF ARRAYS IN BASHKIR PRE-URAL


L.N. Belan, V.N.Nikonov, L.R. Shamsutdinova

Research Institute of secure of life activity of the Republic of Bashkortostan, Ufa, Russia



В Башкирском Предуралье в нижнепермских палеорифах Предуральского краевого прогиба с фосфатизированной кровлей известняков повсеместно связана повышенная радиоактивность. Характерна прямая линейная зависимость между содержаниями $P_2O_5$ и урана. Уран также связан с битуминозными разностями известняков. Содержания урана достигают значения n·0,01%. Уран сопровождается радоновыми аномалиями. Урановые аномалии отмечены на нижнепермских рифах – шиханах близ г. Стерлитамак, в том числе на интенсивно разрабатываемом в качестве источника сырья для производства соды месторождении известняков Шах-Тау. Масса попутного урана, вовлеченного в технологический цикл содового производства, ориентировочно оценивается в 9500 тонн. Радиоэкологический аспект этой проблемы остается незамеченным.

Phosphate limestone in the lower Permian paleoreefs of the Bashkir Pre-Ural region is radioactive. Direct linear dependence is characteristic between contents of $P_2O_5$ and uranium. Uranium is also related to the bituminous differences of limestone. The content of uranium is arrived values of 0.01%. Uranium is accompanied by radon anomalies. Uranium anomalies are marked in lower Permian paleoreefs – so called Shikhans near Sterlitamak city, including on intensively worked mine Shakh-Tau as a source of raw material for the production of soda. Mass of uranium, engaged in the technological cycle of soda production, is estimated approximately 9500 tons. The environmental aspect of this problem is not researched.


В Башкирском Предуралье в нижнепермских палеорифах, маркирующих структурные швы Предуральского краевого прогиба, с фосфатизированной кровлей известняков повсеместно связана повышенная радиоактивность [2].

В 1950-е гг. выявлены аэро-гамма-съемкой и затем заверены бурением аномалии по рифовым массивам Дуванского района (Ярославская, Митрофановская и другие аномалии в западном борту Юрюзано-Сылвенской депрессии). Рифовые массивы сложены массивными коралловыми известняками сакмарского яруса нижней перми и перекрыты артинскими мергелями, аргил-

литами и песчаниками, образуя типичные структуры облекания с меридиональными длинными осями. В рельефе выражены в виде останцовых возвышенностей, как правило, в основании подрезаемых долинами водотоков, с относительным превышением до 70–100 м.

Наиболее детально изучена Митрофановская аномалия в 9,5 км южнее райцентра Дуван близ одноименной деревни. Она приурочена к структуре облекания Улькудинского рифового массива, ядро которого сложено битуминозными известняками сакмарского возраста, а крылья – терригенными породами таймеевской свиты артинского яруса. В последних отмечены подводно-оползневые брекчии и микродисклокации. На крыльях этой структуры углы падения пород достигают крутизны 45–80°. Битуминозное вещество в известняках до 0,1%, характерен также лигнитизированый детрит. В терригенных породах перекрывающих артинских слоев отмечен пирит.

На контакте артинских и сакмарских отложений выявлена зона фосфатизации с содержанием $P_2O_5$ 1,0–5,5% с максимальным значением 19%. На поверхности структуры радиоактивность составляет 20–212 мкр/ч при фоне 6 мкр/ч. Содержание урана в фосфатизированных породах 0,01–0,08%, тория до 0,01%. Отмечена прямая линейная зависимость между содержаниями $P_2O_5$ и урана. В многочисленных карстовых воронках неогеновое глинистое заполнение характеризуется радиоактивностью 120–150 мкр/ч. В подземных водах обнаружено наличие радона до 300 эман при фоне 5 эман.

По бортовому содержанию урана 0,01% скважинами и шурфами выделено линзовидное тело длиной 325 м с вертикальным сечением до 1000 м$^2$, средним содержанием урана 0,012%, ориентировочными запасами (в современном понимании – прогнозными ресурсами категории $P_1$) 50 тонн в пересчете на металлический уран. Сделан вывод о том, что содержания урана сингенетичны фосфатизированным известнякам.

Ярославский участок в Дуванском районе, в 1 км южнее дер. Сальевки, по строению и уровню радиоактивности сходен с вышеописанным Митрофановским. Выявлено несколько гамма-аномалий площадью от 60х25 до 600х120 м. Содержание урана по химическим анализам фосфатизированных известняков до 0,02%, тория до 0,01%.

В 1956 г. радиометрические исследования сопровождали разведку Ашинского месторождения фосфоритов в Миньярском районе Челябинской области на границе с Башкирией. Месторождение приурочено к зоне надвигового сопряжения Предуральского краевого прогиба с Каратауским поднятием рифейских толщ. Субстратом толщи фосфоритов являются фосфатизированные и доломитизированные органогенные известняки артинского яруса брекчиевой текстуры, падающие на запад под углами 45–80°. Мощность карбонатной пачки 200–220 м. Артинские карбонаты перекрываются алевролитами и сланцами с прослоями гипсов кунгурского яруса и подстилаются доломитами и известняками верхнего карбона.

Сильно закарстованная поверхность фосфатизированных известняков перекрыта корой выветривания, которая и является полезной толщей мощностью 1–70 м. Фосфориты желваковые и землисто-песчанистые. Сверху фосфориты перекрыты делювиальными глинами переменной мощности.

Контур фосфоритовой залежи совпадает с гамма-аномалией. На поверхности значения аномалии составляют 20–30 мкр/ч, возрастая там, где фосфориты выходят непосредственно на поверхность. В почвенном воздухе залежи установлено содержание радона (до 80–120 эман). С глубиной гамма-активность возрастает до 180–200 мкр/ч, а на входе в плотные невыветрелые фосфатизированные известняки резко снижается до 25–30 мкр/ч. По химическим анализа в фосфоритах Ашинского месторождения содержание урана до 0,02%, в среднем 0,003%. В пробах из шурфов отмечено наличие радия $9{,}15 \cdot 10^{-9}$% (9,15 мг/т). Установлена прямая линейная зависимость содержаний урана и фосфора. Всего на месторождении разведано 5,164 млн тонн фосфоритов. Запасы попутного урана оценены в количестве 150 т. Месторождение сопряжено с городом Аша.

Полоса проявлений фосфоритов, сопровождаемых аномалиями гамма-поля (Козинское и др.), прослеживается в артинских карбонатах на север и юг от Ашинского месторождения.

В Бельской депрессии Предуральского прогиба урановая минерализация обнаружена в 1950-е гг. в знаменитых нижнепермских рифах – шиханах близ г. Стерлитамак, в том числе на интенсивно разрабатываемом в качестве источника сырья для производства соды месторождении известняков Шах-Тау.

Массив Шах-Тау до начала разработки представлял собой останцовую гору длиной 1,3 км, шириной 980 м, высотой 336 м над уровнем моря с превышением (до начала разработки) над уровнем р. Белой на 210 м. Массив Шах-Тау сложен ассель-сакмарскими коралловыми известняками; восточный склон массива эродирован в предартинское время. Соответственно на восточном крыле наблюдается резкое несогласное налегание верхнеартинских отложений на ассель-сакмарские. На формирование тектоно-седиментационной структуры рифогенных отложений массива Шахтау оказали влияние также региональные дислокации Предуралья и, в частности, образование горста, выколовшего и приподнявшего горы-одиночки на 1000 м по сравнению с одновозрастными массивами западного борта краевого прогиба. Сочетание первичного накопления осадков рифогенных фаций и наложенных тектонических процессов привели к формированию массива, сложного по внутренней структуре.

Известнякам Шах-Тау присущи обычные качества известняков органогенных построек – химическая чистота, светлая окраска, массивность, отсутствие слоистости, пятнистость, большое разнообразие типов пород, их частая смена. В массиве встречаются доломитизированные известняки вторичного происхождения. В известняках описаны также газово-жидкие включения, мраморизация, сульфиды железа и меди, магнитные шарики, что рассматривается, как доказательство высокой тепловой активности недр в позднем палеозое – мезозое [3]. Отдельные зоны трещиноватости вмеща-

ют сульфидные прожилки халькопирит-пиритового состава, связанные с ними агрегаты малахита и азурита и натечные агрегаты родохрозита.

Известняки разрабатываются как сырье для производства пищевой соды. К настоящему времени от горы почти ничего не осталось.

По мере увеличения глубины отработки запасов растут содержания в карбонатах природных битумов и нефтепроявлений. Известняки месторождения Шах-Тау, расположенные ниже уровня земной поверхности, залегают в сложных гидрогеологических условиях со значительным притоком подземных вод с увеличением с глубиной концентраций сероводорода, хлор-иона и сульфат-иона.

На поверхности этого шихана в начале 1950-х гг. зафиксирована аномалия средней интенсивностью 70 гамм (максимальные значения 300 гамм) в фосфатизированной кровле массива. Содержания урана в них до 0,01–0,04% и гамма-активность до 300 мкр/ч. На более низких гипсометрических уровнях массива отмечена повышенная активность битуминозных фаций известняков (100 гамм, содержание урана до 0,02%, в среднем 0,01%).

В силу полной отработки фосфатизированной кровли этого массива и вовлечения в отработку битуминозных известняков можно ожидать наличие радионуклидов в отходах переработки известняков – в так называемых "белых морях" ОАО "Сода". В настоящее время экологическая опасность этого "моря" осознается, но с других позиций.

В работе [1] отмечено: "... органические вещества в известняке представлены в основном компонентами нефти и фенолом. В связи с увеличением в последние годы в составе сырья известняка органических веществ органического происхождения значительно изменилось содержание углеводородов и фенолов сточных водах. Это привело к возрастанию нагрузки на очистные сооружения предприятия и снижению эффективности очистки сточных вод. Увеличение нагрузки на очистные сооружения оказало влияние на состав воды, сбрасываемой с очистных сооружений в открытый водоем, т.е. в р. Белую. В связи с этим возникла необходимость повышения эффективности работы очистных сооружений ОАО Сода...". Как видим, о наличии в отходах радионуклидов нет ни слова.

Шихан Куш-Тау также представляет собой палеориф эллипсовидной в плане формы. Высотные отметки привершинной части колеблются от 300 до 375 м, подошвы горы в западной части – 120 м, в восточной – 175–200 м. У восточного подножья горы обнажены гипсы кунгурского яруса, несогласно перекрывающие известняки сакмарского яруса. Породы массива сильно трещиноваты и закарстованы. Ниже уровня подземных вод известняки битуминозные. Не исключено, что их осушение перед отработкой приведет к подтоку из глубины больших объемов сероводородных, загрязненных нефтепродуктами вод.

В фосфатизированной кровле известняков этого шихана в начале 1950-х гг. зафиксирована аномалия средней интенсивностью 30 гамм. Содержания урана в них до 0,01%. По аналогии с известняками Шах-Тау можно ожидать также повышенную концентрацию урана в битуминозных фациях.

Шиханы Тра-Тау и Юрак-Тау в морфологическом и структурно-геологическом отношении сходны с вышеописанными палеорифами.

В фосфатизированной кровле известняков массива Тра-Тау в начале 1950-х гг. зафиксирована аномалия средней интенсивностью 56 гамм. Содержания урана в кровле массива до 0,01%. Шихан Юрак-Тау также выделяется четкой аэро-гамма-аномалией.

Подчеркнем, что при остроте полемики республиканских экологов и предпринимателей относительно разработки стерлитамакских шиханов радиологический аспект этой проблемы остается незамеченным. Простой подсчет показывает, что при начальных балансовых запасах известняков в массиве Шихан-Тау 207 млн т и их остаточных запасах менее 17 млн т, всего добыто более 190 млн. т. Приняв среднее содержание урана в массиве 0,005% (50% от указанного выше значения 0,01%), получаем массу урана, прошедшего технологический цикл производства пищевой соды, в количестве 9500 т.

Возникает вопрос – куда делась эта масса? В лучшем случае соли урана вместе с жидкими отходами переработки известняков закачены в скважины либо отправились в "белое море", где в хлоркальциевой среде уран должен находиться в малоподвижном четырехвалентном состоянии, превратив хранилище отходов содового производства в радиоактивную помойку на окраине города Стерлитамака. Часть дистиллерной жидкости закачивается в ближайшие нефтяные месторождения для контурного заводнения вместо пресной воды, часть после осветления в "белом море" сбрасывается в р. Белую – крупнейшую водную артерию Башкортостана. Если в осветленной жидкости, сбрасываемой в реку, есть остаточные ионы урана, то существует опасность их накопления в донной органике с образованием вторичного источника загрязнения.

В связи с этим представляется настоятельно необходимым разностороннее изучение микрокомпонентного состава битуминозных и фосфатизированных известняков с ревизией радиометрических данных 50–60-летней давности. Достоверный радиометрический контроль, включая аэро-гамма-съемку, насущно необходим для оценки радиационной безопасности хранилища жидких отходов содового производства.

Этот аспект также необходимо иметь в виду при рассмотрении планов ОАО "Сода" приступить к разработке других стерлитамакских шиханов.

***Литература***

1. *Абдрахимов Ю.Р., Мотина Н.Н. Применение отходов производства ОАО "Сода" для очистки сточных вод предприятия // Реновация. Отходы-технологии-доходы. – Уфа, 2004. – С. 7–10.*
2. *Белан Л.Н., Никонов В.Н., Кутлиахметов А.Н. Экологические аспекты освоения техногенных объектов Башкирского Урала // Материалы научно-практической конференции "Перспективы создания новых горнорудных районов в европейской части России и на Урале", 2–4 апреля 2012 г., Москва.*

3. *Масагутов Р.Х., Ильменова О.Д. К вопросу о времени нефтеобразования в отложениях палеозоя Башкортостана // Минерально-сырьевая база Республики Башкортостан. Реальность и перспективы. – Уфа, 2002. – С.123–128.*

# ПРИМЕНЕНИЕ СКАНИРУЮЩЕЙ ЭЛЕКТРОННОЙ МИКРОСКОПИИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЭНЕРГО- И ВОЛНОДИСПЕРСИОННОГО СПЕКТРОМЕТРОВ ДЛЯ ХИМИЧЕСКОГО ДАТИРОВАНИЯ УРАН-ТОРИЕВОЙ МИНЕРАЛИЗАЦИИ

Д.К. Белянин[1,2], Н.С. Карманов[1], Е.В. Айриянц[1], С.М. Жмодик[1,2], В.А. Пономарчук[1,2]

[1]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия
[2]Новосибирский государственный университет, Новосибирск, Россия, bel@igm.nsc.ru

# THE APPLICATION OF SCANNING ELECTRON MICROSCOPY USING OF ENERGY- AND WAVE-DISPERSIVE SPECTROMETERS FOR CHEMICAL DATING OF URANIUM-THORIUM MINERALIZATION

D.K. Belyanin[1,2], N.S. Karmanov[1], E.V. Airiyants[1], S.M. Zhmodik[1,2], V.A. Ponomarchuk[1,2]

[1]Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia
[2]Novosibirsk State University, Novosibirsk, Russia

Представлены результаты химического датирования уран-ториевой минерализации в графитовых рудах Ботогольского месторождения, углеродистых сланцах Восточного Саяна, золото-урановых рудах Левитинского рудопроявления и золото-браннеритовых самородков из россыпи Озернинского рудного узла (Западное Забайкалье). Рассмотрены особенности применения волнового и энергодисперсионного спектрометров при изучении уран-торий-свинцовой системы с помощью сканирующей электронной микроскопии.

Presents the results of chemical dating of uranium-thorium mineralization in the ores of Botogol graphite deposit, carbonaceous shales of the Eastern Sayan and the gold-uranium ores Levitinskiy ore manifestation and gold-brannerite nuggets from placer Ozerninskiy ore cluster (Western Transbaikalia). Considered peculiarities of application of wave and energy dispersive spectrometers in the study of uranium-thorium-lead system using scanning electron microscopy.

Изначально метод химического датирования горных пород, предложенный А. Холмсом в 1911 г. [8], базировался на определении соотношения урана и свинца в урансодержащих минералах в соответствии с известным в это время уравнением распада: $U^{238} \rightarrow 8He + Pb^{206}$. При выборе минералов, которые можно уверенно использовать в качестве индикаторов возраста породы, использовались три критерия: 1) свинец не входил в состав минерала в момент его образования; 2) кроме радиоактивного распада урана, отсутствуют другие процессы, приводящие к образованию свинца; 3) отсутствуют процессы привноса-выноса свинца и урана. Дальнейшее развитие химического датирования связано с распространением электронно-зондового микроанализа (микрозонд) [15, 12, 14, 17, 16, 1]. Возрастающая популярность метода в варианте электронно-зондового микроанализа обусловлена его доступностью и относительно низкой себестоимостью единичного анализа. Кроме этого, несомненным достоинством метода является высокая локальность (2–3 мкм) и возможность анализа мономинеральных микроучастков, недоступная локальным изотопным методам анализа – SHRIMP и ICP-MS с лазерной абляцией. Следует отметить, что все работы по определению возраста химическим методом датирования выполнены с применением классического электронно-зондового микроанализа с волновой дисперсией. Однако в последнее время очень широкое распространения получает электронно-зондовый микроанализ в варианте сканирующего электронного микроскопа (СЭМ), оборудованного энергодисперсионным спектрометром (ЭДС). В работах [13, 4] показано, что методы ЭДС и волнодисперсионной спектрометрии (ВДС) обладают сопоставимыми метрологическими характеристиками при концентрациях определяемых компонентов выше 0.n %, поэтому представляет интерес изучение возможности применения ЭДС для химического датирования минералов. В данном сообщении приводятся примеры оценки возраста урановой и ториевой минерализации на СЭМ с использованием ВДС и ЭДС.

## Методика исследований

Препараты для изучения представляли собой либо выпиленные из образцов пластинки, либо залитые в эпоксидный компаунд фрагменты образцов, отполированные с применением алмазных паст и напыленные слоем углерода толщиной до 25 нм. Определение состава минералов проводилось на СЭМ MIRA 3 LMU (Tescan Orsay Holding), снабженном системами микроанализа INCA Energy 450+ X-Max 80 и INCA Wave 500 (Oxford Instruments Nanoanalysis Ltd). Типичные условия анализа для ЭДС: ускоряющее напряжение – 20 кВ; ток зонда – 1,6 нА; живое время набора спектров на образцах от 40 до 120 с. При данных условиях измерения разрешение рентгеновского спектрометра составляет 126–127

эВ на линии Mn $K_\alpha$, а размер зонда – 12 нм. Локальность анализа определяется размером области генерации рентгеновского излучения, которая достигает величины 2–3 мкм. Случайная погрешность определения основных компонентов (С >10–15%), обычно не превышает 1 отн.%. Нижняя граница определения Pb для целей химического датирования при живом времени набора спектра 60 с составляет 0,38–0,4 мас.%, а в случае увеличения живого времени набора до 120 с опускается до 0,22–0,24 мас.%, при этом случайная погрешность составляет 15–20 отн.%. В качестве аналитических использовались M-серии линий U, Th и Pb. Учет возможных взаимных наложений линий определяемых элементов осуществлялся обычным образом по алгоритмам программного обеспечения INCA Energy.

Определение U, Th и Pb с применением ВДС INCA Wave 500 выполняли при ускоряющем напряжении 20 кВ и токе пучка электронов 20 нА, при этом одновременно регистрировался энергодисперсионный спектр. В качестве аналитических использовались линии U Mβ, Th Mα, Pb Mα. Время измерения на пике линии для U и Th составляло 20–40 с, а для Pb достигало 200 с. Суммарное время измерения интенсивности фона с обеих сторон от пика линии было равно времени измерения на пике линии. Нижняя граница определяемых концентраций для Pb составляла 0,05%. При расчете концентраций учитывались наложения линий Th и Y на линию Pb Mα. В качестве образцов сравнения как для ВДС, так и для ЭДС использовали оксиды урана и тория ($UO_2$, $ThO_2$), а также пирофосфат свинца ($Pb_2P_2O_7$). Учет матричных эффектов в программном обеспечении INCA осуществляется методом XPP.

## Химическое датирование золото-урановых рудопроявлений Западного Забайкалья

В Западном Забайкалье Au-U минерализация установлена в трех районах: Озернинском рудном узле, Горбылок-Муйской и Талой-Ципиканской зонах [3]. В ***Озернинском*** рудном узле при отработке россыпей золота были обнаружены самородки (до 1,5 см) сложенные преимущественно браннеритом и золотом [5]. Содержание U, Th и Pb в браннерите незначительно варьирует. На снимках, сделанных в обратно-рассеянных электронах (ОРЭ), наблюдается блоковая пятнистость и присутствие включений размером менее 1 микрона обогащенных U и Pb (рис. 1). Данные ЭДС и ВДС по содержанию Pb и U (определение точечным зондом) незначительно различаются. В среднем содержание Pb по данным ЭДС меньше на –3 отн.% ($100[Pb_{ЭДС} - Pb_{ВДС}]/Pb_{ВДС}$). Содержание U по данным ЭДС в среднем меньше на –1 отн.%. Для Th данные ЭДС и ВДС хорошо коррелируют, в редких случаях наблюдаемые различия достигают 3 отн.%. Оценки возраста браннерита с использованием химического датирования по данным ЭДС и ВДС в среднем составляют 215±18 и 221±18 (число замеров (n) 29) млн лет, а изохронный возраст ($U^*$-Pb) 403±99 и 79±72 млн лет. Основная часть датировок попадает в интервалы 200–220 и 200–235 по данным ЭДС и ВДС, соответственно. При исследовании состава браннерита с помощью ЭДС была проведена серия замеров малыми растрами. Основная часть датировок по данным ЭДС в малых растрах составляет 220–235 млн лет, средняя оценка 234±13 млн лет (n 24) изохронный возраст ($U^*$-Pb)

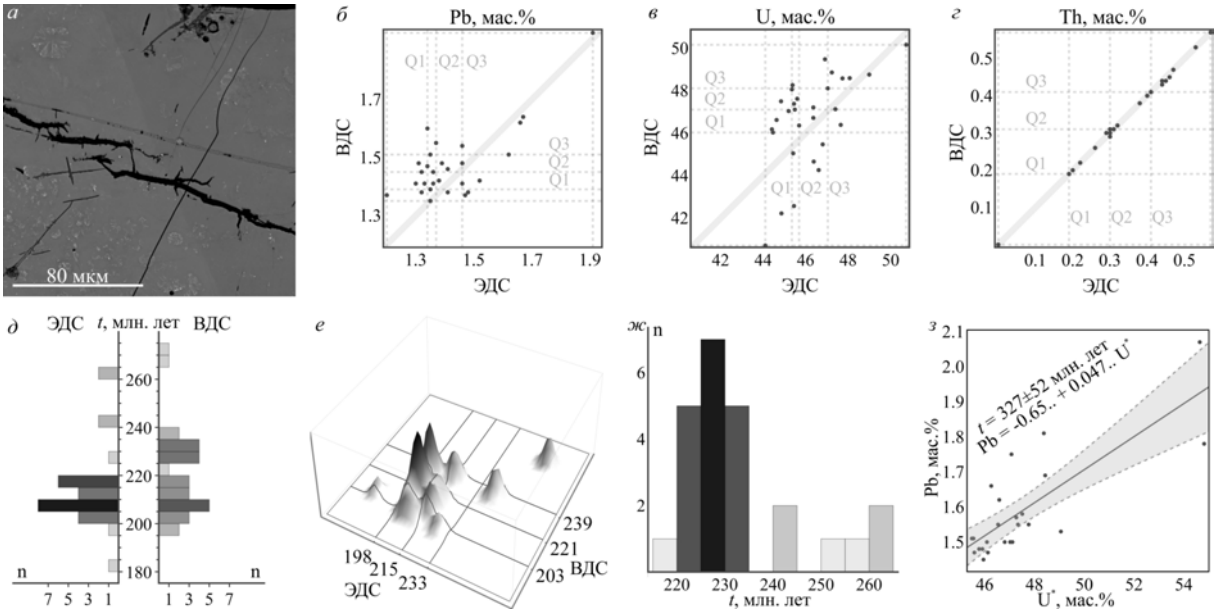



***Рис. 1.*** *Озернинский рудный узел, золото-браннеритовый самородок. Снимок в ОРЭ (а) браннерита и диаграммы содержания Pb, U и Th в браннерите (б, в, г) по данным ВДС и ЭДС (точечный зонд); гистограммы (д) и график плотности (е) распределения оценок возраста браннерита по данным замеров ЭДС и ВДС с использованием точечного зонда; гистограмма распределения (ж) оценок возраста и изохрона $U^*$-Pb (з) по данным замеров ЭДС в малых растрах*

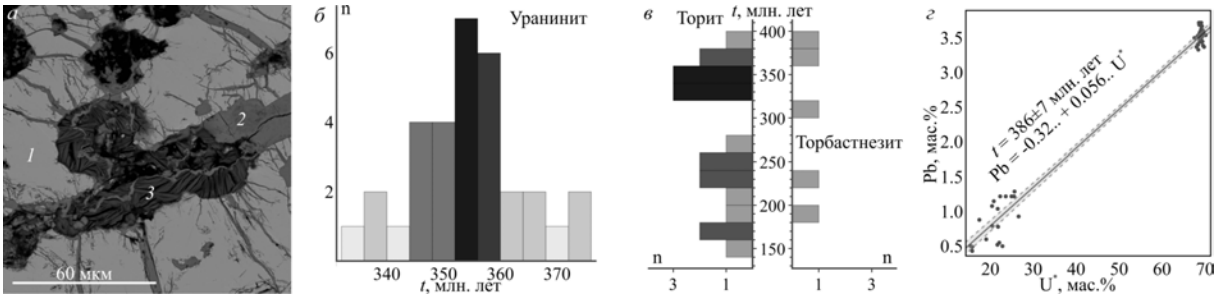



***Рис. 2.*** *Левитинское золото-урановое проявление. Снимок в ОРЭ (а) уранинита (1), торита (2) и торбастнезита (3) и гистограммы распределения оценок возраста этих минералов по данным ЭДС (малый растр) (б, в); изохрона U*-Pb с составами уранинитов и торитов (г)*

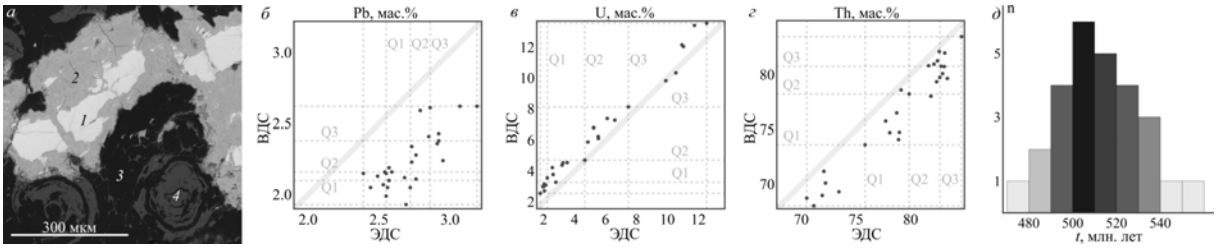



***Рис. 3.*** *Ботогольское месторождение графита. Снимок в ОРЭ (а) торианита (1) замещающегося торитом (2) в ассоциации с графитом (3), роговой обманкой и эгирин-геденбергитом (4); диаграммы содержания Pb, U и Th в торианите (б, в, г) по данным ЭДС и ВДС (точечный зонд) и гистограмма распределения оценок возраста по данным ВДС (д)*

327±52 млн лет. Основная часть оценок возраста браннерита по данным анализа ВДС и ЭДС точечным зондом и ЭДС в малом растре варьирует в диапазоне 200–235 млн лет, что, в целом, сопоставляется с возрастом формирования заключительных фаз раннемезозойской Монголо-Забайкальской магматической области 195–225 млн лет, в периферических зонах влияния мантийного плюма [8].

***Левитинское*** золото-урановое проявление находится в Северном Прибайкалье в Южно-Муйском хребте, среднее течение р. Горбылок. Рассматриваемое жильное проявление приурочено к осадочно-метаморфической толще муйской серии нижнего протерозоя. Жильные тела локализуются в зоне окварцевания, пиритизации и анкеритизации в карбонатных породах и сланцах [3]. Радиоактивные минералы представлены уранинитом, торитом и торбастнезитом. Торит, как правило, развивается по трещинам в уранините, а торбастнезит выполняет полости и замещает торит (рис. 2). Среднее значение оценок возраста уранинита (ЭДС, малый растр) из золото-уранинитовых руд участка Левитинский – 354±10 (n 32) млн лет, изохронный возраст (U*-Pb) 176±237 млн лет. Торит и торбастнезит обладают более невыдержанными оценками возраста 140–400 млн. лет, в среднем 279±78 (n 19) и 298±90 (n 5) млн лет, изохронный возраст 409±114 и 548±76 млн лет. Для торита наблюдается сосредоточение оценок возраста в диапазоне 320–380 млн лет. Изохронный возраст (U*-Pb) по объединенным данным уранинита и торита составил 386±7 млн лет. В трещине заполненной измененным торитом было установлено зерно акцессорного циркона. Рассчитанный методом химического датирования возраст данного зерна – 1965 млн лет. Оценки возраста по уранините соответствует эндогенному урановому рудогенезу Северного Прибайкалья в связи с девон-карбоновой (0,4–0,3 млрд лет) тектономагматической активизацией Ангаро-Витимского геоблока [7].

## Химическое датирование Ботогольского месторождения

Радиоактивные минералы в исследуемых образцах ***Ботогольского*** месторождения графита представлены торианитом, уранторианитом и торитом. Находятся в ассоциации с концентрически-зональными агрегатами сложенными графитом, эгирин-геденбергитом и роговой обманкой (рис. 3). Торит обладает невыдержанным составом (метамиктное преобразование), замещает торианит. Разница между данными ЭДС и ВДС (относительно ВДС) по содержанию в торианите Pb, U и Th в среднем составляет 21 отн.% (Pb), –19 отн.% (U) и 3 отн.% (Th). Расхождение результатов ЭДС и ВДС по определению содержания Pb и U при высоких содержаниях Th может быть связано с некорректной обработкой спектров ЭДС для этой системы. Средняя оценка торианита по данным ЭДС и ВДС при анализе точечным зондом составляет 624±28 и 512±19 (n 27) млн лет, изохронный возраст (Th*-Pb) 486±71 и 558±53 млн лет. Оценки возраста торианита по данным ВДС можно сопоста-

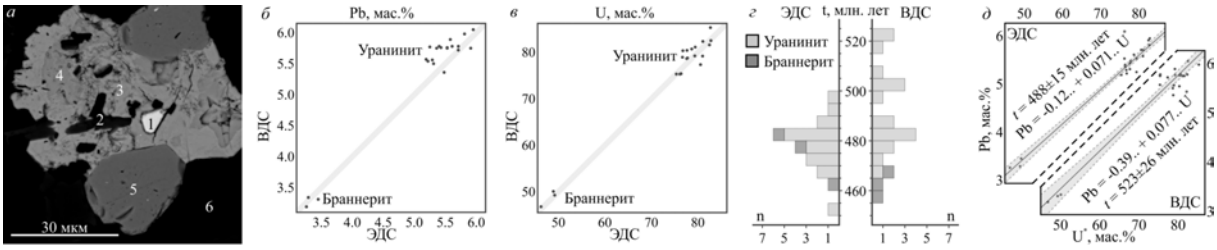



***Рис. 4.*** *Углеродисто-кремнистый сланец участка Убэр-Жадой. Снимок в ОРЭ (а) включения браннерита (1) совместно с чешуйками графита (2) в халькозине (3), в ассоциации сфалерита (4), пирита (5), калиевого полевого шпата и кварца (6); содержание в уранините и браннерите Pb (б) и U (в) по данным ЭДС и ВДС и гистограмма распределения оценок возраста (г) браннерита и уранинита (точечный зонд); изохроны U*-Pb с составами уранинитов и браннеритов по данным ЭДС и ВДС (д)*

вить с результатами датирования, полученными для Ботогольского массива Rb-Sr изохронным методом (492±11 Ma) и K-Ar (по биотиту, 521 и 492 Ma) [6]. Эти данные свидетельствуют о формировании торианита и графита на магматической стадии. Изотопные значения С графита в ассоциации с торианитом (анализ микронавесок ~1 мкг) составили –8,1/–5,7 ‰, а чистого графита –5,1/–10,7 ‰, указывающие на мантийный источник углерода. Формирование Ботогольского щелочного массива соответствует времени проявления неопротерозойского плюмового магматизма [18].

### Химическое датирование углеродисто-кремнистых сланцев Восточного Саяна

Углеродисто-кремнистые (серицит-кварцевые) сланцы дабанжалгинской свиты Восточного Саяна характеризуются повышенным содержанием U, Au, Ag, Pt, Pd, Mo, V, P, Cu [2]. Радиоактивные элементы образуют минералы (уранинит, браннерит) в ассоциации с углеродистым веществом и сульфидами, а также входят в состав безводных фосфатов (ксенотим, монацит). В углеродисто-кремнистых сланцах участка ***Убэр-Жадой*** составы уранинита и бадделеита по данным ЭДС и ВДС незначительно различаются (рис. 4). Разница между данными ЭДС и ВДС (относительно ВДС) по содержанию Pb в браннерите и уранините в среднем составляет 2 и –4 отн.%, а по содержанию U разница для обоих минералов в среднем составляет –1 отн.%. Содержание Th в уранините и браннерите, в большинстве случаев, по данным ЭДС ниже предела обнаружения. Оценки возраста уранинита по данным ЭДС и ВДС при анализе точечным зондом в среднем составляют 478±10 и 493±17 млн лет (n 18), изохронный возраст ($U^*$-Pb) 557±78 и 175±95 млн лет. Изохронный возраст по объединенным данным уранинита и браннерита составил 488±15 и 523±26 млн лет – результаты ЭДС и ВДС, соответственно. В углеродисто-кремнистых сланцах участка ***Дээдэ-Хара-Жалга*** урановая минерализация представлена Y-браннеритом и уранинитом. Среднее значение оценок возраста уранинита и Y-браннерита (ЭДС, малый растр) 500±23 (n 3) и 500±18 (n 15) млн лет, изохронный возраст 639±102 и 497±25 млн лет. Изохронный возраст по объединенным данным уранинита и Y-браннерита составил 506±10 млн. лет. В углеродистых кварц-серицит-полевошпатовых сланцах участка ***Эрье-Хара-Жалга*** урановая минерализация представлена уранинитом и замещающим его торбернитом $Cu(UO_2)_2(PO_4)_2\ 12H_2O$. Среднее значение оценок возраста уранинита (ЭДС, малый растр) 470±33 млн. лет (n 66), изохронный возраст 511±17 млн лет. Геохимическая специализация дабанжалгинской свиты и возраст урановых минералов могут быть сопоставлены с металлоносными раннекембрийскими (531±24 Ma [10]; 541±16 Ma [11]) черными сланцами южной и юго-западной части Китая, в которых обнаружены крупнейшие месторождения золота [2].

### Заключение

Таким образом, в дополнении к стандартным факторам, влияющим на корректность оценки возраста химическим методом датирования – закрытость U-Th-Pb системы, отсутствие значимых примесей нерадиогенного Pb, в случае применения СЭМ можно добавить ограничение на использование данных ЭДС для датирования минералов с высоким содержанием Th. Порог обнаружения Pb с применением энерго- и волнодисперсионного спектрометров был оценен на уровне 0,4 и 0,05 мас.%, что позволяет предположить минимально определяемый возраст уранинита 33 и 4 млн лет, браннерита 63 и 8, и торианита 102 и 13 млн лет. Следует учитывать, что при анализе ЭДС микрорельеф влияет на определение содержания элементов в меньшей степени при использовании малого растра по сравнению с точечным зондом.

*Работы выполнены в "ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН" в рамках государственного задания, проект VIII.72,2,3., при поддержке грантов РФФИ 15-05-06950 и 15-35-21024-мол_а_вед.*

***Литература***

1. *Вотяков С.Л., Щапова Ю.В., Хиллер В.В. Кристаллохимия и физика радиационно-термических эффектов в ряде U-Th-содержащих минералов как основа для их химического микрозондового датирования. – Екатеринбург : ИГиГ УрО РАН, 2011. – 340 с.*
2. *Типы углеродистых образований юго-восточной части Восточного Саяна / С.М. Жмодик, А.Г. Миронов, Д.К. Белянин и др. // Мат. Всерос. науч. конф. с междунар. участием "Благородные, редкие и радиоактивные эле-*

*менты в рудообразующих системах", посвященной 120-летию со дня рождения члена-корреспондента АН СССР, профессора Ф.Н. Шахова. – Новосибирск, 2014. – С. 239–244.*

3. *Золото-урановое оруденение Западного Забайкалья / С.М. Жмодик, А.Г. Миронов, Н.А. Росляков и др. // Мат. Всероссийской конференции (с международным участием) "Рудообразующие процессы: от генетических концепций к прогнозу и открытию новых рудных провинций и месторождений", посвященной 100-летию со дня рождения академика Н.А. Шило. – М. : ИГЕМ РАН, 2013. – С. 31.*
4. *Лаврентьев Ю.Г., Карманов Н.С., Усова Л.В. Электронно-зондовое определение состава минералов: микроанализатор или сканирующий электронный микроскоп? // Геология и геофизика. – 2015. – Т. 56. № 8. – С. 1473–1482.*
5. *Золото-браннеритовые самородки Озернинского рудного узла (Бурятия) / А.Г. Миронов, Н.С. Карманов, А.А. Миронов и др. // Геология и геофизика. – 2008. – Т. 49, № 10. – С. 984–989.*
6. *Никифоров А.В., Ярмолюк В.В. Раннепалеозойский возраст формирования и геодинамическое положение Ботогольского и Хушагольского массивов щелочных пород Центрально-Азиатского складчатого пояса // Докл. АН. – 2007. – Т. 412, № 1. – С. 81–86.*
7. *Минеральные ассоциации, эпохи и эволюция уранового рудогенеза в Северном Прибайкалье / В.М. Тюленева, Н.И. Чистякова, В.Т. Дубинчук и др. // Разведка и охрана недр. – 2009. – № 3. – С. 25–32.*
8. *Тектоно-магматическая зональность, источники магматических пород и геодинамика раннемезозойской Монголо-Забайкальской области / В.В. Ярмолюк, В.И. Коваленко, Е.Б. Сальникова и др. // Геотектоника. – 2002. – № 4. – С. 42–63.*
9. *Holmes A. The Association of lead with uranium in rock-minerals, and its application to the measurement of geological time // Proc. R. Soc. Lond. A. – 1911. – Vol. 85, Iss. 578. – P. 248–256.*
10. *Trace- and rare-earth element geochemistry and Pb–Pb dating of black shales and intercalated Ni–Mo–PGE–Au sulfide ores in Lower Cambrian strata, Yangtze Platform, South China / S-Y. Jiang, Y-Q. Chen, H-F. Ling et al. // Mineralium Deposita. – 2006. – Vol. 41, Iss. 5. – P. 453–467.*
11. *Re-Os dating of polymetallic Ni-Mo-PGE-Au mineralization in Lower Cambrian black shales of South China and its geologic significance / J. Mao, B. Lehmann, A. Du et al. // Economic Geology. – 2002. – Vol. 97, Iss. 5. – P. 1051–1061.*
12. *Electron microprobe dating of monazite / J-M. Montel, S. Foret, M. Veschambre et al. // Chem. Geol. – 1996. – Vol. 131, Iss 1–4. – P. 37–53.*
13. *Newbury D.E., Ritchie N.W.M. Is scanning electron microscopy/energy dispersive spectrometry (SEM/EDS) quantitative? // Scanning. – 2013. – Vol. 35, Iss. 3. – P. 141–168.*
14. *Contributions to precision and accuracy of monazite microprobe ages / J.M. Pyle, F.S. Spear, D.A. Wark et al. // American Mineralogist. – 2005. – Vol. 90, Iss. 4. – P. 547–577.*
15. *Suzuki K., Adachi M., Tanaka T. Middle Precambrian provenance of Jurassic sandstone in the Mino Terrane, central Japan: Th-U-total Pb evidence from an electron microprobe monazite study // Sediment. Geol. – 1991. – Vol. 75, Iss. 1–2. – P. 141–147.*
16. *Suzuki K., Kato T. CHIME dating of monazite, xenotime, zircon and polycrase: Protocol, pitfalls and chemical criterion of possibly discordant age data // Gondwana Research. – 2008. – Vol. 14, Iss. 4. – P. 569–586.*
17. *Format and philosophy for collecting, compiling, and reporting microprobe monazite ages / M.L. Williams, M.J. Jercinovic, P. Goncalves et al. // Chemical Geology. – 2006. – Vol. 225, Iss. 1–2. – P. 1–15.*
18. *Carbon-13 and uranothorianite age dating in the Botogol alkaline massif graphites (Eastern Sayan, Russia) / S.M. Zhmodik, A.G. Mironov, N.S. Karmanov et al. // Mineralogical Magazine. Goldschmidt 2013 (Florence, Italy, 25–30 August 2013). – 2013. – Vol. 77б, Iss. 5. - P. 2608.*

## СОДЕРЖАНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В БИОЛОГИЧЕСКОМ МАТЕРИАЛЕ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В ЗОНЕ ТЕХНОГЕНЕЗА

А.И. Беляновская

Томский политехнический университет, Томск, Россия, toobiovet@mail.ru

## CONTENT OF RADIOACTIVE ELEMENTS OF THE SMALL MAMMAL BIOLOGICAL MATERIAL IN THE ANTHROPOGENIC IMPACT ZONES AND BACKGROUND AREAS.

A.I. Belyanovskaya

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

В данной статье рассматриваются особенности содержания химических элементов урана (U), и тория (Th), изученные методом инструментального нейтронно-активационного анализа, в пробах эмбриона, плаценты и печени мелкого млекопитающего вида Полевка рыжая (Myodes glareolus), отобранных около крупного медеплавильного завода (г. Ревда, Свердловская область).

As the title implies the article describes a specific of content of chemical elements uranium (U), and thorium (Th), studied with Instrumental neutron-activation analysis in samples of embryo, placenta and liver of small mammal species Vole red (Myodes glareolus), sampled near large copper-smelting plant (Revda, Sverdlovsk region).

Радиоактивными называются химические элементы с нестабильным атомным ядром, которые могут вызывать мутагенные изменения в живых организмах [1]. Уран и торий – наиболее известные представители члены семейства актиноидов, они являются элементами, встречающимися в природе в количествах, представляющих практический интерес, в отличие от других актинидов. В живом веществе их содержание несоизмеримо меньше, чем в неживой среде. Токсическое действие урана обусловлено его химическими свойствами и зависит от растворимости. Содержание U в органах и тканях животных и человека, по литературным данным, не превышает 0,1 мг/кг, эта величина для различных районов может варьировать [3]. Предположительно, уран необходим для нормальной жизнедеятельности животных и растительных организмов, однако его физиологические функции пока не выяснены. Основные источники поступления в организм: загрязненные вода, воздух, продукты питания [2]. Распределение тория в организме зависит от пути введения [2]. В результате накопления в костях тория и продуктов его распада в костном мозге и при наличии заметных следов тория в других органах и тканях возникают отдаленные последствия его воздействия.

Объектом исследования является биологический материал мелких и крупных млекопитающих, отобранный как в зоне техногенеза, так и на фоновых территориях.

1. Плацента, печень и эмбрион Полевки рыжей (Myodes glareolus), отобранной в зоне действия Среднеуральского медеплавильного завода, г. Ревда, свердловская область. Пробы отбирали сотрудники Института экологии растений и животных УрО РАН (г. Екатеринбург), всего было отобрано 20 особей вида.
2. Органы и ткани Свиньи домашней (Sus scrofa domesticus), отобранные на территории поселков Кижирово и Верхнее Сеченово, Томский район. Пробы отбирались сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии, Томского политехнического университета, всего было отобрано 50 проб.
3. Плацента жительниц г. Томска, Томская область. Пробы отбирала канд. мед. наук С.С. Станкевич (Сибирский государственный медицинский университет) всего было отобрано 10 проб.

Для анализа проб использовался метод инструментального нейтронно-активационного анализа, аналитик – с.н.с. А.Ф. Судыко. Данный метод ИНАА обладает рядом преимуществ по сравнению с другими, в том числе дает возможность определять в широком диапазоне (от n.1 до n.10–6%) содержание химических элементов. При этом не используется химическая подготовка проб, что исключает погрешности за счет привноса или удаления элементов вместе с реактивами [4].

Высокая чувствительность репродуктивной и пищеварительной системы может быть использована для индикации и прогнозирования степени воздействия радиоэкологической обстановки изучаемой области на живой организм, и определения специфики распределения урана и тория на каждой территории.

Результаты и обсуждение

Анализ статистической информации, полученной методом ИНАА, позволил построить информативные диаграммы распределения U и Th на каждой исследуемой зоне (рис. 1).

Диаграмма распределения U, Th в пробах биологического материала Полевки рыжей наглядно демонстрирует, что накопление U на территории контрольной и импактной зон и накопление Th на территории буферной и контрольной зон происходит по принципу “плацента > эмбрион > печень”, а значит, печеночный фильтр пропускает U и Th в организм животного. Плацента активно концентрирует Th, препятствуя его попаданию в эмбрион, что видно в пробах из буферной и контрольной территории. В пробах из импактной зоны барьерный механизм плаценты на осаждение Th нарушается, что приводит к его большему попаданию в эмбрион.

Одним из возможных показателей природы нахождения радиоактивных элементов в живом веществе является Th/U отношение. Согласно данным Л.П. Рихванова (1997) высокие (>5) торий-урановые отношения в почвах естественного залегания характерны только для районов с появлением торионосных геологических образований, а пониженные Th/U отношения (<3) в почвах при их естественном залегании установлены в районе расположения предприятий ядерного топливного цикла (Рихванов, 1997). Экстраполяция основного принципа соотношения данных элементов в почве на живой

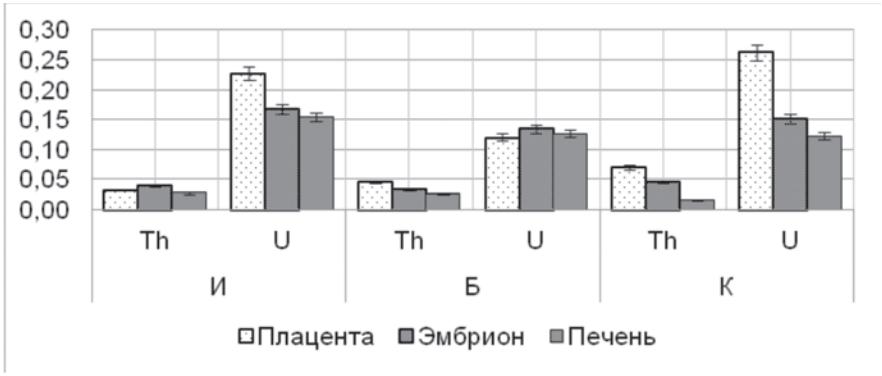



***Рис. 1.*** *Содержание U, Th в пробах биологического материала полевок на разных территориях, мг/кг зольного остатка*

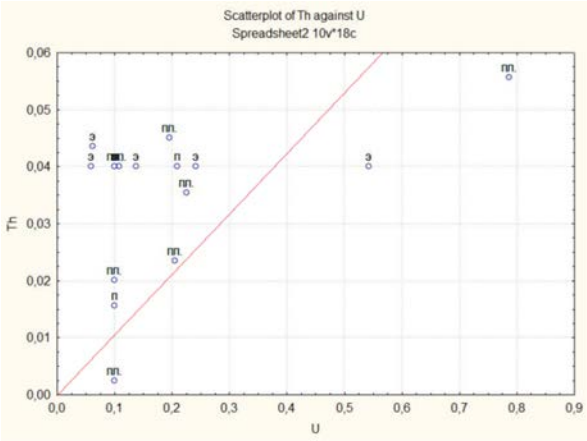



***Рис. 2.*** *Th/U отношение в биологическом материале рыжей полевки, на территории импактной зоны: п – печень, пл. – плацента, э – эмбрион*

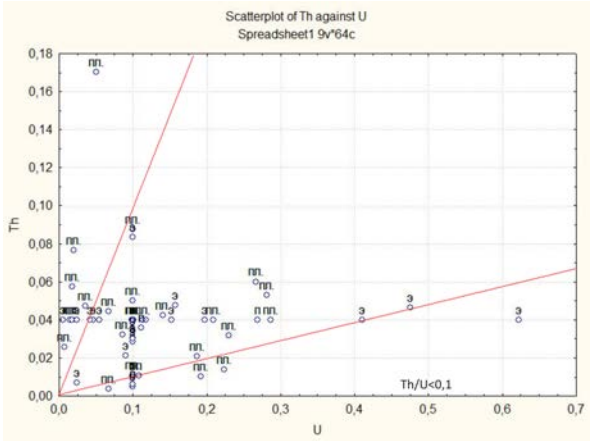



***Рис. 3.*** *Th/U отношение в биологическом материале рыжей полевки, на территории буферной зоны: п – печень, пл. – плацента, э – эмбрион*

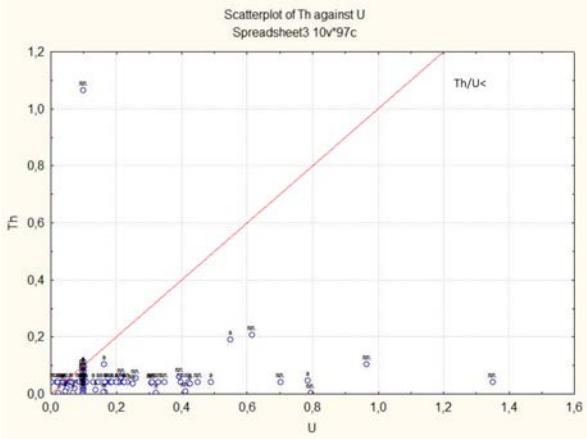



***Рис. 4.*** *Th/U отношение в биологическом материале рыжей полевки, на территории контрольной зоны: п – печень, пл. – плацента, э – эмбрион*

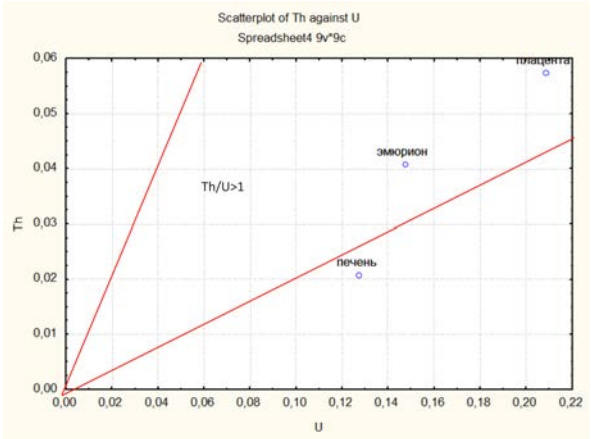



***Рис. 5.*** *Th/U отношение в разном биологическом материале рыжей полевки на всех исследуемых территориях*

организм вполне возможен, при учете различий в порядке содержания элементов. При этом очевидно, что само соотношение будет меняться в зависимости от наличия фактора техногенеза.

Точеные диаграммы распределения Th/U отношения на каждой исследуемой зоне представлены на рисунках 2–4.

Th/U отношение в биологическом материале Полевки рыжей делится на 2 группы: у большинства проб Th/U>0,1, причем такое отношение встречается в каждом виде биологического материала, в то время как обнаружено 3 пробы (2 плаценты и 1 эмбриона) с пониженым относительно данной выборки Th/U<0,1. Th/U<0,1 на территории импактной зоны в печени не встречается.

На территории буферной зоны Th/U отношение в пробах биологического материала Полевки рыжей лежат в пределах Th/U>1; 1>Th/U>0,1; Th/U<0,1. Повышенное относительно взятой выборки отношение наблюдается в пробах плаценты и эмбрионов, и захватывает наименьше число проб, в пробах печени не наблюдается. Соотношение 1>Th/U>0,1 отмечается в большинстве проб взятой выборки, оно распространяется на все пробы печени, и обнаруживается также у эмбрионов и плацент. Самое низкое для выборки отношение Th/U<0,1 отмечается только в пробах эмбрионов и плацент.

Самое высокое для изучаемой выборки Th/U отношение отмечается в пробах из контрольной зоны, здесь оно колеблется от 1>Th/U<1, большинство проб лежит в пределах Th/U<1. Обнаружена проба плаценты (возможно, ураганная) с аномально высоким содержанием Th.

При сравнении Th/U отношения в разных видах биоматериала на всех изучаемых территориях, отмечается наиболее высокое отношение в пробах плаценты, а самое низкое в печени. В большинстве проб Th/U отношение больше 1.

**Выводы**

По результатам проведенного исследования можно сделать следующие выводы:

1. Накопление U на территории контрольной и импактной зон и накопление Th на территории буферной и контрольной зон происходит по принципу плацента > эмбрион > печень. Печеночный фильтр пропускает U и Th в организм животного.
2. Плацента активно концентрирует Th, препятствуя его попаданию в эмбрион, что видно в каждом временном промежутке.
3. Th/U на территории импактной зоны колеблется в пределах 1>Th/U>0,1. На территории буферной зоны обнаружена проба с Th/U>1 (плацента), пределы варьирования 2>Th/U>1; 1>Th/U>0,1; 0,1<Th/U. На фоновой территории Th/U>1; Th/U<1.

***Литература***


1. *Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология / А.П. Авцын, А.А. Жаворонков, М.А. Риш и др. – М. : Медицина, 1991. – С. 496.*
2. *Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем : автореф. дис. … докт. биол. наук. – Томск, 2011. – 46 с.*
3. *Дозообразующие радионуклиды [Электронный ресурс] // PRoATOM. – URL: http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=2995 (дата обращения: 19.11.2015).*
4. *Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Сухих Ю.И. и др. – Томск : Курсив, 2006. – 216 с.*


# ПЕРСПЕКТИВЫ ГЕОСОЛИТОННОЙ ТЕХНОЛОГИИ ПОИСКА И РАЗВЕДКИ МЕСТОРОЖДЕНИЙ СТРАТЕГИЧЕСКОГО СЫРЬЯ В ОТЛОЖЕНИЯХ БАЖЕНОВСКОЙ СВИТЫ


Р.М. Бембель[1], И.А. Щетинин[2]

Тюменский государственный нефтегазовый университет, г. Тюмень, [1]rmbembel@rambler.ru, [2]ivan.schetunin@emerson.com


# PROSPECTS OF GEO-SOLITION TECHNOLOGIES FOR PROSPECTING AND EXPLORATION OF DEPOSITS OF STRATEGIC RAW MATERIALS IN THE SEDIMENTS OF THE BAZHENOV FORMATION


R.M. Bembel, I.A. Schetinin

Tyumen State Oil and Gas University, Tyumen



С геосолитонными трубками связано большинство месторождений нефти и газа в Западной Сибири. По результатам геохимического анализа в этих трубках обнаружены аномально высокие концентрации химических элементов, представляющих стратегическое сырье. Предлагается опробовать и разработать технологии совместной разведки и добычи углеводородов и редкоземельных элементов в очагах геосолитонной дегазации.

With geosoliton tubes accounts for the majority of oil and gas fields in Western Siberia. According to the results of geochemical analysis in these tubes, an anomalously high concentration of chemical elements representing a strategic raw material. It is proposed to test and develop technologies for the joint exploration and exploitation of hydrocarbons and rare earth elements in the centers of the geo-solition degassing.


В эфир-геосолитонной концепции (ЭГК) расширяющейся Земли, в отличие от всех геологических гипотез XIX, XX и XXI вв. ведущая роль в механизме пульсации земной коры отводится космологическим, геохимическим и термодинамическим процессам. Впервые основной причиной рифтогенеза в ЭГК принято химическое превращение твердых горных пород земной коры в газ (парообразную воду), который по вертикальным трещинам (геосолитонным трубкам) поднимается в верхнюю часть литосферы, формируя и пополняя все водоемы, включая реки, озера, моря и океаны. Резкие провалы в очагах образования парообразной воды в результате химических реакций водорода, восходящего из ядра Земли, с кислородом, содержащимся в твердых алюмосиликатах, окислах металлов и неметаллов, формируют все рифты на Земле, включая рифты во всех срединных океанических хребтах. Таким образом, вода на Земле и всех других телах Солнечной системы (включая Солнце) образуется из водорода, порождаемого в ядре и нижней мантии и кислорода в окислах твердых горных пород [2–5].

Явление метаморфизма и магматизма с образованием различных по химическому составу газов проявляется почти при каждом геосолитонном импульсе за счет мгновенного расширения реальных газов, что и сопровождается резким повышением температур.

При мощной энергии геосолитонных импульсов в геосолитонных трубках (ГТ) может происходить термоядерный синтез химических элементов, сопровождающийся землетрясениями и увеличением объема массы Земли за счет космического эфира. Геосолитоны транспортируют в газообразном и распыленном виде веще-

ство горных пород вверх, на дневную поверхность, выбрасывая его в вулканах и при холодных извержениях ледников, формирующих большинство месторождений полезных ископаемых.

В ЭГК гравитационное притяжение (то есть, давление космического эфира на Землю) является первопричиной сжатия всей планеты. Однако максимальное сжатие (до 3 и более миллионов атмосфер) происходит в ядре планеты, где эфир превращается в протоны и электроны, то есть, весомое вещество в виде вырожденного нейтронного газа. При этом, согласно законам термодинамики реальных газов, в ядре Земли (как и в ядрах всех других космических тел) устанавливается минимальная температура, близкая к абсолютному нулю. Энергия в ядрах космических тел сконцентрирована в поле давления, тогда как кинетическая и тепловая формы энергии близки к нулю.

Практика геологоразведочных работ в Западной и Восточной Сибири показала, что локальные очаги геосолитонной дегазации, порождающие малоразмерные геосинклинали, являются как раз теми самыми поисковыми признаками, открывающими богатые месторождения различных полезных ископаемых, включая нефть, газ, металлы, алмазы и стратегическое сырье.

Эфир-гравитационное сжатие и геосолитонное расширение взаимодействуют всегда на протяжении всей геологической истории. В ЭГК, в отличие от концепции М.А. Усова, в целом преобладает расширение за счет постоянного потребления эфира и его энергии, что и является главной первопричиной роста массы, радиуса и объема нашей планеты, как и Солнца, Луны и других активно растущих тел во Вселенной. Геосолитонное расширение проявляется как следствие быстрого роста гравитационного сжатия, выполняя при этом роль механизма гармонично управляющего безопасной эволюцией звезд и планет.

В ЭГК, как и в концепции М.А. Усова, вслед за резким гравитационным сжатием в каком-либо месте Земли, происходит ответная реакция в виде геосолитонного расширения. Как и в концепции Усова, в ЭГК складчатость горных пород является одной из основных форм тектогенеза, обусловленной геосолитонным расширением в ответ на гравитационное сжатие. Однако в ЭГК имеются и существенные различия с концепцией М.А. Усова. Так, например, важнейшей формой тектогенеза в ЭГК является рифтогенез, то есть образование впадин, геосинклиналей, озер, морей и океанов. Все эти формы тектонического движения в ЭГК рассматриваются как сжатия земной коры, вызванные геохимическими последствиями геосолитонного механизма, превращающего часть твердых горных пород в водяные пары, пыль и другие газы, после чего почти всегда проявляются различной величины провалы, заполняемые впоследствии образовавшейся из водяных паров водой.

Интрузии и вулканизм в ЭГК рассматриваются как термодинамические следствия геосолитонной дегазации различных по химическому составу газов. Если в составе газов повышенное содержание водорода, то образуются магма ультраосновного и базальтового состава. Например, при извержениях вулканов в Исландии содержание водорода превышает 60% от общего объема выбрасываемых газов. Поэтому Исландские вулканы формируют базальтовую и ультраосновную магму и обладают самыми высокими температурами извержений вулканов. Если при геосолитонной дегазации преобладают кислые газы (пары воды, окиси углерода, сероводород, углеводородные газы и т.п.), то образуются вязкие кислые магмы (граниты, андезиты, диариты). В этом случае геосолитонная дегазация проявляется в форме диапиризма и горообразования.

Во многих геологических гипотезах XX в. существовало ошибочное представление о постепенном затухании всей тектонической активности Земли настолько, что даже предсказывалось исчезновение геосинклинальных областей и полное господство только платформ и древних щитов. Подобные представления противоречат ЭГК активно растущей Земли, в рамках которых, наоборот, геосолитонная активность возрастает и увеличивает число геосинклиналей, которые теперь возникают внутри древних платформ. А.Д. Архангельский, как и в ЭГК, тоже считал, что на древних платформах могут вновь зарождаться новые геосинклинали. Ярким примером, подтверждающим возрождение геосинклиналей на древних платформах, являются озеро Байкал и Западно-Сибирская низменность. Эти две молодые геосинклинальные области возникли на Сибирской древней платформе в мезозойское и третичное время.

Благодаря проведению в Западной Сибири детальных работ по технологии высокоразрешающей объемной сейсморазведки нам удалось установить важную закономерность строения глубинных разломов, которая коренным образом изменяет традиционные представления об этих геолого-тектонических элементах строения Земли [1, 2]. Оказалось, что главными элементами большинства глубинных разломов являются не плоские и гладкие вертикальные поверхности, а узкие, скорее цилиндрические по форме, тела, названные нами геосолитонными трубками (ГТ). Образование ГТ в Земле происходит благодаря импульсно-вихревому энергомассопереносу из глубинных геосфер за счет геосолитонной дегазации Земли. Именно этот вихревой перенос вещества и энергии и был назван новым термином геосолитоны [1]. Понятие о геосолитонах коренным образом изменило представление о строении глубинных разломов. Первоначальное движение геосолитонов осуществляется по направлению градиента поля давления на всех глубинах, которое, как правило, совпадает с направлениями по радиусу Земли. Вещество, способное передвигаться по ГТ на больших глубинах, может находиться только в газовой фазе, так как диаметр субвертикальных трещин близок к величинам, совпадающим с размерами элементарных частиц протонов и электронов (около 1 ангстрема, т.е. $10^{-10}$ м). В верхней мантии диаметры трещин увеличиваются до нескольких нанометров, а еще выше, в земной коре, до нескольких микрометров. Столь малые размеры диаметров каналов дегазации ограничивают возможность перемещения по ним глубинного вещества в основном в форме отдельных атомов и простых молекул. И только в самых верхних интервалах мантии и земной коры возможно пере-

мещение геосолитонов, содержащих в распыленном виде более сложные молекулярные соединения и горные порода.

Месторождения стратегического сырья и графитовые формы углерода в ГТ могут быть связаны с термоядерным синтезом ядер химических элементов при геосолитонной дегазации. Алмазы в кимберлитовых ГТ и метан, вероятно, тоже являются результатом мощных геосолитонных взрывов, сопровождающихся реакциями термоядерного синтеза углерода из ядер глубинного гелия.

Одно из основных отличий ЭГК от общепринятых геолого-космологических представлений в ортодоксальном естествознании заключается в характере источников энергии и химического вещества, определяющих основные геологические процессы в земной коре. Если в ЭГК эти источники связаны с веществом и энергией, образующимися из материи и энергии космического эфира в ядрах Земли и других планет, то в ортодоксальных концепциях, отрицающих существование эфира и возможность его превращения в вещество планет и звезд, такими источниками энергии и вещества являются падающие на Землю из космоса метеориты и астероиды. Особенно четко контраст между концепциями проявляется при рассмотрении проблем так называемых "астроблем".

Самые высокие температуры в Земле, достигающие многих десятков миллионов градусов, возникают при взрывном расширении реальных газов внутри трещин в твердой мантии Земли. При этом на короткие мгновения внутри холодной литосферы на доли секунды создаются благоприятные термобарические условия для успешного термоядерного синтеза ядер любых химических элементов. Академик П.Л. Капица считал, что идеальные условия для успешного термоядерного синтеза химических элементов могут быть лишь при чрезвычай-

*Таблица 1. Коэффициент концентрации углеводородов и микроэлементов в осевой части Пулытьинской геосолитонной трубки*

| Вещество | Коэффициент концентрации относительно фона | Вещество | Коэффициент концентрации относительно фона | Вещество | Коэффициент концентрации относительно фона |
|---|---|---|---|---|---|
| | | *Газообразные и парообразные УВ* | | | |
| гелий | 38,5 | пропан | 9,99 | пентен-2-транс | 15,0 |
| водород | 44,02 | пропил | 7,27 | 2-метил-пентан | 12,72 |
| Углекислый газ | 7,4 | Н-бутан | 9,55 | Н-гексан | 17,47 |
| кислород | 1,16 | 3-метил-бутен-1 | 15,92 | Гептан-1 | 15,47 |
| метан | 69,05 | 2-метил-бутан-1 | 9,54 | Н-гептан | 27,01 |
| этан | 10,23 | 2-метил-бутен-1 | 12,15 | Н-октан | 12,03 |
| этен | 9,01 | Н-пентан | 18,00 | | |
| | | *Высокомолекулярные УВ* | | | |
| декан | 3,69 | пристан | 5,79 | эйкозан | 37,00 |
| ундекан | 5,37 | октадекан | 7,41 | неоэйкозан | 14,44 |
| адамантан | 4,36 | фитан | 5,57 | доказан | 10,69 |
| тетрадекан | 3,87 | антрацен | 14,91 | трикозан | 40,06 |
| гептадекан | 3,63 | нонадекан | 7,27 | тетракозан | 15,32 |
| тридекан | 3,31 | | | | |
| | | *Ароматические УВ* | | | |
| бензол | 2,8 | Этилбензол | 5,4 | метаксилол | 4,5 |
| толуол | 8,2 | параксилол | 4,6 | изоприл-бензол | 6,7 |
| | | *Микроэлементы* | | | |
| медь | 1,54 | молибден | 2,70 | литий | 2,60 |
| цинк | 1,67 | серебро | 2,15 | ниобий | 1,63 |
| свинец | 1,72 | марганец | 4,15 | иттербий | 2,50 |
| никель | 3,30 | олово | 1,74 | цирконий | 2,61 |
| кобальт | 3,66 | висмут | 2,00 | фосфор | 2,72 |
| хром | 1,46 | барий | 2,97 | иттрий | 3,42 |
| ванадий | 1,92 | титан | 1,29 | германий | 2,0 |
| галлий | 1,71 | ртуть | 3,52 | | |

но большой разнице температур внутри реактора (где они должны составлять величины до 100000000 °K) и в стенках реактора, где температура стремится к абсолютному нулю [6].

В ЭГК растущей Земли главным источником энергии для высокоскоростной (и, следовательно, высокотемпературной) дегазации, порождающих в геосолитонных трубках термоядерный синтез большинства химических элементов, является энергия эфирного гравитационного давления, сфокусированная во внутренних сферах планет и звезд. Поскольку по мере роста массы Земли растет и величина давления в районе границы мантии и земного ядра, то тепловые потоки элементарных частиц протонов и электронов зарождаются этим полем давления и направляются во внешние геосферы Земли. В отличие от традиционных концепций, в ЭГК, благодаря физической возможности термоядерного синтеза, из атомов эфира и элементарных частиц во внутренних геосферах внутри Земли (как и в других планетах и звездах) образуются практически все химические элементы, известные из таблицы Менделеева. А также возникают различные вариации тепловых потоков, не только нагревающие, но и охлаждающие горные породы. В режиме нагревания в Земле реализуется термоядерный синтез химических элементов, извержения вулканов и потепление климата на поверхности Земли. В режимах охлаждающих тепловых потоков реализуются термобарические условия для формирования некоторых типов месторождений полезных ископаемых, формирование мерзлоты, ледников, локальные и региональные похолодания климата. Оба режима (потепление и похолодание) внутри Земли и на ее поверхности определяются и полностью контролируются собственными внутренними процессами геосолитонной дегазации в режимах отрицательного и положительного, соответственно, эффектов Джоуля-Томсона по законам термодинамики реальных газов. Аналогичные режимы тепловых вариаций, вероятно, происходят на большинстве космических тел, включая планеты и звезды.

На одной из выявленных в Западной Сибири геосолитонных трубок на Пулытьинской площади были проведены геофизические исследования методами объемной сейсморазведки, гравиразведки и магниторазведки. По результатам всех проведенных работ была выявлена аномалия кольцевой формы, соответствующая каналам геосолитонной дегазации.

На этой же Пулытьинской геосолитонной трубке был проведен комплекс литолого-геохимических исследований, включавший в себя анализ нескольких десятков химических соединений углеводородного ряда и несколько десятков химических микроэлементов (табл. 1)

Основной результат этих исследований: содержание самого легкого углеводородного газа метана в осевой части ГТ превышает фоновые значения более чем в 69 раз, гелия – в 40 раз, водорода – в 39 раз. Совместное высокое процентное содержание гелия, водорода и метана указывает на глубинное происхождение этих газов. Анализ нескольких десятков химических радикалов углеводородного ряда более высокомолекулярного состава, чем метан, показал, что и высокомолекулярные химические соединения тоже транспортируются вместе с газами по геосолитонным трубкам снизу вверх.

Геохимические методы исследований позволили обнаружить в осевой части геосолитонной трубки повышенную концентрацию редких микроэлементов, таких как ртуть, ниобий, кобальт, никель, висмут, иттрий, иттербий, медь, цинк и другие. Многие из этих элементов известны как сопровождающие углеводороды на нефтяных и газовых месторождениях Западной Сибири. Редкие стратегические микроэлементы попадают в верхние горизонты осадочной толщи, где формируются месторождения, по системе геосолитонных трубок, идущих с очень большой глубины. Признаком большой глубинности очагов геосолитонной дегазации является высокое содержание гелия и ртути. Данные по гелиевой съемке, полученные И.Н. Яницким, сравнивались с пространственной геометрией зон концентрации ГТ, полученным по данным сейсморазведки и бурения в Западной Сибири. Совместный анализ этих данных в 1995 г. привел нас к убеждению, что гелий поступает по системам ГТ из глубоких частей мантии, проходя через всю верхнюю мантию и земную кору.

Геосолитонные трубки в земной коре и твердых частях мантии Земли играют роль каналов проницаемости, по которым, прежде всего, из глубинных геосфер дегазируют "тощие" газы, диаметры атомов которых имеют порядок $10^{-9}$ м.

На атомарном уровне в термоядерном реакторе, роль которого выполняют геосолитонные трубки, образуются ядра гелия и большинства химических элементов таблицы Менделеева. Субатомные малоразмерные частицы этих элементов легко транспортируются аэрозольными потоками как чрезвычайно тонкие пылинки и поступают в конце концов в верхнюю часть земной коры. Вероятно, мощный аэрозольный поток способен переносить любые тяжелые химические элементы.

Таким образом, открываются совершенно новые высокоперспективные возможности в поисках и разведке не только нефти и газа, но и месторождений стратегического сырья в болотах Западной Сибири. Следует особое внимание обратить на возможность открытия в болотах Западной Сибири богатых месторождений редкоземельных и радиоактивных элементов, таких как уран, торий, цирконий, гафний, иттрий, рубидий, радий и другие. Эти и многие другие микроэлементы, имеющие глубинное происхождение, концентрируются в области каналов геосолитонной дегазации, с которыми связаны, в основном, месторождения углеводородов. Целесообразно опробовать технологии совместной разведки и разработки месторождений углеводородов и стратегического сырья с помощью газовой и нефтяной добычи в районах наиболее перспективных геосолитонных каналов. Особый интерес представляет, прежде всего, опробование разработки подобных технологий из интервалов высокорадиоактивной баженовской свиты Западной Сибири.

***Литература***

1. *Бембель Р.М. Высокоразрешающая объемная сейсморазведка сложнопостроенных ловушек углеводородов*

*: дис. ... докт. геол.-мин. наук. – Тюмень, 1992. – 219 с.*

2. *Бембель Р.М., Мегеря В.М., Бембель С.Р. Геосолитоны: функциональная система Земли, концепция разведки и разработки месторождений углеводородов. – Тюмень : Вектор Бук, 2003. – 344 с.*
3. *Бембель Р.М. Геосолитонная дегазация Земли и других космических тел // Материалы Всероссийской конференции "Дегазация Земли: геотектоника, геодинамика, геофлюиды, нефть и газ; углеводороды и жизнь" к 100-летию со дня рождения академика П.Н. Кропоткина. – М. : Институт проблем нефти и газа РАН, 2010. – С. 76–79.*
4. *Бембель Р.М., Мегеря В.М., Бембель С.Р. Результаты физико-геохимических исследований в дегазации геосолитонных трубок на примере Полутьинской площади (Западная Сибирь) // Материалы Всероссийской конференции "Дегазация Земли: геотектоника, геодинамика, геофлюид, нефть и газ; углеводороды и жизнь" к 100-летию со дня рождения академика П.Н. Кропоткина. – М. : Институт проблем нефти и газа РАН, 2010. – С. 79–82.*
5. *Бембель Р.М. Эфир-геосолитонная концепция растущей Земли. – Тюмень : ТГНГУ, 2016. – 403 с.*
6. *Капица П.Л. Плазма и управляемая термоядерная реакция. Нобелевская лекция 1978 г. // Теория. Эксперимент. Практика. – М. : Наука, 1987. – С. 99–117.*

# МНОГОЛЕТНИЙ МОНИТОРИНГ СОДЕРЖАНИЯ RA-226 В НЕКОТОРЫХ ТИПАХ МИНЕРАЛЬНЫХ ВОД

Н.Д. Бетенеков, С. Мирсаиди, Т.И. Михайлова, Д.В. Береснева

Уральский федеральный университет, Екатеринбург, Россия, ndbetenekov@urfu.ru

# MANY YEARS MONITORING OF RA-226 IN SOME TYPES OF MINERAL WATER

N.D. Betenkov, S. Mirasidi, T.I. Mikhailova, D.V. Beresneva

Ural Federal University, Ekaterinburg, Russia

Наиболее чувствительным методом определения урана, тория, радия и других $\alpha$-излучающих радионуклидов является метод $\alpha$-спектрометрии (минимально измеримая активность достигает 0,001 Бк при времени набора спектра $10^4$ с) [1, 2]. В этом случае основной задачей становится получение качественного источника, пригодного для измерения $\alpha$-спектра. Качество источника в данном случае будет определяться его толщиной и необходимым для получения качественного спектра содержанием альфа–излучателя. Для исключения самопоглощения $\alpha$-излучения источники должны быть тонкими, и активное вещество должно быть равномерно распределено по поверхности подложки. Для определения изотопов альфа–излучателя толщина источника не должна превышать 50–100 мкг/см$^2$. Удовлетворяющий этим требованиям альфа-источник не удается получить методом выпаривания на подложке аликвоты раствора и поэтому в этом случае получают альфа-спектр с неразрешенными пиками. Более качественные альфа-источники обычно готовят электролитическим путем на металлической подложке после выделения определяемых радионуклидов методом селективной экстракции, когда практически все $\alpha$-излучающие радионуклиды предварительно отделены от ионов солевого фона анализируемой пробы и количественно осаждаются на металлической подложке при электролизе. Недостатком этого метода является многостадийность и трудоемкость селективной экстракции и электроосаждения, требующих высокую квалификацию исполнителей анализа. Существенно более прост в исполнении метод сорбционного выделения определяемых радионуклидов с использованием тонких пленок неорганических соединений, нанесенных на поверхность плоских образцов [3]. Этот метод предложен нами еще в 1976 г. [3], а в настоящее время он широко используется в аналитической практике [4], так как он прост в исполнении и позволяет в одной стадии совместить процедуры концентрирования и изготовления тонкослойного альфа-источника с достаточно хорошим разрешением $\alpha$-спектра.

Как следует из данных, приведенных в [4], для пробы воды объемом 100 мл в условиях интенсивного перемешивания для радия практически полное извлечение (75–90%) диском на основе двуокиси марганца наблюдается за 6 часов контакта фаз. Очевидно, что приведенные результаты могут сильно зависеть от типа воды, ее солесодержания и ионного состава. Для выяснения влияния указанных факторов проведена проверка метода определения содержания радия в некоторых типах минеральных вод с помощью неорганического тонкослойного сорбента "$MnO_2$=ТАЦ", производство которого в виде дисков налажено на кафедре РХ и ПЭ УрФУ.

Известно, что двуокись марганца обладает высокой адсорбционной способностью по отношению к радию, урану и барию. Двуокись марганца можно наносить на различные носители, в частности, в данной работе осаждение $MnO_2$ производилось на поверхность триацетатцеллюлозы (ТАЦ), которая является основой для фотографических пленок. Один из подходов при нанесении слоя $MnO_2$ на поверхность ТАЦ – насыщение данного носителя двуокисью марганца в растворе перманганата калия и серной кислоты [5].

Исследование процесса сорбции радия тонкослойным сорбентом "$MnO_2$-ТАЦ" проводили на нескольких марках минеральных вод, которые можно наиболее часто встретить в розничной торговой сети г. Екатеринбурга. Так как минеральные воды являются подземными и могут контактировать с пластами урансодержащих горных пород, то они не редко загрязнены радием [6]. В данной серии опытов использовали такие минеральные воды, как "Нагутская-26", "Обуховская-10", "Славяновская", "Смирновская". Также была взята питьевая вода "Bon Aqua", которая не является минеральной водой и практически не содержит солей. Различная минерализация представленных вод позволяет установить роль солесодержания в процессе сорбции радия сорбентом "$MnO_2$=ТАЦ". Основные характеристики этих вод приведены в таблице 1. Особую роль при извлечении радия могут играть ионы кальция и магния, так как они, как и радий, являются щелочноземельными металлами, которые могут занимать сорбционные центры, создавая конкуренцию радию. Как видно из представленной таблицы, содержание этих элементов достаточно широко варьируется и, следовательно, их влияние так же может быть прослежено в экспериментах. Величина pH указанных в таблице вод колеблется в районе 6–7.

Исследование процесса сорбции радия из минеральных вод проводили с добавлением в воду в качестве радиоактивного отметчика Ra-224 с целью определения количественных характеристик процесса сорбции (степени сорбции, коэффициента распределения) и влияния на них различных факторов (времени контакта фаз, соотношения масс сорбента и объема раствора, солесодержания растворов).

Установлено, что при интенсивном перемешивании практически количественное извлечение радия из 50 мл воды "Обуховская-10" наблюдается за 6–8 часов контакта фаз, в дальнейшем степень извлечения возрастает незначительно. В случае эпизодического перемешивания для установления равновесия требуется не менее двух недель контакта фаз.

Для каждой марки воды экспериментально получена зависимость сорбционного отношения от удельного содержания поглотителя в сорбционной системе, на основании которой в соответствии с законом Генри может быть получена наиболее надежная оценка величины коэффициента распределения.

Из проведенных экспериментов и их результатов следует, что при сорбции радия двуокисью марганца выполняется закон Генри, так как величина $k_d$ не зависит от удельного содержания поглотителя в сорбционной системе и угловой коэффициент зависимости "$\lg\varepsilon - \lg[m]$" в большинстве случаев не отличается от единицы.

Исходя из полученных данных, можно сделать вывод о том, что коэффициент распределения радия наиболее высок для вод марок "Bon Aqua" и "Обуховская-10", которые содержат в себе наименьшее количество солей. Коэффициент распределения для этих вод находится на уровне $(1–3)\cdot10^6$ мл/г. Все остальные типы вод дают коэффициент распределения на уровне $(2–4)\cdot10^5$ мл/г. Учитывая погрешности определения всех величин, наиболее оптимальным вариантом является усреднение

*Таблица 1. Основные характеристики минеральных вод*

| Наименование | Солесодержание, мг/л | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Минерализация | $HCO_3^-$ | $SO_4^{2-}$ | $Cl^-$ | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Na^+ + K^+$ |
| Bon Aqua | ≤ 250 | <40 | <20 | 90–130 | 15–30 | 10–15 | <40 |
| Нагутская-26 | 3800–7500 | 2300–4300 | 50–250 | 150–600 | <100 | <100 | 1000–2000 |
| Обуховская-10 | 1700–2400 | 300–450 | <25 | 750–1150 | 10–50 | 5–25 | 600–800 |
| Славяновская | 3000–4000 | 1200–1500 | 800–1000 | 250–350 | 250–350 | <50 | 600–800 |
| Смирновская | 3000–4000 | 1200–1500 | 800–1000 | 250–350 | 250–350 | <50 | 600–800 |

*Таблица 2. Результаты радиохимического анализа минеральных вод*

| Марка воды | Содержание радия-226, Бк/л | | |
|---|---|---|---|
| | Эманационный метод [6] | Сорбция "$MnO_2$-ТАЦ"-α-спектрометрия | Сорбция Т-5-γ= спектрометрия |
| Bon Aqua | – | <0,005 | – |
| Нагутска-26 | – | 0,1±0,1 | – |
| Обуховская-10 | – | <0,005 | – |
| Славяновская | 4,1±0,5 5 (2010 г.) | 3,7±0,55 (2013 г.) | 4,5±0,6 (2013 г.) |
| | | 2,63±0,69 (2014 г.) | |
| | | 4,0±0,5 (2015 г.) | |
| | | 2,9±0,6 (2016 г.) | |
| Смирновская | 2,1±0,3 5 (2010 г.) | 3,7±0,55 (2013 г.) | 4,5±0,6 (2013 г.) |

коэффициента распределения для всех марок минеральных вод. В этом случае среднее значение коэффициента распределения составит $k_d=(6,8\pm2,5)\cdot10^5$ мл/г, что характеризует сорбент "$MnO_2$-ТАЦ" как чрезвычайно высоко специфичный к радию.

Тогда, воспользовавшись усредненной величиной коэффициента распределения, можно найти степень извлечения радия из любого объема раствора по формуле: $S = k_d[m]/(1+k_d[m])$, где $k_d$ – коэффициент распределения, мл/г; $[m]=m_c/V$ – удельное содержание поглотителя в системе, г/ мл, где $m_c$ – масса сорбента, г; V – объем пробы воды, из которой проводилось концентрирование радия. Измерив скорость счета концентрата радия на сорбенте "$MnO_2$-ТАЦ", можно найти абсолютную активность образца А по формуле: $A = I_K/K_{сч}$, Бк, где $I_к$ – скорость счета концентрата, имп/с; $K_{сч}$ – коэффициент счетности прибора, который используется для измерения активности концентрата, имп/с·Бк. Для расчета объемной активности применяется следующая формула: $A_V=A/(V\cdot S)$, Бк/л.

Результаты радиохимического анализа минеральных вод с помощью различных методов представлены в таблице 2. Таким образом, в отличие от данных 2010 г., результаты определения содержания радия в минеральных водах "Славяновская" и "Смирновская" в 2013 г. оказались одинаковыми, что, скорее всего, связано с тем, что на бутылках с водой "Славяновская" и "Смирновская" в этот год был указан один и тот же номер скважины №69-бис. В последующие годы проводили анализ воды "Славяновская".

С учетом погрешности определения объемной активности и с учетом того, что минеральные воды от партии к партии меняют свой состав, можно сделать вывод, что полученные разными методами значения объемной активности радия в минеральных водах "Славяновская" и "Смирновская" очень хорошо совпадают и значимо в течение ряда лет превышают уровень вмешательства для питьевой воды, равный в соответствии с НРБ-99/2009 для Ra-226 0,5 Бк/л.

Следовательно, метод сорбционного выделения определяемых радионуклидов с использованием тонких пленок диоксида марганца, нанесенных на поверхность плоских образцов (сорбент "$MnO_2$-ТАЦ"), может быть с успехом применен в аналитической практике.

***Литература***


1. *Вдовенко В.М., Дубасов Ю.В. Аналитическая химия радия. – Л. : Наука, 1973. – 190 с.*
2. *Старик И.Е. Основы радиохимии. – 2 изд. – Л., 1969. – 647 с.*
3. *Тонкопленочные неорганические сорбенты и перспективы их применения в радиохимии / Н.Д. Бетенеков, А.Н. Губанова, Ю.В. Егоров и др. // Радиохимия. – 1976. – Т. 18, № 4. – С. 622–628.*
4. *How to use Ra-NucfilmDiscs [Электронный ресурс]. – URL: http://www.triskem-international.com/ru/iso_album/app_note_ra_disc.pdf.*
5. *Рыженьков А.П. Тонкослойные оксидномарганцевые покрытия : дис. ... канд. хим. наук / Уральский государственный технический университет. – Свердловск, 1981. – 150 с.*
6. *Radium-226 concentration in spring water sampled in high radon region / A. Onishchenko, M. Zhukovsky, N. Veselinovic et al // Applied Radiation and Isotopes. – 2010. – No. 68. – P. 825–827.*


# ФОРМИРОВАНИЕ ВТОРИЧНЫХ ГЕОХИМИЧЕСКИХ АНОМАЛИЙ В ЗОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПУНКТОВ ХРАНЕНИЯ РАО (НА ПРИМЕРЕ ХВОСТОХРАНИЛИЩА ПАО "НЗХК")

А.Е. Богуславский

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, boguslav@igm.nsc.ru

# FORMATION OF SECONDARY GEOCHEMICAL ANOMALIES WITHIN THE INFLUENCE OF RADIOACTIVE WASTE ZONE POINTS (BASED ON THE EXAMPLE OF NCCP SLIME PIT)

A.E. Boguslavskyi

V.S. Sobolev Institute of geology and mineralogy SB RAS

The mechanism of formation of secondary geochemical anomalies due to the influence of industries of nuclear fuel cycle has been shown. The estimates of accumulated waste volumes have been given. Using the method of step leaching the mass of movable uranium has been determined and environmental risks of anomalies produced have been estimated.

## Введение

Низкоуровневые радиоактивные отходы отличаются от остальных типов РАО значительными накопленными объемами. Хранилища таких РАО размещались рядом с существующими предприятиями топливно-ядерного цикла. Проектирование и строительство пунктов хранения РАО проходило на заре становления ядерной индустрии, в условиях создания "ядерного щита". На тот момент требований безопасного размещения радиоактивных отходов практически не существовало, поэтому накопленные РАО часто являются источниками загрязнения прилегающих территорий, на которых формируются вторичные геохимические аномалии различной природы.

Участок хранения низкоуровневых отходов ПАО НЗХК функционирует с 1954 г. и расположен в несколь-

ких километрах от городской черты Новосибирска. В шламоотстойники сбрасывались азотно- и сернокислые хвосты обогащения урана, которые предварительно нейтрализовались раствором известкового молока $Ca(OH)_2$. Подобная схема утилизации была широко распространена в СССР на предприятиях Средмаша.

При сооружении шламохранилищ было принято решение о размещении их в верховьях заболоченного лога. Согласно проекту лог перегораживался фильтрующейся дамбой из местных грунтов и отходов производства, и в создаваемую чашу по трубам проводился сброс пульпы. Жидкая фаза пульпы дренировала через днище и борта секции, а также через дамбу, а твердая фаза осаждалась и накапливалась в отстойнике. Взаимодействие РАО с метеорными и техногенными водами приводит к загрязнению вмещающих грунтов и поверхностных вод [3]. В настоящее время идет разработка проекта его вывода из эксплуатации с последующей консервацией шламоотстойников

Хвостохранилище расположено в верховьях ручья Пашенский. Ручей впадает в р. Пашенка, которая в свою очередь является притоком р. Барлак. Речная сеть района относится к бассейну р. Барлак – правому притоку р. Оби. Растояние от верховьев лога, в которых размещены шламоотстойники до впадения ручья в Обь по тальвегу лога составляет 23 км. Пашенский лог имеет субмеридиональное направление и представляет собой хорошо разработанную долину с широким плоским днищем, которая покрыта кочкарниковым, осотовым и камышовым болотом с протекающим ручьем Качимовским. Большая часть лога заросла лиственными деревьями и кустарником. По всей территории травостой достигает до 2 м. По течению ручья в результате перегораживания лога земляными дамбами сформировано два пруда сельскохозяйственного назначения: озера Качимовское и Гнилое. Озеро Качимовское расположено от шламоотстойника на расстоянии 3,1 км (по тальвегу лога), озеро Гнилое на расстоянии 6,8 км. Кроме системы шламоотстойников важную составляющую в питании ручья принимает сток с золоотвала ТЭЦ-4. В водном балансе антропогенная составляющая многократно превосходит природную, что позволяет говорить о сформировавшейся техно-природной системе.

Объектом исследования являлись донные отложения Пашенского и Качимовского ручьев, включая отложения прудов, сформированных в тальвеге этих озер. В качестве сравнения проведено опробование донных отложений соседней системы логов, не затронутой воздействием загрязненных вод.

## Методика исследований

Элементный состав донных отложений исследовался методом РФА-СИ, а также методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой ICP MS (FINNIGAN MAT); концентрация естественных радионуклидов оценивалась гамма-спектрометрическим анализом; минеральный состав исследовался рентгенофазовым анализом (рентгеновская порошковая дифрактометрия, прибор ДРОН-3); анионный состав растворов оценивался потенциометрическим методом (приборы "Мультитест", "Эконикс Эксперт" с применением ион-селективных электродов), титриметрическим методом, турбидиметрическим методом (прибор фотоколориметр ПЭ-5300 ВИ); удельная электропроводимость измерялась кондуктометрическим методом (прибор "Мультитест"). Аналитические работы выполнены в "ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН".

Для определения форм нахождения элементов в грунтах была использована методика ступенчатого выщелачивания [1]. В этой схеме водорастворимую и обменную фракции можно отнести к легкоподвижным; карбонатная форма составляет ближайший резерв, вводимый в действие при изменении физико-химических условий; фракции связанные с оксидами и гидрооксидами железа и марганца, органикой и силикатами мы относим к устойчивым в условиях зоны гипергенеза.

Для геоинформационного объемного моделирования озер и донных осадков использовались программные пакеты ENVI и ArcGIS. Моделирование проводилось на основе данных промеров глубин озер, и результатов бурения. Далее по этим изолиниям построены сеточные модели глубин озер с шагом сетки 1 м, а также триангуляционные модели для трехмерного отображения чаш озер. На основе триангуляционных моделей с использованием модуля 3D Analyst были вычислены объемы полученных чаш озер. На основе геологических разрезов и топографических данных были вычислены мощности накопленных осадков и объемы донных отложений.

## Обсуждение и результаты

Распространение загрязнения происходит в следствии распространения элементов с поверхностными водами. На рисунке 1 показано изменение концентрации некоторых ионов и урана при движении поверхностных вод от шламоотстойника, до впадения в Обь. Точки справа демонстрируют разброс значений в естественных водотоках. Максимальное снижение концентраций наблюдается на участке между первой и второй точками, в которых происходит смешение загрязненных и болотных вод, а также на участке 1,0–1,8 км, где в Качимовский пруд впадают воды гидрозолоотвала ТЭЦ-4. В дальнейшем снижение происходит более равномерно. Динамику разбавления лучше всего можно увидеть на примере натрия, фоновые значения которого не превышают первых мг/л. Как видно из рисунка от верховьев к устью Пашенского ручья концентрация натрия падает в 250 раз. По сравнению с ним, содержание урана снижается в 1000 раз, это свидетельствует о том, что снижение урана происходит не только благодаря разбавлению, но и вследствие осаждения на органо-минеральных донных отложениях.

Данная иллюстрация объясняет распределение вторичных аномалий по ходу движения ручья. Максимальные концентрации отмечены на ближайшем к шламоотстойникам участке. В ближней зоне отмечается накопление урана до уровней $n \cdot 10^{-2}$%. В связи с тем, что русло ручья и очертания поймы при сезонных затоплениях могут изменять свою конфигурацию, распределение урана в донных отложениях на небольшом расстоянии может изменяться в десятки раз: от 8–12 до 100–300

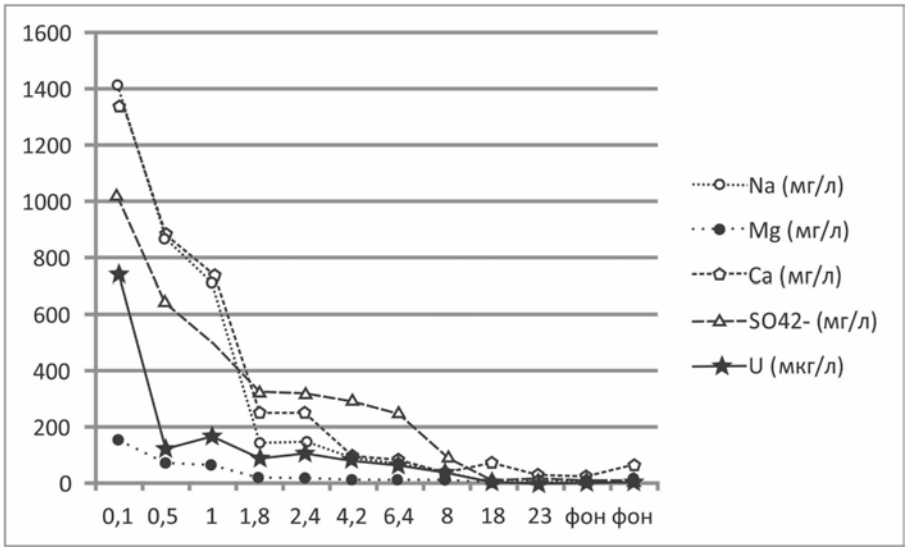



***Рис. 1.*** *Изменение состава поверхностных вод от отстойника, до впадения в Обь*

г/т. Далее по направлению движения вод Качимовского, а затем Пашенского ручьев содержание радионуклидов в донных отложениях постепенно снижается. Отдельные флуктуации как в большую, так и в меньшую сторону прослеживаются на всем протяжении потока. Одной из последних заметных аномалий является участок на расстоянии ~12 км от шламоотстойников. Валовое содержание урана на этом участке достигает 44 г/т при фактически фоновых концентрациях дочерних элементов: концентрация радия (по данным гамма-спектрометрии) составляет 54 Бк/кг, что попадает в область фоновых значений. Содержание других дочерних изотопов ($^{214}$Bi и $^{214}$Pb) ниже порога обнаружения. После впадения в ручей Барлак, надфоновые концентрации радионуклидов в донных отложениях не отмечаются.

Как показали эксперименты по насыщению схожих торфов уранил-ионом в ИК-спектрах урансодержащих образцов заметны существенные изменения по сравнению с исходными образцами как в области валентных, так и деформационных колебаний ионизированной карбоксильной группы, спиртовых групп. Можно заключить, что взаимодействие радионуклидов с гумусовыми кислотами, в. основном, происходит с участием этих групп. Второй по значимости механизм накопления уранилиона связан с электронно-ненасыщенными состояниями с повышенной химической активностью по отношению к урану, которые возникают в местах разрыва ароматических фрагментов структуры гуминовых кислот. Чем выше дефектность, тем больше поглощающая способность торфов [4]. Кроме урана в органоминеральных отложениях отмечено интенсивное накопление сурьмы, мышьяка, свинца (в 13–15 раз относительно фона), а также тория, марганца, никеля, меди и цинка (в 2–7 раз относительно фона).

Более однородны отложения искусственных водоемов: озер Качимовское и Гнилое в которых происходит осреднение состава вод, а русловые процессы не проявлены. Сток данных водоемом зарегулирован и не меняется в течение года. Площадь свободной поверхности первого озера составляет 112,2 тыс. м$^2$, рассчитанный объем воды – 93,7 тыс. м$^3$. Площадь свободной поверхности второго озера составляет 98,4 тыс. м$^2$, рассчитанный объем воды – 162,9 тыс. м$^3$. Сопоставление объемов озер с расходом ручья измеренным на выходе из озер показывает, что в течение года эти озера обновляют свой состав вод, как минимум, 4,5 и 3 раза соответственно, поэтому состав озерных вод.

Загрязнение донных отложений ураном фиксируется в верхнем слое – мощностью четыре метра в Качимовском озере, и два метра в Гнилом. Присутствие U-235, а также изотопов Bi-214 и Pb-214 отмечается только в отдельных немногочисленных пробах и носит случайный характер. Средние валовые содержания урана в органо-минеральных отложениях Качимовского озера 72,8 г/т, Гнилого – 14,1 г/т.

На рисунке 2 приведен геологический разрез ближайшего пруда "Качимовский". Как видно из рисунка органо-минеральный слой донных отложений подстилается карбонатным слоем мощностью около 1,7 м. Минеральный состав представлен в основном кальцитом (от 60 до 71%). Остальные минералы присутствуют в количестве первых процентов: плагиоклаз, кварц, КПШ, пирит, цеолит, арагонит. В образцах большое количество раковин пресноводных моллюсков, иногда достигающих 3–4 см в длину. Возраст прудов совпадает с возрастом шламоотстойников, при этом, судя по согласному залеганию этого слоя с днищем пруда и перекрывающими осадками, карбонатные отложения формировались после образования пруда. Представляется интересным, что ни ниже по течению, ни среди близлежащих фоновых прудов самостоятельного слоя карбонатных осадков не сформировалось. Генезис данных отложений преимущественно биогенный. Интенсивное развитие биоты по нашему мнению стимулируется высоким содержанием техногенного кальция в воде. Средние содержания урана в карбонатных отложениях Качимовского озера составляет 19,0 г/т.

Для оценки подвижности сформировавшихся урано-

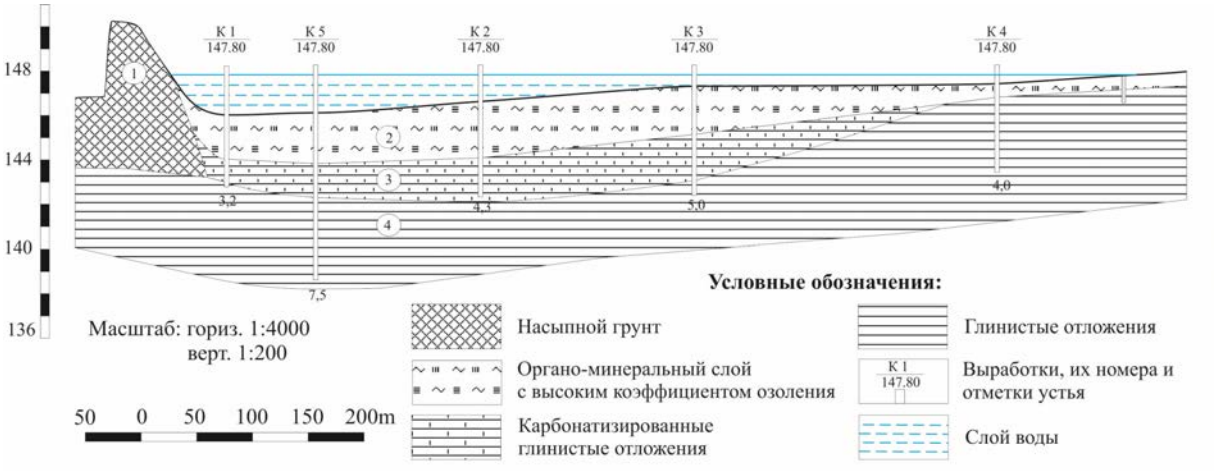



***Рис. 2.*** *Геологический разрез отложений пруда "Качимовский"*

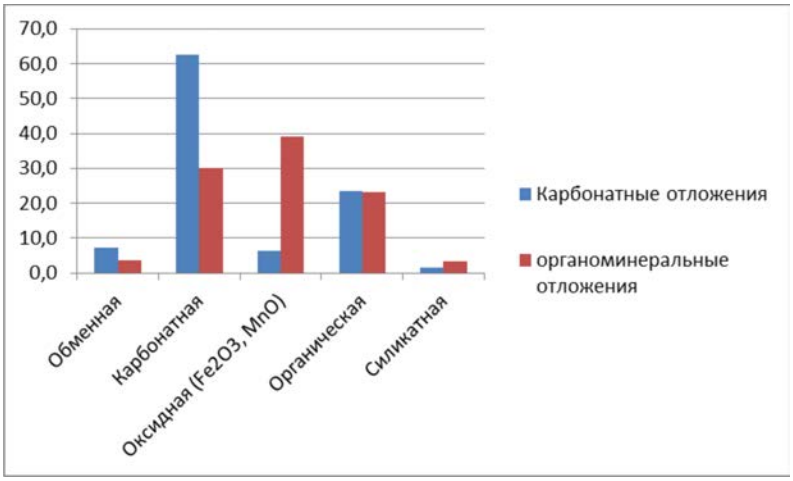



***Рис. 3.*** *Распределение урана во фракциях донных отложений*

вых аномалий в образцах донных отложений методом ступенчатого выщелачивания определялись формы нахождения урана. Для определения максимально возможных концентраций дополнительно проводилось выщелачивание дистиллированной водой. Потенциально доступный резерв урана для выноса в приповерхностных условиях показывает содержание обменной фракции. Осредненный результат ступенчатого выщелачивания показан на рисунке 3.

Для того, чтобы определить ближайший резерв урана, проведено выщелачивание урана из донных отложений водным раствором уравновешенным по $CO_2$ с атмосферным воздухом. Максимальные концентрации урана в растворах 14–18 мкг/л образуются при реакции грунтовых вод с карбонатными отложениями, в отдельных пробах из них отмечен максимальный процент выноса урана – до 10%. В органо-минеральных отложениях концентрация урана в растворе зависит от исходной концентрации урана в пробе и изменяется от 0,1 до 12 мкг/л. При этом процент выноса урана существенно ниже от 0,2 до 0,7%. Только в одной пробе он увеличивается до 1,2, что возможно также связано с примесью карбонатной фазы. В органо-минеральных отложениях потеря урана происходит за счет обменной фазы. Полученные при экспериментах значении концентрации существенно ниже отмеченных при обследовании озер, в следствие продолжающегося воздействия предприятия. Поэтому выщелачивание может сказаться на составе вод только после консервации шламоотстойников. При существующих физико-химических условиях радиоактивные элементы сорбированные на торфогрязевых отложениях надежно депонированы и не мигрируют. В настоящее время преобладают процессы восстановления и сорбции урана над возможной десорбцией. По мере прекращения поступления высокоминерализованных дренажных вод, карбонатизированные глинистые отложения (Качимовское озеро) становятся неравновесными и могут переходить в раствор. Однако, поскольку между карбонатными глинами и водами ручья находится мощный слой органо-минеральных отложений скорость этого процесса будет контролироваться скоростью диффузии растворенных ионов сквозь слой органоминеральных отложений и растянется на продолжительный период времени, в результате чего прирост концентрации урана к фоновым значениям будет практически неощутим.

Проведенные термодинамические расчеты показали, что до тех пор, пока будут сохраняться (и пополняться в силу естественных процессов осадкообразования) органоминеральные донные отложения, восстановленный уран будет оставаться в их составе, минимально мигрируя с дренажными водами. В настоящее время преобладают процессы восстановления и сорбции урана над возможной десорбцией из нижележащих захороненных слоев (карбонатизированные глинистые отложения). Содержания урана, соответствующие сегодняшнему значению, т.е. ~0,1 мг/л, будут продолжительное время сохраняться в дренажных водах при отсутствии катастрофических событий [2].

**Выводы**

В результате исследования выявлены протяженная урановая аномалия в донных отложениях. Общие запасы урана в отложениях Гнилого озера 1060 кг, из которого в обменной фазе находятся ~53 кг, в отложениях Качимовского озера 4,3–3,3 т находится в органо-минеральных отложениях и 1 т в подстилающих карбонатных илах. Запасы подвижного урана в осадках Качимовского озера составляют 130 и 760 кг в слое органо-минеральных и карбонатных осадков, соответственно.

В условиях продолжающегося воздействия предприятия процессы осаждения преобладают над процессами выщелачивания. Влияние вторичных аномалий на состав вод может сказаться только после консервации шламоотстойников. Учитывая существующую динамику разбавления повышенные содержания урана в водах на расстоянии первых сотен метров снизятся до фоновых значений.

*Работа выполнена в рамках государственного задания проект № VIII.67.1.3.*

***Литература***

1. *Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я. Изучение взаимодействия техногенных радионуклидов с частицами пойменных почв методов химического фракционирования // Радиохимия. – 2002. – Т. 44, № 6. – С. 542–544.*
2. *Оценка запасов и определение форм нахождения урана в техногенных геохимических аномалиях / А.Е. Богуславский, О.Л. Гаськова, О.В. Шемелина и др. // Всероссийский ежегодный семинар по экспериментальной минералогии, петрологии и геохимии ВЕСЭМПГ-2015. 21–22 апреля 2015 г. : тезисы докладов. – М., 2015.*
3. *Богуславский А.Е., Гаськоваа О.Л, Шемелина О.В. Геохимическая модель влияния шламохранилищ низкоактивных РАО на окружающую среду при выводе из эксплуатации // Радиохимия. – 2016. – Т. 58, № 3. – С. 279–283.*
4. *Сорбция урана на геохимических барьерах на основе торфов разного генезиса / Л.И. Разворотнева, А.Е. Богуславский, В.П. Ковалев и др. // Экология промышленного производства. – 2007. – № 3. – С. 33–37.*

## РАДИОАКТИВНЫЕ ЧАСТИЦЫ В БАССЕЙНЕ РЕКИ ЕНИСЕЙ

А.Я. Болсуновский[1], Д.В. Дементьев[1], Т.А. Зотина[1], М.С. Мельгунов[2], А.В. Чугуевский[2]

[1]Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, radecol@ibp.ru
[2]Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, mike@igm.nsc.ru

## RADIOACTIVE PARTICLES IN THE FLOODPLAIN OF THE YENISEI RIVER

A.Ya. Bolsunovsky[1], D.V. Dementyev[1], T.A. Zotina[1], M.S. Melgunov[2], A.V. Chuguevsky[2]

[1]Institute of Biophysics SB, Russian Academy of Sciences, Krasnoyarsk, Russia
[2]Institute of Geology and Mineralogy SB, Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russia

Studies conducted for many years by researchers of the Institute of Biophysics SB RAS (Krasnoyarsk) and the Institute of Geology and Mineralogy SB RAS (Novosibirsk) in the parts of the Yenisei River floodplain affected by the radioactive discharge of the MCC revealed radioactive particles. Analysis of the radionuclide composition of these particles suggested the conclusion about their reactor origin. All particles can be divided into two main classes (fuel particles and activation particles) and several subclasses. The most active fuel particles of Subclass 1-1, which contain up to 30 MBq of $^{137}$Cs per particle, are a source of increased gamma-radiation for living organisms and people. The experiments with aquatic plant Elodea canadensis exposed to radiation from the radioactive particle showed adverse effects of the low doses of gamma-radiation on root growth and the incidence of chromosome abnormalities.

Река Енисей является одной из крупнейших рек мира, которая более 50 лет подвергается радиационному воздействию в результате деятельности Горно-химического комбината (ГХК) Росатома в г. Железногорск, производившего оружейный плутоний. Донные отложения и пойма р. Енисей загрязнены техногенными радионуклидами, в том числе трансурановыми, не только вблизи ГХК, но и на значительном расстоянии по течению реки. С 1995 по 2015 гг., научные экспедиции Института биофизики СО РАН и Института геологии и минералогии СО РАН в пойме реки Енисей в зоне влияния сбросов ГХК обнаружили радиоактивные частицы [1–2, 5–8]. Результаты анализа радионуклидного состава этих частиц в лабораториях Красноярска, Новосибирска и Москвы показали наличие изотопов цезия (до 30 МБк $^{137}$Cs/частицу), плутония, $^{90}$Sr, $^{241}$Am и других радионуклидов [1–2, 5–8]. На основании исследований был сделан вывод о реакторном происхождение частиц [1–2, 8].

*Таблица 1. Исследование проб донных отложений реки Енисей на присутствие частиц разных Подклассов методом последовательного квартования*

| Код пробы | Масса пробы, г / тип геометрии | $^{60}$Co, Бк/кг | $^{137}$Cs, Бк/кг | $^{152}$Eu, Бк/кг | $^{154}$Eu, Бк/кг | $^{241}$Am, Бк/кг |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1302-1-2-1 | 155/120 | 1200±50 | 640±35 | 800±20 | 180±11 | 400±23 |
| 1302-1-2-2 | 145/120 | 610±26 | 550±30 | 835±20 | 210±11 | 7±3 |
| 1302-1-2-1-1 | 39/35 | 2300±140 | 630±80 | 930±50 | 270±40 | 19±5 |
| 1302-1-2-1-2 | 39/35 | 510±25 | 690±60 | 870±30 | 230±20 | <50 |
| 1302-1-2-1-3 | 39/35 | 1050±50 | 760±70 | 710±30 | 210±20 | <50 |
| 1302-1-2-1-4 | 39/35 | 560±26 | 800±70 | 940±33 | 280±21 | 765±50 |
| 1302-1-2-1-4-1 | 19/15 | 490±25 (9,4)* | 660±50 (12,7)* | 810±30 (15,6)* | 230±20 (4,4)* | 143±11 (2,8)* |
| 1302-1-2-1-4-2 | 19/15 | 670±30 (12,9)* | 930±70 (17,9)* | 1090±35 (21,0)* | 300±20 (5,8)* | 1860±100 (35,8)* |

Примечание: * – активность радионуклида на пробу (Бк/пробу).

Дальнейшие исследования позволили провести классификацию частиц на основе данных радионуклидного состава частиц и активности радионуклидов.

Все частицы могут быть разделены на два основных класса с подклассами:

*Класс 1 – Топливные частицы*

*Подкласс 1–1* включает топливные частицы с высоким содержанием $^{137}$Cs и других радионуклидов цепной реакции.

*Подкласс 1–2* включает топливные частицы, которые являются фрагментами частиц Подкласса 1–1, с низким содержанием $^{137}$Cs и других радионуклидов цепной реакции.

*Подкласс 1–3* включает топливные частицы с низким содержанием $^{137}$Cs и других радионуклидов, но при этом частицы не являются фрагментами частиц Подкласса 1–1 и отличаются от частиц Подкласса 1–2 по содержанию $^{137}$Cs и $^{241}$Am.

*Класс 2 – Активационные частицы*

*Подкласс 2–1* включает частицы с доминированием радионуклида $^{60}$Co.

*Подкласс 2–2* включает частицы с доминированием радионуклида $^{152}$Eu.

Топливные частицы Подкласса 1–1 с высоким содержанием $^{137}$Cs и других радионуклидов цепной реакции представляют наибольшую опасность для населения и живых организмов. Были проведены расчеты мощности доз облучения от частиц с высокой активностью $^{137}$Cs (от 18 до 60 МБк/частицу) в зависимости от расстояния. Расчеты показали, что вблизи частиц (на расстоянии 2 см) мощность дозы может достигать 11 мЗв/ч. Если подобная радиоактивная частица попадет на кожу человека, то установленный предел годовой дозы облучения может быть получен человеком за короткое время.

Как много таких активных радиоактивных частиц Подкласса 1–1 в бассейне реки Енисей? По данным авторов работы [4], в соавторстве со специалистами ГХК, концентрация таких частиц достигает 70 частиц/км$^2$. По данным соавторов данной работы из Новосибирска [7], число таких частиц может достигать 280 частиц/км$^2$. В реальности распространенность таких частиц может быть на порядок больше.

С использованием метода радиоавтографии нами было выявлено более 250 микрочастиц в пробе пойменной почвы весом всего 0,36 г. Исследования этих микрочастиц с низкой активностью техногенных радионуклидов показали присутствие урана, т.е. топливное происхождение частиц Подкласса 1–2 или Подкласса 1–3. Ранее в работе [4] подобные микрочастицы называли "горячими" частицами 2-го рода. Эти микрочастицы, в отличие от активных частиц Подкласса 1–1, обладают существенно меньшей активностью гамма-излучающих радионуклидов – от 0,01 до 10$^3$ Бк/частицу. Эти частицы практически невозможно обнаружить методами полевой радиометрии, а их локализация возможна только в лабораторных условиях. Распространенность микрочастиц Подкласса 1–2 или Подкласса 1–3 в ближней зоне влияния ГХК очень велика. Так для острова Атамановский, находящегося в 7 км от точки сброса, количество таких частиц оценивается на уровне 1x10$^{10}$ частиц на км$^2$ в слое почвы до глубины 0,5 м [4].

Мы проводили исследования проб донных отложений реки Енисей на присутствие частиц разных Подклассов методом последовательного квартования и гамма-спектрометрических измерений навесок разной массы. Как видно из таблицы 1, при квартовании исходной пробы донных отложений и уменьшении массы измеряемой пробы, удельная активность $^{241}$Am возрастает существенно с 400 до1860 Бк/кг. Это указывает на присутствие микрочастицы. Однако при этом концентрация $^{137}$Cs почти не меняется и его содержание в пробе с микрочастицей почти в 2 раза меньше содержания $^{241}$Am. Это свидетельствует о наличии в пробе частицы Подкласса 1–3. Возрастание удельной активности $^{60}$Co в измеряемой пробе с уменьшением массы пробы показывает присутствие частицы Подкласса 2–1 (табл.1). Ранее ученые Института геологии и минералогии СО РАН (Новосибирск) обнаружили частицы Подкласса 2–1 с высокой активностью $^{60}$Co – до 46 кБк/частицу. Впервые ими же были обнаружены так называемые "европиевые" частицы с доминированием изотопа $^{152}$Eu [5]. Природа образования этих частиц Подкласса 2–2 неизвестна.

Как известно, в настоящее время донные отложения и пойменные почвы реки Енисей являются основным депо техногенных радионуклидов, в том числе в форме

радиоактивных частиц разной активности. Эти радиоактивные частицы могут быть точечными источниками внешнего интенсивного γ-излучения для водных и наземных организмов экосистемы Енисея.

Для оценки биологического эффекта γ-излучения радиоактивных частиц были проведены лабораторные эксперименты с водным растением *Elodea canadensis*, которое ранее показало себя хорошим биоиндикатором радиоактивного загрязнения донных отложений реки [3]. В эксперименте в центр контейнера с донными отложениями из фонового района реки помещали радиоактивную частицу Подкласса 1–1 с содержанием $^{137}$Cs около 66 Бк/частицу. Вокруг частицы высаживали побеги элодеи на разном расстоянии от частицы и, следовательно, растения облучали с разной мощностью дозы от 0,2 до 1,5 мкЗв/ч. После 14 дней эксперимента было обнаружено, что прирост длины побегов элодеи не зависел от мощности дозы облучения и поглощенной дозы, соответственно. Однако длина корней элодеи при максимальной мощности дозы облучения была достоверно меньше, чем в контроле. При этом и уровень хромосомных нарушений в клетках корней элодеи был достоверно выше при облучении, по сравнению с контролем (без облучения). Таким образом, малые дозы облучения растений за счет радиоактивных частиц могут привести к ингибированию роста корней элодеи и возрастанию числа хромосомных нарушений на клеточном уровне.

Присутствие большого количества радиоактивных частиц разных Классов и Подклассов в бассейне реки Енисей является источником потенциальной опасности для живых организмов и человека.

*Работа выполнена при частичной поддержке МАГАТЭ (контракт № 17941).*

***Литература***


1. *Горячие частицы в Красноярском крае / А.Я. Болсуновский, Т.А. Горяченкова, В.О. Черкезян и др. // Радиохимия. – 1998. – Т. 40, № 3. – С. 271–274.*
2. *Исследование высокоактивных проб почв и горячих частиц поймы реки Енисей / А.Я. Болсуновский, В.О. Черкезян, К.В. Барсукова и др. // Радиохимия. – 2000. – Т. 42, № 6. – С. 560–564.*
3. *Оценка цитогенетических нарушений в клетках водного растения Elodea canadensis в зоне техногенного загрязнения реки Енисей: натурные исследования и лабораторные эксперименты / А.Я. Болсуновский, Т.А. Зотина, М.Ю. Медведева и др. // Доклады Академии наук. – 2015. – Т. 460, № 2. – С. 236–241.*
4. *"Горячие" частицы 2-го рода в пойменных почвах реки Енисей / З.Г. Гритченко, Ю.В. Кузнецов, В.Н. Легин и др. // Радиохимия. – 2001. – Т.43, № 6. – С. 863–865.*
5. *Мельгунов М.С., Сухоруков Ф.В., Чугуевский А.В. Активные частицы в аллювиальных почвах реки Енисей (ближняя зона влияния Красноярского ГХК) // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы III Международной конференции, г. Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск : STT, 2009. – С. 356–359.*
6. *Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / Ф.В. Сухоруков, Ф.В. Дегерменджи, В.М. Белолипецкий и др. – Новосибирск : Гео, 2004. – 286 с.*
7. *"Горячие" частицы реки Енисей: радиоизотопный состав, структура, поведение в естественных условиях / А.В. Чугуевский, Ф.В. Сухоруков, М.С. Мельгунов и др. // Доклады Академии наук, 2010. – Т. 430, № 1. – С. 102–104.*
8. *Bolsunovsky A.Ya., Tcherkezian V.O. Hot particles of the Yenisei River flood plain, Russia // J. Environ. Radioact. – 2001. – Vol. 57. – P. 167–74.*


## ИССЛЕДОВАНИЕ РАДИОАКТИВНОГО ФОНА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ МОРЕЙ ВОСТОЧНОГО СЕКТОРА АРКТИКИ

Г.С. Борисенко, В.А. Надточий

Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр, Владивосток, Россия, vera_borisenko@mail.ru

## THE RESEARCH OF RADIOACTIVE BACKGROUND IN THE BOTTOM SEDIMENTS OF THE SEAS OF EAST PART OF ARCTICA

G.S. Borisenko, V.A. Nadtochy

Pacific Fishery Research Center (TINRO), Vladivostok, Russia

Проведены исследования радиоактивности донных осадков морей восточного сектора Арктики: море Лаптевых и Восточно-Сибирского. Определены фоновые концентрации антропогенного радионуклида $^{137}$Cs и естественных радиоактивных элементов $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{40}$K. Установлено, что содержание радионуклидов в донных осадках исследованных районов не превышает пределы концентраций, характерных для прибрежных акваторий ДВ морей.

There were conducted investigation of radioactivity of the bottom sediments in the seas of East part of Arctica – Laptev Sea and East-Siberian Sea. We determined the background concentration of artificial radionuclide $^{137}$Cs and nature radioactive elements $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{40}$K. It was defined that the concentration of radionuclides in the bottom sediments of the researched areas did not exceed the permissible levels of the coastal areas of the Far East seas.

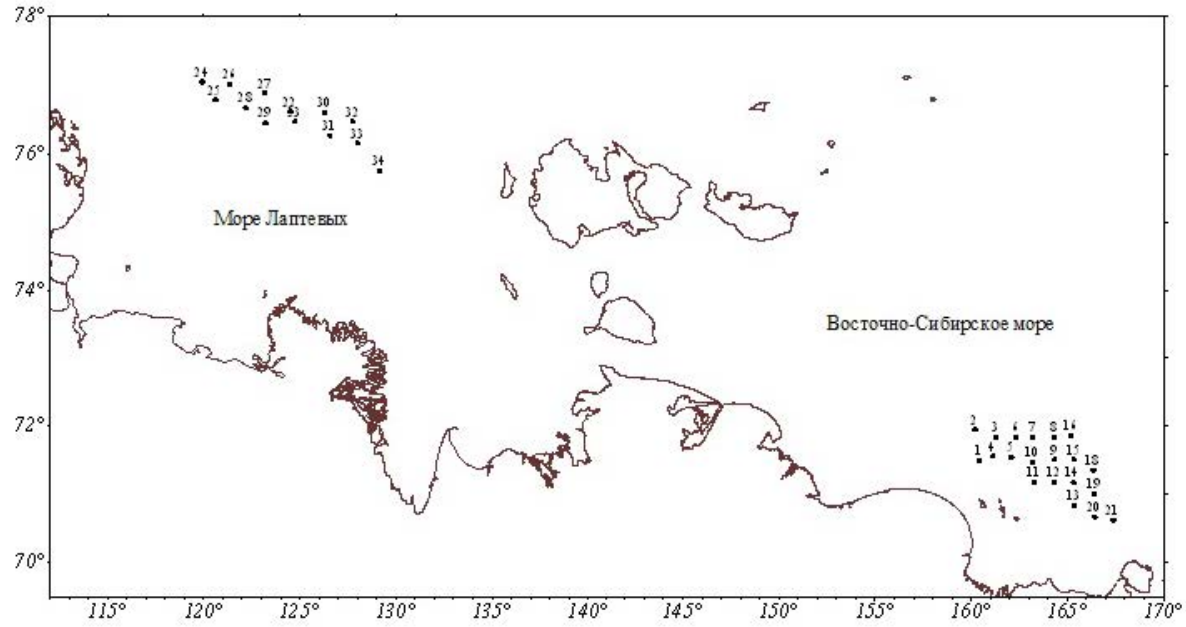



***Рис. 1.*** *Карта-схема отбора проб донных отложений в морях Лаптевых и Восточно-Сибирском*

*Таблица. Содержание радионуклидов в донных осадках, Бк/кг в.-с*

| Район отбора проб | Глубина станции, м | Тип донных осадков | $^{40}$K | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $A_{эфф}$ | $^{137}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Восточно-Сибирское море | 15–20 | Илы | 780±140 | 24,0±5,0 | 39,0±6,0 | 140 | 1,7±0,5 |
| | 25–34 | Илы | 690±130 | 19,0±4,0 | 32,0±5,0 | 130 | 1,6±0,5 |
| Море Лаптевых | **45–60** | Илы с примесью песка | 780±140 | 16,0±4,0 | 35,0±6,0 | 130 | 2,3±0,6 |
| | **70–85** | Илы с примесью песка | 750±140 | 14,0±4,0 | 33,0±6,0 | 130 | 2,5±0,7 |
| Японское море, зал. Находка бух. Врангеля | 15–20 | Ил песчаный | 820±100 | 20,0±6,0 | 32,0±5,0 | 140 | 4,5±0,7 |

С целью получения информации о статусе и современном состоянии биологических ресурсов морей восточного сектора Арктики ТИНРО-Центром в период 11.06–25.10.2015 г. была проведена комплексная экспедиция на НИС "ТИНРО".

Одновременно был проведен мониторинг безопасности водных биологических ресурсов и состояния среды их обитания (морской воды и донных отложений). Определяли содержание нормируемых токсичных элементов, искусственных радионуклидов, нефтяных углеводородов, стойких органических загрязнителей. Комплексный подход при оценке антропогенного воздействия на водные экосистемы позволяет прогнозировать качество и безопасность водных биоресурсов на перспективу.

В настоящем сообщении приводятся результаты исследования радиоактивного фона донных отложений моря Лаптевых и Восточно-Сибирского моря за счет антропогенного радионуклида $^{137}$Cs и естественных радиоактивных элементов $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{40}$K. На рисунке 1 показаны станции отбора проб донных осадков.

Источником поступления антропогенных радионуклидов в эти моря являются глобальные выпадения из атмосферы, образовавшиеся при испытании ядерного оружия. Радиоактивные выпадения могут поступать в морскую среду непосредственно из атмосферы, а также в результате выноса реками. Отбор проб осуществлялся с помощью дночерпателя Ван-Вина с площадью вырезания грунта 0,1 м$^2$ (нерж. сталь) из поверхностного горизонта 0–5 см. По окончанию рейса все пробы поступали в лабораторию. Их просушивали до воздушно-сухого состояния, измельчали в ступке и просеивали через сито с размером ячеек 1 мм. Для спектрометрического анализа отбиралась навеска массой от 600–1200 г. Измерения активности проб донных осадков проводили на сцинтилляционном гамма-спектрометре с программным обеспечением "Прогресс", используемом в системе радиационного контроля [2]. Измерения каж-

дой пробы проводили в течение 2 ч в трех повторностях. Средние значения представлены в таблице. В обоих морях исследованные осадки были представлены серыми илами, только с небольшой примесью песка в море Лаптевых.

Изучение поведения естественных и искусственных радионуклидов представляет несомненный интерес для оценки поступления радиоактивных элементов в бентосные организмы, являющиеся кормом рыб, и далее – по пищевым цепям в организм человека и связанного с этим увеличения дозовых нагрузок.

На основании полученных данных по содержанию естественных радиоактивных элементов в исследованных донных осадках водоемов был проведен расчет удельной эффективной активности ($A_{эфф}$) – величины, учитывающей различия в биологическом действии основных естественных радионуклидов на живой организм. Из таблицы видно, что удельная эффективная активность донных осадков обследуемых морей не превышает 140 Бк/кг, что в 2,5 раза ниже величены, регламентированной нормами радиационной безопасности (≤370 Бк/кг), оказывающей отрицательное воздействие на живой организм [3].

Концентрация $^{137}Cs$ в донных осадках моря Лаптевых, хотя и незначительно, но выше, чем в Восточно-Сибирском, что можно объяснить выносом радионуклидов в море Лаптевых рекой Лена.

Полученные максимальные величины удельной активности искусственного радионуклида на порядок ниже допустимого уровня $^{137}Cs$ в донных осадках (150 Бк/кг) [1], и при условии неограниченного использования населением продуктов морского промысла, обитающих на дне, не превысят доз облучения, регламентированных нормами радиационной безопасности – 1 м$^3$в [3].

Для оценки радиоактивности донных осадков исследуемых водоемов провели сравнение концентраций радионуклидов с данными, полученными для зал. Находка Японского моря, имеющими сходный состав и аналогичный характер антропогенного загрязнения. Из таблицы видно, что содержание естественных радионуклидов в донных осадках моря Лаптевых и Восточно-Сибирского моря соответствует природному фону донных осадков дальневосточных морей, каких-либо геохимических аномалий не выявлено.

Наши результаты дают представления о фоновом состоянии донных осадков морских акваторий восточного сектора Арктики, испытывающих антропогенную нагрузку только от радиоактивных выпадений на водную поверхность и водосбор рек.

***Литература***


1. *Временные методические указания по организации и проведению государственного надзора за соблюдением требований к составу вод над шельфом и донных отложений, в т.ч. и показателям их химического и радиоактивного загрязнения при работах на континентальном шельфе. – М. : Гидрометеоиздат, 1981. – 25 с.*
2. *Методика измерения активности радионуклидов в счетных образцах на сцинтилляционном гамма-спектрометре с использованием программного обеспечения "Прогресс". – М. : ВНИИФТРИ, 1999. – 27 с.*
3. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): СанПиН2.6.1.2523-09. – М. :Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 100 с.*


# ТЕРМОДИНАМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА УРАНОМОЛИБДАТА РУБИДИЯ $RB_6[(UO_2)_2(MOO_4)_4O]$


М.Л. Бородулина, М.И. Лелет

Национальный исследовательский Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского, Нижний Новгород, Россия, maxlelet@gmail.com


# A THERMODYNAMIC INVESTIGATION OF RUBIDIUM URANYL MOLYBDATE $RB_6[(UO_2)_2(MOO_4)_4O]$


M.L. Borodulina, M.I. Lelet

Lobachevsky State University of Nizhni Novgorod, Nizhni Novgorod, Russia



A thermochemical investigation of $Rb_6[(UO_2)_2(MoO_4)_4O]$ was undertaken. Its low-temperature heat capacity was measured using adiabatic calorimetry from T = (6 to 324) K. Based on these data, the third law entropy, $S°$, at T = 298.15 K was calculated. These new experimental results, together with literature data [1], are used to calculate the Gibbs energy of formation of this compound at T = 298.15 K.


Изучение соединений ряда актинидов играет центральную роль в процессах переработки отработанного ядерного топлива. Шестивалентный уран широко используется в качестве заменителя остальных высоковалентных представителей этого ряда при изучении химических свойств их соединений [2]. Актуальность исследования процессов комплексообразования ионов уранила с кислородсодержащими функциональными группами, которые могут содержать такие элементы, как сера, хром, селен, молибден или вольфрам, проявляется при решении вопросов, касающихся длительного хранения радиоактивных отходов, т.к. некоторые из этих

элементов принимают непосредственное участие в ядерном топливном цикле. Например, молибден [1] и вольфрам используются в изготовлении жаропрочных сплавов для реакторов и строительстве других объектов ядерной энергетики [4]. Кроме того, молибден и селен образуются в результате выгорания ядерного топлива. В связи с этим одной из наиболее актуальных научных задач, стоящих перед исследователями в области ядерных технологий сегодня, является поиск новых материалов с заданными характеристиками, что обуславливает, в частности, актуальность комплексного исследования систем на основе оксидов различных металлов. К числу таковых относятся и система $Rb_2O$ – $UO_3$ – $MoO_3$.

Для синтеза ураномолибдата рубидия $Rb_6[(UO_2)_2(MoO_4)_4O]$ (**1**) использовали метод высокотемпературного твердотельного синтеза путем спекания навесок исходных веществ, взятых в необходимых стехиометрических соотношениях. В качестве исходных реактивов брали карбонат рубидия, оксид молибдена(VI) и оксид урана(VI). Контроль чистоты и степень превращения реагентов осуществляли посредством рентгеновского дифрактометра Shimadzu XRD-6100 и растрового электронного микроскопа JEOL JSM-IT300LV, оснащенного энергодисперсионным спектрометром (Oxford Inst.).

В ходе работы была изучена температурная зависимость теплоемкости $C_p^\circ = f(T)$ соединения **1** области температур 6÷324 K при помощи автоматизированного адиабатического вакуумного калориметра АК-9,02/ВСТ-21 (TERMAX Ltd., Россия) [3]. На основании полученных данных была рассчитана абсолютная энтропия ($S^\circ$) и стандартная энтропия образования ($\Delta_f S^\circ$) при T = 298K.

На основании рассчитанной стандартной энтропии образования $\Delta_f S^\circ(298)$ и литературного значения стандартной энтальпии образования $\Delta_f H^\circ(289)$ изучаемого соединения [5] по соотношению Гиббса-Гельмгольца вычислили его стандартную функцию Гиббса образования ($\Delta_f G^\circ$).

***Литература***


1. *Cacuci D.G. Handbook of nuclear engineering. Reactor design. – New York : Springer, 2010.*
2. *Deditius A.P., Utsunomiya S., Ewing R.C. Marshall Pass. Alteration of $UO_{2+x}$ under oxidizing conditions // Journal of Alloys and Compounds. – 2007. – No. 444. – C. 584–589.*
3. *Varushchenko R., Druzhinina A., Sorkin E.J. Low-temperature heat capacities and thermodynamic properties of 1,1-difluoro-1,2,2-trichloroethane and 1,2-difluoro-1,1,2-trichloroethane // Chem. Thermodyn. – 1997. – [Vol.] 29, No. 10. – C. 623–637.*
4. *Webba J., Charitb I. Monte Carlo criticality analysis of simple geometries containing tungsten–rhenium alloys engrained with uranium dioxide and uranium mononitride // Nuclear Engineering and Design. – 2011. – [Vol.] 241, No. 8. – P. 2968–2973.*
5. *Физикохимия ураномолибдатов рубидия, образующихся в системе $Rb_2O$-$UO_3$-$MoO_3$ / Е.В. Сулейманов, Н.Г. Черноруков, А.В. Голубев и др. // Журнал Неорганической химии. – 2007. – Т. 52, вып. 8. – С. 1257–1261.*


# РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СВЯЗИ С МЕТАБОЛИЗМОМ РАСТЕНИЙ В ЗОНАХ СЕЙСМОТЕКТОНИЧЕСКИХ ПРОЯВЛЕНИЙ ПО ДОЛИНЕ Р. ДЖАЗАТОР


И.Г. Боярских[1], С.П. Колотухин[2], А.И. Бакиянов[3]

[1]Центральный сибирский ботанический сад СО РАН, Новосибирск, Россия, irina_2302@mail.ru
[2]ОАО "Энергетический институт им. Г.М. Кржижановского", Москва, Россия, lrkfto@mail.ru
[3]Горно-Алтайский государственный университет, Горно-Алтайск, Россия, absh_04@list.ru


# RADIOACTIVE ELEMENTS IN RELATION TO PLANT METABOLISM IN AREAS OF SEISMOTECTONIC MANIFESTATIONS OF THE DZHAZATOR RIVER VALLEY


I.G. Boyarskikh[1], S.P. Kolotuhin[2], A.I. Bakijanov[3]

[1]The Central Siberian Botanical Garden SB RAS, Novosibirsk, Russia
[2]Open Society "Krzhizhanovsky Power Institute", Moscow, Russia
[3]The Gorno-Altaisk State University, Gorno-Altaisk, Russia



The comprehensive investigations in the Dzhazator river valley (the Altai Mountains) established the increase in variation of geomagnetic and radiation fields in the tectonic deformation intersection. Against the background of the specific effective activity of natural radionuclides in local areas within the zones of nodal structures established the increase in the size of the fruit, and the increase in the content of individual groups of biologically active substances in the fruit and leaves of *Lonicera caerulea*.


На современном этапе в центре внимания экологии – познание и изучение последствий техногенного загрязнения природной среды. Однако одновременно с ним на биотические компоненты экосистемы воздействует и комплекс геологических, климатических, атмосферных, гидрологических факторов, влияние которых в большинстве исследований не учитывается. В отличие от техногенных природные геологические процессы

функционируют непрерывно, обуславливая глобальную миграцию вещества, в том числе максимальную величину повсеместного поступления радионуклидов и тяжелых металлов в окружающую среду. В результате активной тектонической деятельности происходит формирование аномальных геофизических и геохимических полей разной степени неоднородности [16], которые могут вызывать широкий спектр ответных реакций у биоты. Показаны влияние активных разломов на изменение содержания химических элементов в растениях, увеличение уровня изменчивости их морфологических, цитогенетических и биохимических признаков, а также появление уродливых форм [5, 9, 19]. Аргументируется влияние геологических процессов на эволюцию, распространение и таксономическое разнообразие биологических систем [17].

Горный Алтай относится к территориям с высокой сейсмотектонической активностью. Результаты комплексных исследований, проведенных нами ранее на отдельных сейсмоактивных участках Горного Алтая, показали, что геохимические и геофизические аномалии, возникающие в пределах участков активизации разломных зон, влияют на концентрацию химических элементов и радионуклидов в почвах, воздухе и растениях, а также на процессы метаболизма в органах модельного вида – *Lonicera caerulea* (*Caprifoliacea*) – жимолости синей [14, 3, 15, 7, 8]. В целом, в пределах сейсмоактивных зон Горного Алтая наблюдаются усиление интенсивности мутационного процесса, увеличение вариабельности морфологических и биохимических признаков, нарушения в репродуктивной сфере и появление тератных форм в популяциях *L. caerulea*. Здесь же отмечалось и более интенсивное накопление, биологически активных фенольных соединений в листьях и плодах растений. Самым значительным было увеличение гликозидов лютеолина и производных гидроксикоричных кислот (ГКК) – основных фенольных соединений, характерных для листьев *L. caerulea*, в плодах также отмечалось увеличение в 2–3 раза содержание антоцианов [2, 4]. Полифенолы, содержащиеся в растениях, выполняют достаточно широкий круг функций, одной из которых является защитная. Флавоноиды и особенно ГКК за счет способности дезактивировать активные формы кислорода, предотвращают развитие окислительного стресса и повреждение фотосинтетического аппарата [6]. Целью данной работы было изучение степени неоднородности радиационного и магнитного полей в узлах сочленения Джазаторского разлома с активными разломами более низкого иерархического ранга и выявления гетерогенности популяции *L. caerulea* по содержанию отдельных классов биологически активных полифенолов.

Выбор ключевых участков для проведения исследований проводился на основании оценки тектонически и сейсмически активных территорий с применением палеосейсмогеологических и геоморфологических методов [13]. Исследования проводились в устьевых участках притоков р. Джазатор - реки Ильдыгем, Узургу, Тюнь, а также районе слияния рек Ак-Алахи и Аргута. Для выявления и картирования площадок с локальными магнитными и радиационными полями различной степени неоднородности и вариативности на выбранных ключевых участках проводилась съемка геомагнитного поля (ГМП) в профильном и площадном варианте [10], при помощи мобильного магнитометра MMPOS на основе процессорного оверхаузеровского датчика POS-1 (разработка лаборатории квантовой магнитометрии УрГФУ). Измерения проводились автоматически с периодичностью 5 с, а координаты замеров фиксировались при помощи GPS Garmin GPSmap 60, анализ результатов измерений анализировался в среде Matlab. Параллельно с магнитометрической съемкой велись измерение мощности эквивалентной дозы (МЭД) [12] с помощью радиометра СРП-68-01 и дозиметра ДБГ-06т., а также регистрация радоновых эманаций с помощью детектора-индикатора радона SIRAD. Радиометрический анализ почвенных образцов выполнялся лабораторией радиационного контроля в электроэнергетике (лаборатория 0203 ООО "ЭНИН им. Г.М. Кржижановского") на полупроводниковом гамма-спектрометре с Ge–Li детектором. Счетные образцы выдерживались в герметичном измерительном сосуде не менее 14 суток для приведения их в состояние радиационного равновесия по Ra-226. В образцах определялись удельная активность (Бк/кг) природных радионуклидов (Ra-226, Th-232 и K-40); удельная активность техногенных радионуклидов, имеющих в своем распаде гамма-линии (Cs-137 и др.); содержание радионуклидов изотопов космического происхождения (Be-7) и оценивалось содержание U-238 по его дочернему изотопу Pa-234m. В качестве справки для каждого образца указывалась удельная эффективная активность $A_{эфф}$ = ARa-226 + 1,3 ATh-232 + AK-40. Для отбора растительных образцов на каждом участке выбирались площадки геоботанически сходные, но различающиеся по показателям ГМП. Для приготовления средней пробы плоды и листья собирали с 20–30 растений на каждой площадке. Содержание флавоноидов и ГКК определяли методом высокоэффективной жидкостной хроматографии. Сравнение проводили отдельно по каждому из подвидов *L. caerulea* subsp. *pallasii* и *L. caerulea* subsp. *altaica.*

Магнитометрические, радонометрические и радиометрические измерения на участках Ильдыгем, Узургу, Тюнь и Аргут выявили локальные зоны с аномальными значениями ГМП и естественной радиоактивности, которые видимо, приурочены к локальным зонам дробления. На участке Тюнь, на площадке размером 600х900 м съемка ГМП (рис. 1) хорошо картирует три блока сформированных отложениями разного минералогического состава [15]. Значения МЭД гамма-излучения местности в пределах участка следующие: Тюнь 1а – 0,15-0,20 мкЗв/ч, Тюнь 1п – 0,22–0,28 мкЗв/ч, Тюнь 2а – 0,15–0,21 мкЗв/ч, Тюнь 2п – 0,22–0,28 мкЗв/ч, Тюнь 3п – 0,25–0,27 мкЗв/ч, Тюнь 3а, 4п (ельник) – 0,21–0,25 мкЗв/ч фоновые значения гамма-излучения составляют 0,12–0,14 мкЗв/ч. При этом, повышенные значения МЭД коррелируют со значениями $A_{эфф}$, полученные по данным лабораторных радиационных анализов почвы (табл. 1). Радоновая съемка считается надежным методом выявления, картирования и определения размеров разломных

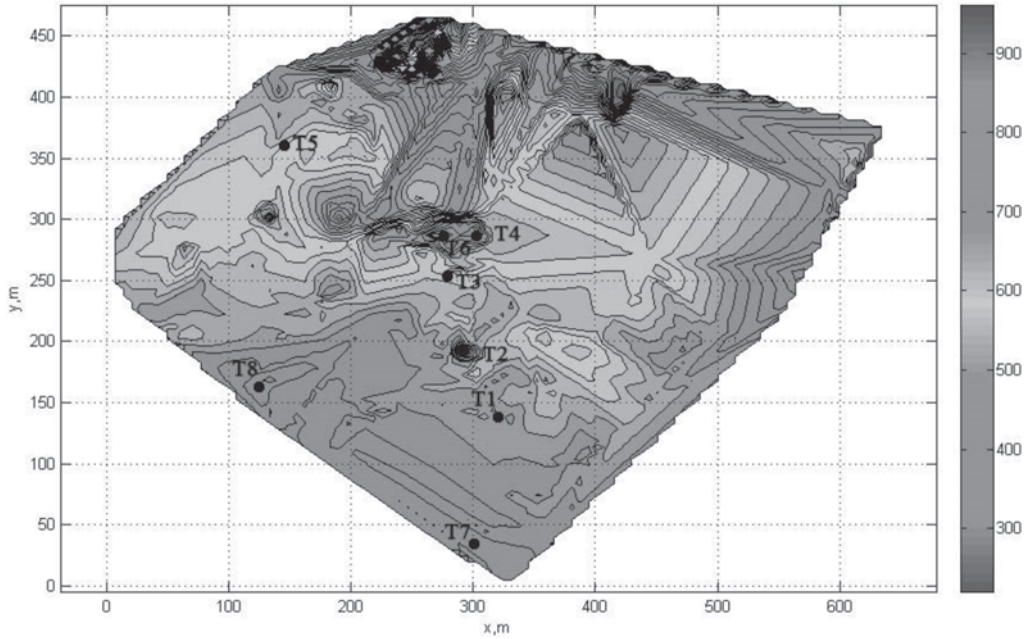



***Рис. 1.*** *Схема магнитного поля в устье р. Тюнь. Т1–Т8 – микроучастки (расшифровка см. в табл. 2)*

зон, по зонам трещиноватости и разломным зонам осуществляется эманирование радона из глубин [18]. На участке Тюнь объемная активность подпочвенного радона изменялась в пределах 50–1360 Бк/м$^3$. Наибольшие значения активности подпочвенного радона по сравнению с верхней границей нормы (50 Бк/м$^3$) отмечались в зоне самых высоких значений ГМП на площадке Тюнь 2п в Т2 (табл. 2). На площадках Тюнь-2п и Тюнь-3п в зонах высоко градиентного ГМП в образцах почв отмечается также увеличение удельной активности Ra-226, Th-232 и K-40. Соответственно и $A_{эфф}$ на этих площадках увеличивается (см. табл. 1). Это, по-видимому, связано с поступлением растворенных водой радионуклидов по трещинам разломов и последующей биогенной аккумуляцией их растениями. Изотопы Cs-137 и Co-60 служат "меткой" техногенного загрязнения. В природе их содержание исчезающее мало. В изученных образцах почвы цезий и кобальт явно из глобальных загрязнений (Чернобыль, атомные испытания и т.п.). Изотоп Be-7 - космогенный радиоактивный изотоп. Он распадается K-захватом с энергией гамма-излучения 478 Кэв и квантовым выходом 0,103, период полураспада 53,3 дня. Изотоп может образовываться в верхних слоях атмосферы при бомбардировке нейтронами аргона и азота воздуха и быстрыми солнечными протонами стабильных атомов Li-7 или B-10, входящих в состав мелкодисперсных частиц пыли, и может разноситься ветром на большие расстояния [1]. Содержание в почвах Cs-137 и Be-7 колеблется от уровня наименьших значений обнаружения этих изотопов до 127 и 1661 Бк/кг соответственно. Co-60 отмечается в почвах только двух участков долины р. Джазатор в зоне высокоградиентного ГМП - Тюнь 2п (5,5 Бк/кг) и Аргут 2 (22,4 Бк/кг) (днище сейсмо грабена). Обращает на себя внимание то, что изотопы Cs-137, Co-60 и Be-7, выпадающие в Горном Алтае из атмосферы, концентрируются в зонах сильного градиентного ГМП и сгущения разломной сети. В поверхностных пробах (глубина отбора 0–5 см) на момент отбора удельная активность Be-7 может быть наибольшей по сравнению с другими найденными изотопами. Отметим, что выявленное осаждение радиогенного материала имеет неравномерный, локальный характер и его концентрация изменяется по годам [15]. Общее воздействие радиоактивности среды на растения носит переменный по времени года и год от года характер [11]. При выпадении из воздуха Be-7 преимущественно оседает на поверхности растений и может быть "ведущим" облучающим их изотопом. Во время сильных дождей он смывается с растений, что уменьшает его радиационное воздействие на них. Из-за короткого времени полураспада (53,3 суток) концентрация Be-7 в растениях и почвах быстро падает. В них остаются основные природные радионуклиды, общее радиационное воздействие которых может составлять меньше половины от пикового.

На участках Ильдыгем и Узургу значения ГМП находятся в диапазонах 58650–58850 нТл и 58620–58830 нТл соответственно. Магнитная картина на этих участках представляет собой структуру, внешне напоминающую магнитный диполь. Характер изменения ГМП связан с зоной повышенной трещиноватости в пределах тектонического структурного узла. Между зонами максимальных и минимальных значений ГМП колебание содержания Ra-226, Th-232 и K-40 в образцах почв незначительно соответственно небольшая разница и $A_{эфф}$. В зоне минимального ГМП (Ильдыгем) отмечается выпадение Be-7 до 1000 Бк/кг. На участке Узургу в зоне снижения ГМП содержание Pa-234 повышается до 1684 Бк/кг. Участок Аргут 1 наиболее удален от максимального поля напряжения, и отличается достаточно выровненным

*Таблица 1. Распределение радионуклидов в зоне минерального питания растений в микропопуляциях* L. caerulea *на участках в бассейне р. Джазатор (2010 г.)*

| Участок | Глубина отбора, см | A ± Δ0,95 (Бк/кг) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Ra-226 | Th-232 | K-40 | Аэфф | Cs-137 | Be-7 | Pa-234 | Co-60 |
| Кук-Карагай | 25–30 | 42,5±4,26 | 45,7±,1 | 543±163 | 151±16,7 | <MDA | 490 | <MDA | <MDA |
| Ильдыгем + | 25–30 | 37,9±3,85 | 55,2±6,8 | 446±40 | 150±18,9 | 7±3,6 | 620 | 537±310 | <MDA |
| Ильдыгем – | 25–30 | 35,1±3,23 | 49±5,5 | 539±87 | 147 ±17,5 | 6±3,2 | 1000 | 354±350 | <MDA |
| Узургу + | 25–30 | 53,8±5,18 | 44,8±5,7 | 441±158 | 152±16,8 | 21±5,8 | <MDA | <MDA | <MDA |
| Узургу – | 25–30 | 37,8±3,9 | 51,8±6,9 | 416±179 | 143±18,9 | 9±2,1 | 660 | 1684±872 | <MDA |
| Тюнь-1А | 25–30 | 26,5±2,64 | 35 ±4,7 | 219 ±128 | 92±13,3 | 4 ± 2,6 | 470 | <MDA | <MDA |
| Тюнь-2А | 25–30 | 29,8±2,87 | 30,1 ±4 | 320 ±147 | 98±14,5 | 2±2 | 440 | <MDA | <MDA |
| Тюнь-1П | 25–30 | 24,9 ±2,5 | 30,6 ±3,8 | 301 ±156 | 92±15,1 | 2±2 | 390 | 1064±1017 | <MDA |
| Тюнь-2П (2010) | 25–30 | 55,2±5,46 | 47,6 ±4,6 | 333 ±162 | 147±16,7 | 6±3,5 | 330 | 666 ±600 | 5,5±5,1 |
| Тюнь-3П | 0–5 | 53,1±5,96 | 41,4 ±5,7 | 536 ±196 | 155±20 | 24±6,7 | 63 | 580±502 | <MDA |
| Тюнь- 3а (ельник) | 25–30 | 39,4 ±4,7 | 42,3 ±4,4 | 444 ±159 | 134±16 | <MDA | 520 | 879±559 | <MDA |
| Аргут-1 | 25–30 | 25,4±2,71 | 30,3 ±3,1 | 485 ±139 | 108±13,5 | 4 ±2,4 | <MDA | 735±455 | <MDA |
| Аргут-2 | 0–30 | 16,8±3,26 | 50,5 ±7,9 | – | 8 ±41 | 127±29 | 1660 | <MDA | 22,4±2,5 |

Примечание: * MDA – минимальная регистрируемая активность.

*Таблица 2. Объемная активность подпочвенного радона в связи с величиной ГМП на участках в бассейне р. Джазатор (2014 г.)*

| Точка регистрации | Название участков | ГМП, нТл | Активность радона, Бк/м$^3$ |
|---|---|---|---|
| Т1 | Тюнь-1п | 58660 | 561 |
| Т2 | Тюнь-2п (2010) | 58904 | 1360 |
| Т3 | Тюнь 2п (2009) | 58605 | 303 |
| Т4 | Тюнь 4п (ельник) | 58570 | 204 |
| Т5 | Тюнь-3п | 58610 | 720 |
| Т6 | Тюнь-3а (ельник) | 58465 | 50 |
| Т7 | Тюнь-1а | 58670 | 357 |
| Т8 | Тюнь-2а | 58715 | 232 |
| Max 1-3 | Ильдыгем+А | 58853 | 374 |
| Min 1-3 | Ильдыгем-К | 58656 | 571 |

ГМП (58720–58750). Участок Аргут 2 находится в сейсмически активной зоне (днище сейсмо грабена).

Анализ содержания флавоноидов и ГКК в листьях и плодах растений показал, что в плодах *L. caerulea* subsp. *altaica* собранных в зонах положительных аномалий ГМП содержания антоцианов увеличивается в 2–3 раза, производных ГКК и флавонолов в 1,5–2 раза. В плодах *L. caerulea* subsp. *pallasii* также наблюдается увеличение в 2 раза содержание антоцианов, уровень ГКК значительно не изменялся. Одновременно в листьях на большинстве участков наблюдалось снижение уровня накопления флавоноидов и ГКК. Между уровнем накопления антоцианов и производных ГКК в плодах и содержанием ГКК в листьях существуют отрицательные линейные зависимости достоверные при $p<0,01$. В большинстве случаев на тех площадках, где происходило более интенсивное накопление ГКК в плодах растений, в листьях наблюдалось их значительное снижение (рис. 2). Это связано, вероятно, с тем, что плоды в период созревания, являясь аттрагирующим центром, ориентируют на себя отток углеводов из листьев, которые становятся субстратом для биосинтеза флавоноидов и ГКК. В фоновых условиях концентрация ГКК в листьях растений может быть более чем в 50 раз больше, чем в плодах. В зонах аномалий ГМП уровень накопления соединений этого класса в листьях и плодах становится практически одинаковым [4]. Вероятно, именно с защитной функцией этих соединений связано усиление их биосинтеза в репродуктивных органах и снижение – в вегетативных. Сравнительная оценка изменчивости морфометрических признаков плодов проведенная ранее в микропопуляциях в устье р. Тюнь показала, что, для популяций Тюнь-2а, Тюнь-2п и Тюнь-3п, расположенных в зонах повышенных и сильноградиентных значений ГМП, по

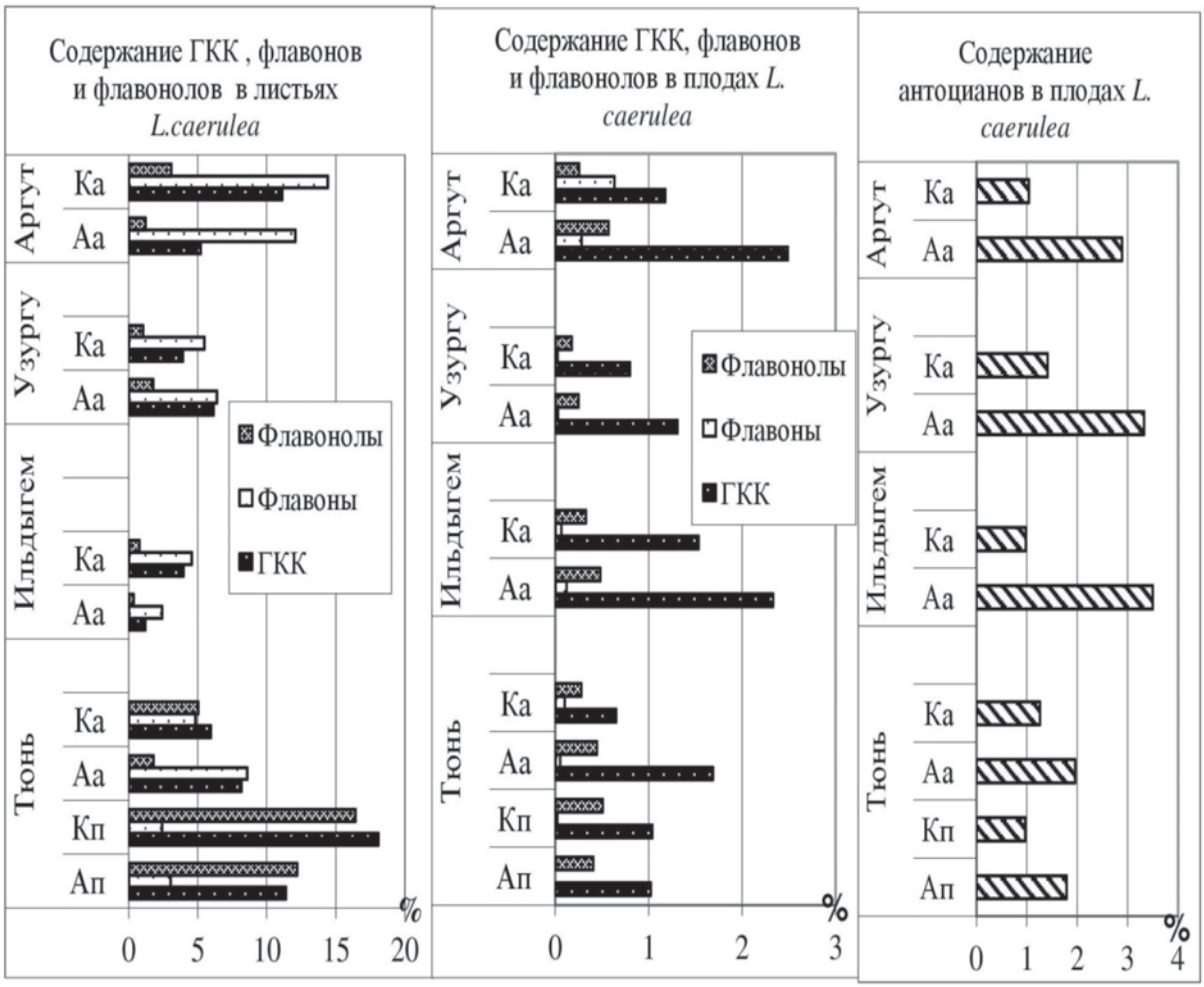



***Рис. 2.*** *Сравнительная оценка суммарного содержания отдельных классов полифенолов в плодах и листьях растений L. caerulea из разных по геоэкологическим характеристикам участков долины р. Джазатор. По горизонтали – площадь хроматографических пиков в %, по вертикали – точки отбора проб: А – зоны геомагнитных аномалий; К – контрольные площадки; а – L. caerulea subsp. altaica;n – L. caerulea subsp. pallasii*

сравнению с фоновыми, характерно наличие плодов более крупных размеров. У представителей *L. caerulea* subsp. *pallasii* разница достоверна на 0,001–0,01 уровнях значимости для длины и ширины плодов, у *L. caerulea* subsp. *altaica* различие достоверно на 0,1–0,02 уровнях значимости [15].

Комплексные исследования в долине р. Джазатор показали, что в узлах пересечения тектонических нарушений усиливаются вариации геомагнитного и радиационного полей. В связи с увеличением неоднородности среды процессы геохимического и геофизического воздействия на биоту идут активней или медленней, обусловливая тем самым появление микропопуляций с высокой дисперсией морфологических и биохимических признаков. Увеличение содержания антоцианов в плодах *L. caerulea* наблюдается в зонах положительных магнитных аномалий на фоне высокого содержания радиоактивных изотопов природного и техногенного происхождения. Возможно, структурные узлы являются зонами естественного фракционирования космогенного изотопа Be-7, который при выпадении в повышенных концентрациях (в отдельные годы) может оказывать мутагенное воздействие на растения. Для достоверного утверждения этого предположения требуются дополнительные исследования.

***Литература***

1. *Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества. Справ. изд. / В.А. Баженов, Л.А. Булдаков, И.Я. Василенко и др. – Л. : Химия, 1990. – 464 с.*
2. *Боярских И.Г., Васильев В.Г., Кукушкина Т.А. Изменение метаболизма Lonicera caerulea L. в тектонически активной зоне Горного Алтая (Северо-Чуйский хр.) // Растительный мир Азиатской России. – 2011. – № 2. – С. 114–119.*
3. *Особенности элементного и биохимического состава Lonicera caerulea L. в локальной геологически активной зоне Катунского хребта (Горный Алтай) / И.Г. Боярских, А.И. Сысо, С.А. Худяев и др. // Геоф. процессы и биосфера. – 2012. – Т. 11, № 3. – С. 70–84.*

4. *Боярских И.Г. Васильев В.Г., Кукушкина Т.А. Содержание флавоноидов и гидроксикоричных кислот в Lonicera caerulea (Caprifoliaceae) в популяциях Горного Алтая // Раст. ресурсы. – 2014. – Вып. 1. – С. 105–121.*
5. *Применение методов биотестирования для индикации закономерностей варьирования фенотипических и цитогенетических изменений растений-индикторов в зависимости от степени тектонической нарушенности зоны произрастания / А.А. Вьюхина, Е.И. Омельченко, Е.И. Шиманская и др. // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. – 2013. – № 1. – С. 45–51.*
6. *Запрометов М.Н. Фенольные соединения и их роль в жизни растения. – М. : Наука, 1996. – 45 с.*
7. *Куликова А.И., Боярских И.Г. Особенности формирования репродуктивных структур у тератной формы Lonicera caerulea (Caprifoliaceae) // Бот. журн. – 2014. – Т. 99, № 2. – С. 193–205.*
8. *Куликова А.И., Боярских И.Г. Репродуктивная способность Lonicera caerulea (Caprifoliaceae) в локальной зоне геолого-геофизической неоднородности Горного Алтая // Сиб. эколог. журнал. – 2015. – № 4. – С. 608–616.*
9. *Влияние тектонических нарушений (дегазация, наведенные токи, вариации геомагнитного поля) севера Русской плиты на окружающую среду (на примере Архангельской области) / Ю.Г. Кутинов, З.Б. Чистова, В.В. Беляев и др. // Вестн. КРАУНЦ. – 2009. – № 2, вып. 14. – С. 77–89.*
10. *Никитский В.Е., Глебовский Ю.С. Магниторазведка. Справочник геофизика. – М. : Недра, 1980. – 367 с.*
11. *Вариации содержания Be-7 в приземном слое атмосферы на средних широтах / Т.Б. Петрова, П.С. Микляев, В.К. Власов и др. // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 2. Химия. – 2009. – Т. 50, № 5. – С. 396–401.*
12. *Горбушина Л.В., Зимин Д.Ф., Сердюкова А.С. Радиометрические и ядерногеофизические методы поисков и разведки месторождений полезных ископаемых : учеб. пособие. – М. : Атомиздат, 1970. – 376 с.*
13. *Рогожин Е.А., Платонова С.Г. Очаговые зоны сильных землетрясений Горного Алтая в голоцене. – М. : ОИФЗ РАН, 2002. – 130 с.*
14. *Boyarskikh I.G., Shitov A.V. Intraspecific variability of plants: The impact of active local faults / ed. by I.V. Florinsky // Man and the Geosphere. – New York : Nova Science, 2010. – P. 145–167.*
15. *Change in biochemical and morphological characteristics of Lonicera Caerulea in tectonically active zone of the Dzhazator River Valley (Altai Mountains) / I.G. Boyarskikh, S.A. Khudyaev, S.G. Platonova et al. // Izvestiya. Atmospheric and Oceanic Physics. – 2012. – Vol. 48, No. 7. – P. 747–760.*
16. *Tectonic Faults: Agents of Change on a Dynamic Earth / ed. by M.R. Handy, G. Hirth, N. Hovius. – Cambridge : MIT Press, 2007. – 446 p.*
17. *Heads M. Biological disjunction along the West Caledonian fault, New Caledonia: A synthesis of molecular phylogenetics and panbiogeography // Botanical Journal of the Linnean Society. – 2008. – Vol. 158, No. 3. – P. 470–488.*
18. *Spivak A.A. Manifestation of fault zones in geophysical fields // Geodynamics & Tectonophysics. – 2014. – Vol. 5 (2). – P. 507–525.*
19. *Trifonov V.G., Karakhanian A.S. Active faulting and human environment // Tectonophysics. – 2004. – Vol. 380, No. 3–4. – P. 287–294.*

# ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ РЕАКТОР ИРТ-Т И ЕГО ИСПОЛЬЗОВАНИЕ В ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ И ПРИКЛАДНЫХ ИССЛЕДОВАНИЯХ

В.А. Варлачев

Томский политехнический университет, Томск, Россия, varlachev@tpu.ru

# THE RESEARCH REACTOR RRT-T AND ITS USE IN BASIC AND APPLIED RESEARCH

V.A. Varlachev

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Благодаря своим замечательным свойствам (электронейтральность, наличие магнитного момента и др.) нейтроны являются уникальным инструментом исследования структуры, динамики и свойств вещества, что определило их широкое использование в самых различных областях науки: физике, химии, биологии, геофизике, материаловедении, медицине и т.д. Как свидетельствует мировой опыт, непрерывно растет использование нейтронного излучения в прикладных целях, поскольку сегодня самые передовые направления в развитии техники и технологий получения новых материалов (в том числе и нанотехнологий) рождаются из достижений вышеперечисленных областей науки. Поэтому исследовательские ядерные реакторы играют важную роль в решение научно-технических задач по созданию новой техники, развитию отраслей промышленности, требующих принципиально новых методов оперативного контроля технологических процессов, получению веществ и материалов с заданными свойствами.

Исследовательский ядерный реактор ИРТ-Т был введен в эксплуатацию в 1967 г. В период с 1977 по 1984 гг. была проведена коренная реконструкция реактора, которая позволила повысить тепловую мощность реактора с 2 до 6 МВт. Можно утверждать, что в результате ре-

конструкции построен новый реактор. В связи с тридцатилетним сроком эксплуатации реактора в 2014–2015 гг. было проведено техническое освидетельствование оборудования и сооружений реактора. По результатам, которого срок его эксплуатации продлен до 2035 г.

Одной из важных задач, выполняемых на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т, является подготовка высококвалифицированных специалистов в области разработки и эксплуатации ядерных установок [14].

Реактор ИРТ-Т до сих пор занимает особое место в ряду других – это единственный исследовательский реактор на территории Сибири и Дальнего Востока. В силу этого на нем развивались и развиваются исследования, в которых заинтересованы научные и производственные организации региона непосредственно связанные с изучением природных ресурсов и развитием производительных сил. В отличие от других реакторов, на которых большое внимание уделялось работам по ядерной физике, радиационному материаловедению и т.д., на ИРТ-Т систематические исследования проводились в основном по нейтронно-активационному анализу, радиационной физике и химии. Для проведения этих исследований в ходе реконструкции реактора была создана соответствующая экспериментальная база (рис. 1).

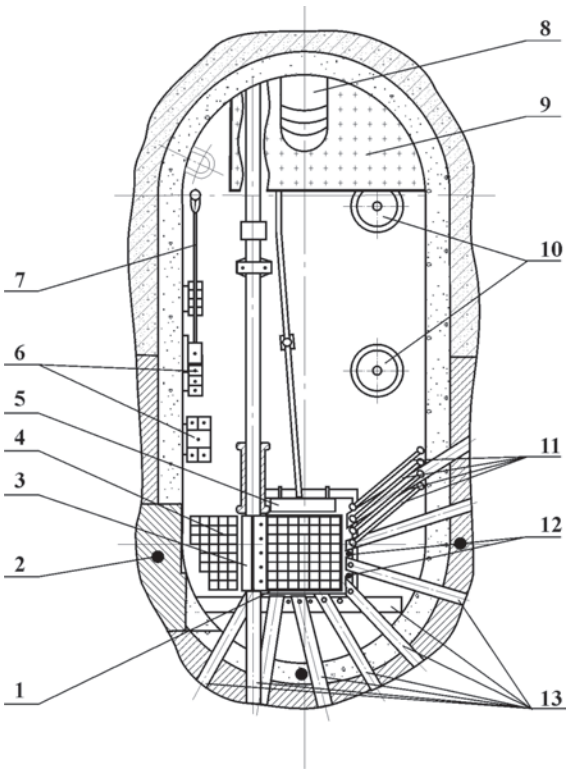



***Рис. 1.*** *Поперечный разрез реактора: 1 – корпус активной зоны; 2 – каналы для измерения температуры бетона; 3 – бериллиевый блок; 4 – внутренняя тепловая сборка; 5 – генератор активности; 6 – временное хранилище ТВС; 7 – устройство для транспортировки ТВС; 8 – трубопровод напорный; 9 – распределительная емкость; 10 – клапаны естественной циркуляции; 11 и 12 – вертикальные экспериментальные каналы; 13 – горизонтальные экспериментальные каналы*

Реактор оборудован десятью горизонтальными экспериментальными (ГЭК) и 14 вертикальными (ВЭК) каналами. При работе реактора на мощности 6 МВт максимальная плотность потока тепловых нейтронов $1{,}4 \cdot 10^{14}$ см$^{-2}$с$^{-1}$, а быстрых – $2{,}8 \cdot 10^{13}$ см$^{-2}$с$^{-1}$.

Традиционно, начиная с 1967 года, на ИРТ-Т продолжаются работы по нейтронно-активационному анализу (НАА). Для его реализации на реакторе создано соответствующее вспомогательное оборудование, которое обеспечивает [12]:

- экспрессную доставку образцов с позиции облучения на позицию измерения наведенной активности;
- возможность облучения проб большого объема (аспирационные и седиментационные фильтры и т.д.) в целях мониторинга природной среды;
- возможность облучения анализируемых проб в потоке нейтронов различных энергий.

С помощью указанного оборудования на базе ИРТ-Т ТПУ выполняются работы фундаментального и прикладного значения:

- по изучению уровней накопления и форм нахождения радиоактивных элементов в горных породах, рудах и минералах с целью радиогеохимической типизации рудно-магматических образований;
- по оценке редкометальной геохимической специализации и потенциале угольных бассейнов и месторождений Центральной Сибири;
- по прогнозированию и поиску новых месторождений нефти и газа радиогеохимическими методами;
- по оценке влияния деятельности предприятий ядер-

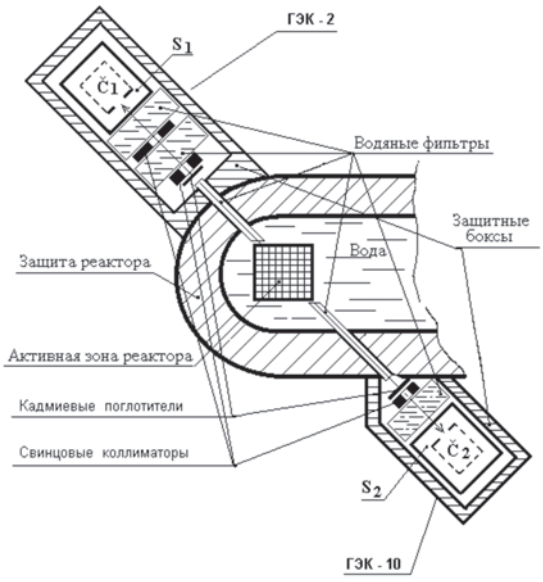



***Рис. 2.*** *Схема эксперимента. $C_1$, $C_2$ – Черенковские спектрометры; $S_1$, $S_2$ – Сцинтилляционные счетчики*

но-энергетического и топливно-энергетического комплексов региона на состояние и динамику загрязнения среды обитания человека с учетом трудностей реабилитации естественных территорий в условиях Сибири;

– по определению уровня накопления редких и радиоактивных элементов в биосубстратах (кровь, волосы и др.), органах и тканях человека для целей мониторинга территорий.

Аналитические возможности методов НАА на базе исследовательских ядерных реакторов уже сейчас позволяют перейти к количественному определению малых элементов на уровне их фоновых концентраций, использованию отрицательных литологических аномалий, изучению геохимического равновесия между редкими и породообразующими элементами и т.д. Все это очень важно для исследования процессов миграции и аккумуляции углеводородов в осадочных бассейнах.

Кроме того, методики НАА используются для выявления закономерностей распределения микроэлементов по компонентам и функциям нефти Западной Сибири, поведения металлов в процессах переработки нефтяного сырья [13]. Эти данные позволяют определить форму нахождения элементов в нефти, их принадлежность соответствующим элементоорганическим соединением или внутри молекулярным комплексам, характер связи металла, что в свою очередь может быть применено при прогнозировании химических свойств отдельных компонентов нефти, выбора путей рациональной переработки нефтяного сырья и квалифицированного использования нефтяных остатков [1, 13].

НАА преимущественно в инструментальном варианте широко использовался в арсенале методов геолого-геохимических исследований. Возможность определения до 30 элементов на кларковом уровне во всех разновидностях горных пород и минералов позволяет решать не только прикладные, но и фундаментальные задачи геохимии. Методами НАА, методом запаздывающих нейтронов и осколочной нейтронной радиографии на базе исследовательского ядерного реактора проводятся ядерно-геохимические исследования на обширной территории юга Западной Сибири, Хакасии, Алтая, Красноярского края, Эвенкии и Бурятии. Выполняется около полумиллиона элементо-определений в год. Решаются прикладные задачи поиска и разведки полезных ископаемых: золота, алмазов, платиноидов, редких и радиоактивных элементов. Выполнена работа по оценке уровня накоплений редких и радиоактивных элементов в углях Кузбасса, нефтях и торфах Томской области. Проводится эколого-геохимический мониторинг территорий на содержание токсичных элементов в воде, почвах, снеге, растительных, биологических и других объектах (Рихванов Л.П. и др. 2002–2005 гг.) [2, 3, 16–18]. В сотрудничестве с МАГАТЭ выполнятся многолетняя программа по контролю качества аналитических работ и созданию международных стандартных образцов химического состава природных объектов.

Для получения полупроводниковых материалов с заданными электрофизическими характеристиками разработана и внедрена на реакторе технология ядерного легирования кремния (ЯЛК). Автоматизированная установка для ЯЛК слитков кремния большого диаметра создана на ГЭК-4. Со стороны этого канала вдоль грани АЗ расположена бериллиевая сборка, окружающая канал и имеющая размеры 572х648х660 мм. При расчете и проектировании сборки решалась задача обеспечения однородного облучения образцов большого размера. Установка ориентирована на опытно-промышленное легирование слитков полупроводникового кремния. Максимальный градиент плотности потока тепловых нейтронов по диаметру этого канала достигает 17%. Для достижения высокой пространственной однородности легирования была разработана математическая модель нейтронного поля и алгоритм движения в нем контейнеров со слитками. Реализация данной модели позволила получить в пространстве контейнера диаметром 130 и длиной 700 мм объемную неоднородность облучения не хуже 5% относительных [9, 11]. Производительность созданной технологии ЯЛК равна 5000 кг для слитков кремния диаметром 5 дюймов и конечный номинал удельного электрического сопротивления 60 Ом·см. Установка не имеет аналогов в России.

Одним из перспективных научных направлений, которое развивается на исследовательском реакторе, является разработка методов и технологий получения короткоживущего технеция-99м для медицинской диагностики с использованием реакции радиационного захвата. Как известно, радиофармпрепараты технеция широко используются в мировой ядерной медицине для выявления на ранних стадиях онкологических заболеваний, заболеваний сердечнососудистой системы, головного мозга и других важнейших органов и тканей. В настоящее время на ядерном реакторе создано производство сорбционных генераторов технеция-99m на основе обогащенного молибдена-98. Для облучения мишеней задействован центральный ВЭК реактора с потоком тепловых нейтронов $1{,}4 \cdot 10^{14}$ н/см·с, который позволяет получать активность молибдена-99 более 10 Ки на 1 г за 100 ч работы аппарата. Плановый объем производства составляет 300 генераторов в год, что обеспечивает потребности ядерной медицины Сибирского и Дальневосточного регионов [10, 15, 19, 20].

В университете разработана и создана экспериментальная установка (рис. 2) для поиска эмиссии $\pi^0$-мезонов при вынужденном делении ядер $^{235}U$ нейтронами в ядерном реакторе [4, 5, 7].

Установка состоит из двух черенковских спектрометров полного поглощения для регистрации и измерения энергии двух $\gamma$-квантов от распада $\pi^0$- мезона. Спектрометры расположены на выходах двух соосных ГЭК-ов и включены на совпадение. Для защиты детекторов от $\beta$, $\gamma$-нейтронных потоков в каналах размещены фильтры из борированной воды. Для режекции космического фона над каждым спектрометром размещены сцинтилляционные счетчики большой площади, работающие в режиме антисовпадений.

Электронная аппаратура установки выполнена в стандарте КАМАК и работает в линию с персональным компьютером. Система мониторинга параметров установки основана на высокостабильных карбидокремни-

евых светодиодах и радиоизотопных излучателях света.

Для имитации и учета эффекта наложения импульсов (pile-up) от фона из активной зоны реактора в измерениях с неработающим реактором осуществляется однофотонный подсвет фотокатодов ФЭУ черенковских спектрометров стабильными светодиодами. Энергетическое и временное разрешения спектрометров, эффективность регистрации заряженных частиц сцинтилляционными счетчиками исследованы на вторичном электронном пучке синхротрона нашего университета.

В предварительном 30-часовом сеансе измерений была, исследована обнаружительная способность установки. После обработки событий по критериям соответствующим 90% вероятности регистрации событий в выделенной области не было обнаружено ни одного события. Таким образом, установка обеспечивает подавление фона до уровня $<10^{-5}$ событий/с. Такой уровень фона позволяет обнаружить пионы, рожденные с вероятностью менее $2\cdot10^{-13}$ на один акт деления ядра $^{235}U$, при уровне достоверности 90%. В результате статистической обработки результатов проведенных экспериментов установлено самое сильное ограничение на вероятность эмиссии нейтральных пионов при вынужденном делении ядер урана-235 нейтронами равное $P_m/P_g \leq 5{,}3\cdot10^{-12}$ при уровне достоверности 90%.

Еще одной фундаментальной проблемой, связанной с процессом деления ядер, является проблема энергетического спектра γ-квантов, возникающих при этом делении. Известно, что энергетический спектр γ-квантов, возникающих в процессе деления тяжелых ядер нейтронами, в диапазоне энергий 1÷7 МэВ хорошо изучен экспериментально и имеет вид экспоненты с обратным параметром наклона $E_0 = 0{,}9$ МэВ. Параметры спектра определяются статистическим характером снятия возбуждения с осколков деления ядер. В области энергий 7÷20 МэВ экспериментальные данные об энергетическом спектре γ-излучения получены только на источниках спонтанно делящихся ядер $^{238}U$, $^{252}Cf$. Спектры характеризуются обратным параметром наклона $E_0 = 1{,}4\div2{,}2$ МэВ. Выход γ-квантов в этой области энергий объясняется наличием высоковозбужденных состояний дочерних ядер, возникающих в процессе деления и, в том числе, прямым возбуждением гигантского дипольного резонанса.

В области энергий >20 МэВ существует противоречивая как теоретическая, так и экспериментальная ситуация. Из 6 проведенных экспериментов, в 3 зафиксирован выход γ-квантов с энергией >20 МэВ, в 3 других экспериментах установлен только верхний предел на выход. В 5 экспериментах использовались источники спонтанного деления $^{252}Cf$.

Единственный эксперимент, проведен на импульсном ядерном реакторе ОИЯИ (Дубна), с целью обнаружения выхода γ-квантов с энергией >30 МэВ. В эксперименте было получено самое сильное ограничение на вероятность выхода γ-квантов. Теоретически, выход γ-квантов в диапазоне энергий (20–80 МэВ), обосновывается как результат когерентного тормозного излучения осколков деления ядер в кулоновском поле и зависит от фундаментальных характеристик процесса деления ядер, таких как: длина шейки деления, механизма ускорения (мгновенный, чисто кулоновский), квантово-механических поправок на эффект туннелирования осколков через потенциальный барьер. Результаты расчетов отличаются в разных моделях на несколько порядков.

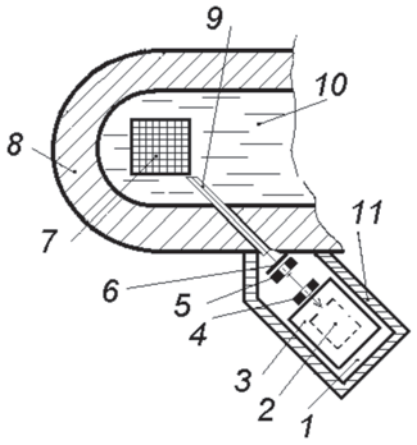



***Рис. 3.*** *Схема эксперимента на горизонтальном экспериментальном канале ядерного реактора: 1 – горизонтальный экспериментальный канал; 2 – NaI-спектрометр;3 – система сцинтилляционных счетчиков, включенных по схеме антисовпадений; 4, 5 – свинцовые коллиматоры; 6 – кадмиевый поглотитель; 7 – активная зона; 8 – биологическая защита реактора; 9 – водяной фильтр; 10 – водный бассейн; 11 – защитный бокс*

На ИРТ-Т были проведены исследования высокоэнергетической части спектра γ-квантов из реакции деления $^{235}U$ нейтронами.

Эксперимент был выполнен на горизонтальном экспериментальном канале (рис. 3). Энергетический спектр измерялся с помощью NaI (Tl)-спектрометра, с размерами кристалла ∅ 200 мм, $l = 200$ мм (7,7 рад. длин). Для защиты детектора от потока нейтронов и уменьшения плотности потока г-квантов до приемлемого уровня, между спектрометром и активной зоной реактора был помещен фильтр из дистиллированной воды длиной 300 см. Между входом свинцового коллиматора 1 и выходом коллиматора 2 расстояние 150 см. Диаметр отверстия обоих коллиматоров равен 2 см, длина 15 см. В результате, при мощности реактора $W = 6$ МВт, на детектор падал поток γ-квантов с интенсивностью $I = 5\cdot10^4$ γ/с.

Для защиты детектора от фона, обусловленного космическим излучением, использовалась пассивная защита – свинец, тяжелый бетон и активная защита – сцинтилляционные детекторы, окружающие NaI-спектрометр с боковых сторон и работающие в режиме антисовпадений. В результате проведенных экспериментов были получены следующие результаты [6, 8]:

– впервые определен вклад в энергетический спектр γ-квантов из активной зоны ядерного реактора

($E_\gamma$ = 12÷36 МэВ) от высоковозбужденных состояний дочерних ядер, возникающих в процессе деления, в том числе и за счет возбуждения и последующего распада гигантского дипольного резонанса;

– установлено самое сильное ограничение на вероятность выхода γ-квантов с энергией >36 МэВ (на два порядка величины выше, чем ограничение, полученное на импульсном ядерном реакторе ОИЯИ).

В настоящее время на ИРТ-Т продолжаются исследования по получению диагностических и терапевтических радиофармпрепаратов, модификации полимерных и кристаллических структур, созданию пучков выведенных нейтронов для нейтронно-графических исследований и нейтронозахватной терапии, нейтронно-активационному анализу, созданию детекторов тепловых и быстрых нейтронов.

***Литература***


1. *Алешин Г.Н., Глухов Г.Г. Современные методы определения микроэлементов в нефти и нефтепродуктах // Совершенствование методов анализа нефтей. – Томск, 1983. – С. 10–27.*
2. *Арбузов С.И., Ершов В.В., Рихванов Л.П. Редкометальный потенциал углей Минусинского бассейна. – Новосибирск : Гео, 2003. – 347 с.*
3. *Радиоактивные элементы в палеозойских углях Сибири / С.И. Арбузов, Л.П. Рихванов, А.В. Волостнов и др. // Геохимия. – 2005. – № 5. – С. 527–541.*
4. *Экспериментальный предел на вероятность эмиссии нейтральных пионов при вынужденном делении ядер урана-235 нейтронами / В.А. Варлачев, Г.Н. Дудкин, Ю.Ф. Кречетов и др. // Известия Вузов. Физика. – 2003. – Т. 46, № 9. – С. 26–32.*
5. *Поиск эмиссии π-мезонов при вынужденном делении $^{235}U$ нейтронами / В.А. Варлачев, Г.Н. Дудкин, Ю.Ф. Кречетов и др. // Письма в ЖЭТФ. – 2004. – Т. 80, вып. 3. – С. 171–173.*
6. *Варлачев В.А., Дудкин Г.Н., Падалко В.Н. Исследование высокоэнергетической части спектра γ-квантов из реакции деления ядер $^{235}U$ нейтронами // Известия РАН. Серия физическая. – 2007. – Т. 71, № 11. – С. 1682–1686.*
7. *Варлачев В.А., Дудкин Г.Н., Падалко В.Н. Накопление $^{59}Ni$ в коррозионно-стойкой стали под действием потока нейтронов // Атомная Энергия. – 2005. – Т. 99, вып. 6. – С. 1–7.*
8. *Варлачев В.А., Дудкин Г.Н., Падалко В.Н. Существует ли когерентное тормозное излучение осколков деления ядер? // Письма в ЖЭТФ. – 2005. – Т. 82, вып. 7. – С. 440–444.*
9. *Варлачев В.А., Зенков А.Г., Солодовников Е.С. Особенности нейтронно-трансмутационного легирования кремния на исследовательских реакторах // Изв. Вузов. Физика. – 1998. – № 4. – С. 210–215.*
10. *Генерирование $^{99}Mo$ на реакторе ИРТ-Т / В.А. Варлачев, А.И. Рябчиков, Е.С. Солодовников и др. // Радиохимия. – 2006. – Т. 48, № 5. – С. 442–445.*
11. *Томский комплекс нейтронно-трансмутационного легирования кремния / В.А. Варлачев, Е.С. Солодовников, А.Н. Кузин и др. // Атомная энергия. – 1995. – Т. 79, вып. 1. – С. 38–40.*
12. *Глухов Г.Г., Диденко А.Н. Ядерный реактор ИРТ-Т НИИ ЯФ ТПУ в научных и прикладных исследованиях // Атомная энергия. – 1988. – Т. 64, вып. 5. – С. 366–370.*
13. *О распределении микроэлементов в Адсорбционно-хроматографических фракциях нефтяных смол / Л.Н. Горбунова, В.А. Варлачев, Г.Г. Глухов и др. // Нефтехимия. – 1980. – Т. 20, № 4. – С. 625–631.*
14. *Исследовательский ядерный реактор ИРТ-Т: Пособие по производственной практике и стажировке / В.А. Варлачев, О.Ф. Гусаров, С.А. Заболотнов и др. – Томск : Изд. ТПУ, 2002. – 56 с.*
15. *Диагностические возможности сцинтиграфии миокарда с технетрилом (МИБИ), меченным $^{99m}Tc$, полученным из экстракционного и сорбционного генераторов / Ю.Б. Лишманов, В.И. Чернов, Ж.В. Веснина и др. // Радиохимия. – 1997. – Т. 39, № 5. – С. 320–323.*
16. *Редкие элементы в углях Кузнецкого бассейна / С.И. Арбузов, В.В. Ершов, А.А. Поцелуев и др. – Кемерово : Кемеровский полиграфкомбинат, 2000. – 245 с.*
17. *Рихванов Л.П., Архангельская Т.А., Несветайло В.Д. Изучение уровня и динамики накопления делящихся радионуклидов в годовых кольцах деревьев // Геохимия. – 2002. – № 11. – С. 1238–1245.*
18. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудномагматических образований Алтае-Саянской складчатой области. – Новосибирск : Гео, 2002. – 550 с.*
19. *Скуридин В.С. Способ экстракционного получения технеция-99м и устройство для его осуществления. Патент 2118858 RU. МКИ G21G 1/06, 4/08. – Заявл. 14.10.94; опубл. 10.09.98. – Бюл. № 25.*
20. *Скуридин В.С., Чибисов Е.В. Экстракционный генератор технеция-99т. Патент 2161132 RU. МКИ C01G 57/00.– Заявл. 14.02.00; опубл. 27.12.00. – Бюл. № 36.*

# РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДОНА НА ТЕРРИТОРИИ ГОРОДА КЕМЕРОВО

Ю.А. Верховых, Л.А. Строкова

Томский политехнический университет, Томск, Россия, sla@tpu.ru

# THE DISTRIBUTION OF RADON ON THE TERRITORY OF THE CITY OF KEMEROVO

Ju.A. Verhovyh, L.A. Strokova

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

A primary radon potential mapping based on field soil gas radon and soil descriptions was carried in this study. The results reveal that Quaternary sediments are inhomogeneous from a radon point of view. The analysis of certain geological information can allow classifying with high probability certain areas as radon-prone. This information is very useful for planning justified radon prevention in new buildings.

Территория города Кемерово является потенциально радоноопасной, о чем свидетельствуют радиоэкологические работы, проведенные в Кемеровской области в целом, и в Кемерово в частности. В свете этой проблемы, актуальной является разработка ГИС для изучения распределения и мониторинга радона на территории города, создаваемая на кафедре ГИГЭ ТПУ с сентября 2015 г. В основу работы положены данные, предоставленные компанией ООО "Геотехника" [5]. В настоящее время база данных включает сведения по 14 строительным площадкам г. Кемерово, на которых проводились изыскания в 2013–2015 гг.

Геологическое строение исследованной территории обусловлено приуроченностью района к северо-восточной части Кузнецкой межгорной впадины. В геологическом строении территории принимают участие верхнепермские отложения осадочного комплекса, перекрытые с поверхности толщей рыхлых четвертичных образований аллювиально-делювиального и элювиального генезиса. В геоморфологическом отношении площадки расположены на склоне водораздела р. Томь. Рельеф поверхности слабонаклонный, волнистый, с общим понижением на юго-восток в сторону долины р. Томь.

Согласно нормативным документам (п. 4,45 СП 11-102-97) радиационно-экологические исследования на каждой строительной площадке включали оценку гамма-фона территории строительства и оценку радоноопасности территории.

Для выявления и оценки опасности источников внешнего гамма-излучения проводилась радиационная съемка (определение мощности эквивалентной дозы внешнего гамма-излучения по сетке с шагом не более 50х50 м) с использованием поисковых гамма-радиометров типа СРП-88Н (рис. 1) и дозиметров для обнаружения зон с повышенным гамма-фоном.

Радоноопасность территории определяется плотностью потока радона с поверхности грунта и содержанием радона в воздухе построенных зданий и сооружений. Измерения объемной активности (ОА) радона в почвенном воздухе производятся в незатопленных талыми или грунтовыми водами скважинах (шпурах) глубиной 0,7–1,0 м. Число контрольных точек в пределах застраиваемой площадки должно быть не менее 20.

На предпроектных стадиях выполняется предварительная оценка потенциальной радоноопасности территории. На стадии проекта производится уточнение радоноопасности площадки и определение класса требуемой противорадоновой защиты зданий. На участках с насыпными грунтами проводится определение максимальной дозы гамма-излучения в инженерно-геологических скважинах (гамма-каротаж) и суммарной удельной активности бета-излучений в воде первого от поверхности водоносного горизонта.

При наличии предпосылок потенциальной радоноопасности территории объемная активность ОА (концентрация) радона в почвенном воздухе определяется посредством стандартной эманационной съемки с использованием универсальных радиометров радона типа "Радон-М" (рис. 1). Измерение плотности потока радона выполняется на поверхности почвы, дна котлована или на нижней отметке фундамента здания. Измерение плотности потока радона производится методом экспонирования в контрольных точках накопительных камер с сорбентом радона, с последующим определением величины потока на радиометрических установках по величине активности бета- или гамма-излучения дочерних продуктов радона, поглощенного сорбентом.

В настоящее время для многих регионов мира накоплен солидный банк данных по измеренным значениям радона. Как показали результаты исследований, концентрация радона изменяется в широком диапазоне даже в пределах небольшого участка с одинаковыми



***Рис. 1.*** *Эманационная съемка эманометром Радон-М*

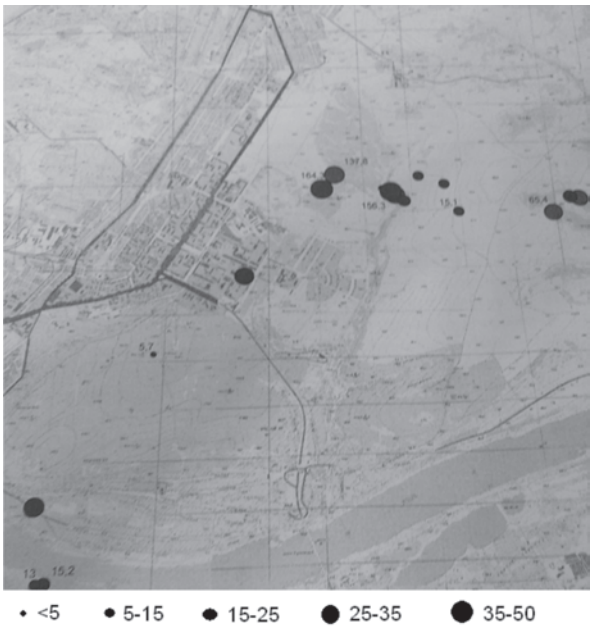



***Рис. 2.*** *Фрагмент карты фактов измерений ОА радона (мБк/м$^2$с)*

геологическими и гидрогеологическими условиями [1, 3, 4, 6], описаны закономерности суточной вариации в зависимости от метеоусловий, в период резкой смены погоды, за несколько суток до возникновения сейсмического случая. Кроме этого, многие исследователи выявили значимую положительную корреляцию между концентрацией радона и температурой грунта, его водонасыщенности, плотности, пористости, гранулометрическим составом и другими. Эти исследования только подтверждают многофакторность проблемы.

Информация о выходе радона из грунта с конца 90-х гг. прошлого столетия широко используется для оценки потенциальной радоноопасности территорий и зданий и построении карт. В публикациях описаны оценки потенциальной радоноопасности, осуществленных по комплексу геологических и геофизических признаков. К геологическим признакам относятся: наличие определенных петрографических типов пород, разрывных нарушений, сейсмическая активность территории, присутствие радона в подземных водах и выходы радоновых источников на поверхность. Геофизические признаки включают: высокую удельную активность радия в породах, слагающих геологический разрез; уровни объемной активности (ОА) радона (концентрация) в почвенном воздухе, эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона в зданиях и сооружениях, эксплуатируемых на исследуемой территории и в прилегающей зоне. Наличие данных о зарегистрированных значениях ЭРОА радона, превышающих 100 Бк/м$^3$, в эксплуатируемых в исследуемом районе зданиях служит основанием для классификации территории как потенциально радоноопасной.

В результате радиационно-гигиенического обследования участков изысканий под новое строительство, выполненных специалистами ООО "Геотехника" установлено:

- мощность эффективной дозы внешнего гамма-излучения изменяется от 0,12 до 0,40 мкЗв/ч (микрозиверт в час).
- плотность потока радона (ППР) в соответствии с рекомендациями по "Методике экспрессного измерения плотности потока радона $^{222}$Rn" вычислялась в камеральных условиях с учетом средних значений ОА, объема стандартной измерительной камеры, свободного объема накопительной камеры, соединительных трубок, времени работы воздуходувки. По результатам выполненных полевых и камеральных работ плотность потока радона варьировала в широких пределах (рис. 2), максимальное значение на одной из площадок составила 171,8 мБк/м$^2$с.

Принимая во внимание значительные пространственно-временные вариации плотности потока с поверхности грунта, вызванных влиянием различных факторов, для экспериментального получения репрезентативной величины [6], достоверно характеризующей радоноопасность территории, несомненно, требуется значительный объем измерений и их соответствующая обработка.

Пополнение базы данных позволит провести обследование Кемерово на радон, получить более ясную картину радоноопасности территории города, спланировать и провести мероприятия по снижению концентрации радона в помещениях с точки зрения конкретных групп домов и населения.

***Литература***

1. *Иванова Т.М. Оценка воздействия метеорологических факторов на объемную активность радона в породах и плотность потока радона из грунта // АНРИ. – 2001. – № 2. – С. 9–15.*
2. *Инженерно-экологические изыскания для строительства СП 11-102-97. – М. : ПНИИИС Госстроя России, 1997. – 41 с.*
3. *Максимовский В.А., Харламов М.Г. Районирование территории России по степени радоноопасности // АНРИ. Научно-Информационный журнал. – 1997. – № 3. – С. 66–73.*
4. *Микляев П.С. Петрова Т.Б. Охрименко С.Е. Новые аспекты оценки радоноопасности территорий городской застройки // АНРИ. – 2003. – № 4. – С. 63–71.*
5. *Технические отчеты об инженерно-геологических изысканий ООО "Геотехника".*
6. *Яковлева В.С. Методы измерения плотности потока радона и торона с поверхности пористых материалов. – Томск : Изд-во ТПУ, 2011. – 174 с.*

# ХАРАКТЕРИСТИКИ ДОКЕМБРИЙСКИХ ЗЕЛЕНОКАМЕННЫХ ПОЯСОВ ПРИАМУРЬЯ ПО ГЕОФИЗИЧЕСКИМ ДАННЫМ

Т.В. Володькова

Институт Тектоники и Геофизики им. Ю.А. Косыгина, ДВО РАН, Хабаровск, Россия, tat-volodkova@yandex.ru

# THE CHARACTERISTICS OF PRECAMBRIAN GREENSTONE BELTS OF PRIAMURYE FROM GEOPHYSICAL DATA

T.V. Volod'kova

Yu.A. Kosygin Institute of Tectonics and Geophysics, Far Eastern Branch, Russian Academy of Sciences, Khabarovsk

Зеленокаменные пояса (ЗКП) Приамурья гипотетичны, геологически плохо изучены, но покрыты современной крупномасштабной аэрогеофизической съемкой. Рассматриваются наиболее изученные ЗКП-эталоны: Каларский, Тас-Юряхский, Холодниканский, Удыхинский. Показана устойчивость значений естественных радиоактивных отношений (ЕРЭ) комплексов пород в пределах ЗКП Приамурья, в силу чего эти данные могут использоваться для геологического картирования зеленокаменных поясов.

The greenstone belts (GSB) of Priamurye are hypothesized and poorly geologically studied. However, these belts are covered by contemporary large scale airborne geophysical surveys. The most studied original GSBs are considered including the Kalar, Tas-Yuryakh, Kholodnikan and Udykhin greenstone belts. It is shown the stability of the natural radioactive element (NRE) ratio values for the rock complexes occurred within the GSBs of Priamurye, and by virtue of this fact, these data can be used for geological mapping of greenstone belts.

Докембрийские зеленокаменные пояса Приамурья (ЗКП) расположены в слабоизученных районах Алдано-Станового щита и Алданского плиты (рис. 1), составных частей огромной Сибирской платформы [6]. Многие из них выделены гипотетично; данные о составе и особенностях зеленокаменных поясов Приамурья приводятся в работах А.К. Корсакова, С.Н. Лаврика [2, 5]. Наиболее полные представления о расположении зеленокаменных поясов и их морфологии представлены на картах Л.П. Карсакова, крупнейшего знатока докембрия Приамурья [6]. Ранняя смерть автора не позволила ему завершить труд; многие критерии, которыми он руководствовался при выделении этих структур, утрачены.

По определению, архейские зеленокаменные пояса (ЗКП) – совокупности супракрустальных комплексов, с преобладанием ультраосновных и коматиитовых вулканитов и гипабиссальных комплексов; достаточно широко развиты также вулканиты основного и кислого состава и интрузивные комплексы.

Выделение крупных ЗКП особо важно: они, как правило, золотоносны и связаны с богатыми скоплениями руд металлов и неметаллов. Из-за слабой изученности региона, при выделении поясов геологи обычно руководствуются представлениями о наличии пород подходящего возраста, состава, геохимии. Если о петрохимии и возрасте дальневосточных зеленокаменных поясов известно очень мало, еще труднее правильно определиться с их структурой и протяженностью. Морфология предполагаемых зеленокаменных поясов может быть изучена путем целенаправленного средне- и крупномасштабного геологического картирования, но такие работы практически отсутствуют. При попытках выделения ЗКП Приамурья все авторы апеллируют к классической монографии К. Конди [4], где систематически изложены данные о древних зеленокаменных поясах мира, но отсутствуют материалы о зеленокаменных поясах Приамурья, "белом пятне"; используются методы геологической аналогии.

Согласно всем данным, на Алдано-Становом щите выделяются гранулит-гнейсовые области, сложенные древнейшими комплексами и несколько гранит-зеленокаменных областей, где преобладают комплексы средне- и слабометаморфизованные (до амфиболитовой фации). По К. Конди [4], до 80–90% гранит-зеленокаменных областей составляют гранитоиды (в том числе, гранитогнейсы) и другие магматические комплексы. Остальной объем занимают преимущественно метаморфизованные до амфиболитовой фации зеленокаменные породы (возможно, обломки ранее существовавших зеленокаменных поясов). Заслугой геологов Приамурья является выделение гилюйского комплекса, который формирует узкие протяженные зоны, протягивающиеся вдоль крупных глубинных разломов [2]. Гилюйский комплекс считается самым молодым, верхнеархейским на фоне древних толщ; степень его метаморфизма понижена от эпидот-амфиболитовой до амфиболитовой фации. Для кристаллических пород гилюйского комплекса типичны пестрый состав, широкое распространение кварцитов, высокоглиноземистых гнейсов и сланцев, которые переслаиваются с амфиболитами, роговообманковыми, биотит-роговообманковыми сланцами. В других районах Сибирской платформы подобные образования составляют зеленокаменные троговые комплексы [2]. Таким образом, гранит-зеленокаменные области в высокой степени гранитизированы, причем, в зонах распространения гилюйского комплекса наиболее вероятно выделение крупных, хорошо сохранившихся зеленокаменных поясов, а также сохранившихся при их переработке объемных фрагментов ЗКП. Подобные структуры были выделены Л.П. Карсаковым и другими авторами. Они протягиваются длинными цепочками вдоль зон глубинных разломов (Становой, Джелтулакс-

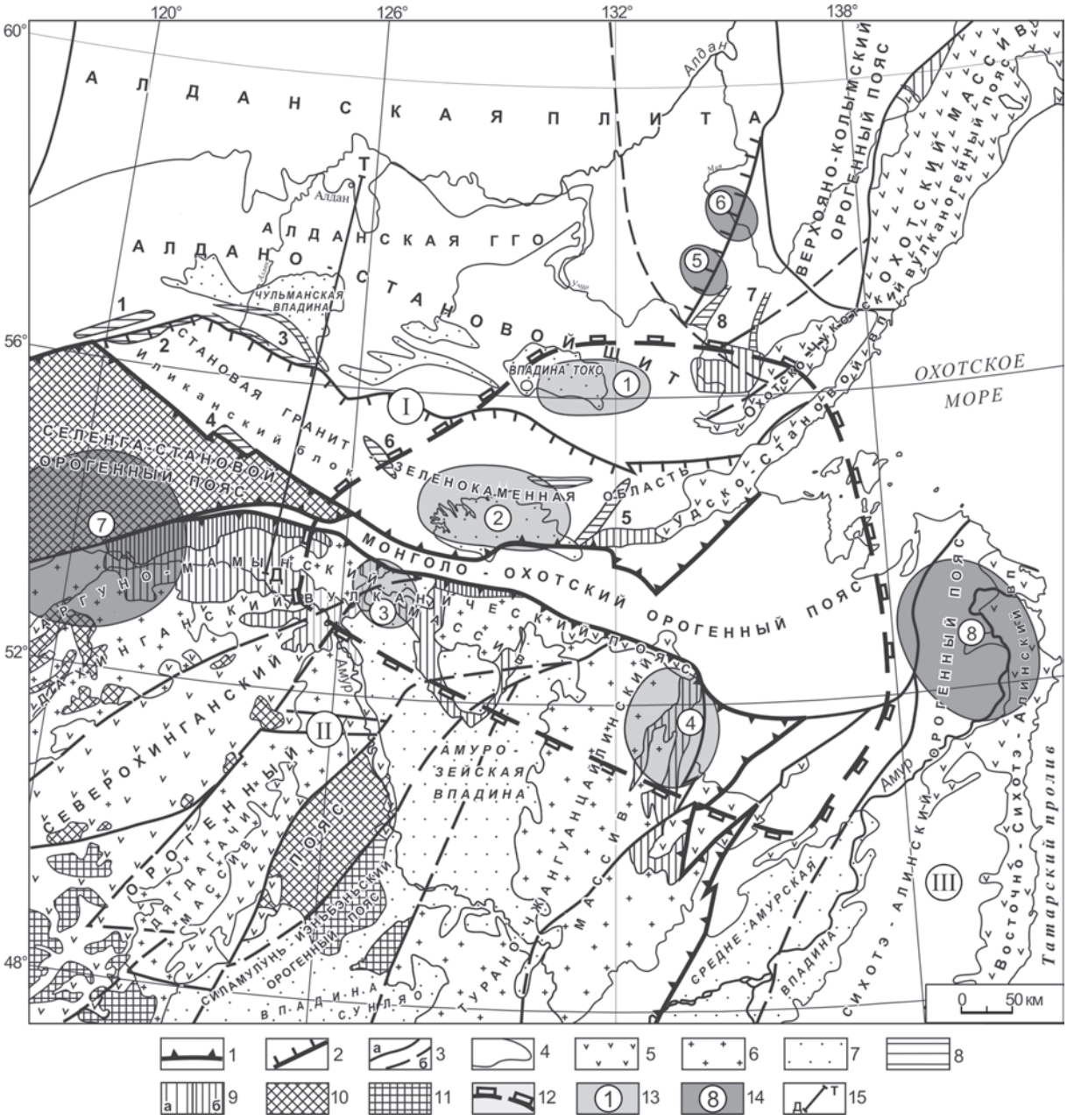



***Рис. 1.*** *Литосферные блоки сочленения Центрально-Азиатского и Тихоокеанского поясов (по материалам Л.П. Карсакова и др.) [6]: 1 – границы крупных тектонических подразделений (римские цифры в кружках): I – Сибирская платформа (Алдано-Становой щит), II – Центрально-Азиатский тектонический пояс, III – Тихоокеанский тектонический пояс (Сихотэ-Алинский орогенный пояс); 2 – глубинные разломы, границы крупных блоков; 3 – основные системы разломов: а – установленные, б – предполагаемые; 4 – границы структур; 5 – вулканические пояса; 6 – выходы фундамента массивов (микроконтинентов); 7 – мезозойско-кайнозойские осадочные впадины; 8 – зеленокаменные пояса (1 – Каларский, 2 – Тас-Юряхский, 3 – Холодниканский, 4 – Джелтулакский, 5 – Удыхинский, 6 – Гилюйский, 7 – Утукачанский, 8 – Чумиканский); 9 – троги окраин: а – палеозойские, б – мезозойские; 10 – раннепалеозойские (каледонские) орогенные пояса; 11 – позднепалеозойские (герцинские) орогенные пояса; 12 – проекция на поверхность мантийного среза плюма (литосферный Мая-Селемджинский блок); горячие точки (арабские цифры в кружках): 13 – современные: 1 – Токинская, 2 – Верхне-Зейская, 3 – Зейская, 4 – Верхне-Буреинская; 14 – остывшие: 5 – Кондер; 6 – Ингили (?); 7 – Верхне-Амурская, 8 – Нижне-Амурская; 15 – профиль Джалинда–Томмот*

*Таблица 1. Средние значения отношений ЕРЭ докембрийских комплексов Приамурья*

| Состав комплекса и тектонический индекс | Значения отношений ЕРЭ | | | Состав комплекса и тектонический индекс | Значения отношений ЕРЭ | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | U/Th | K/Th, $10^4$ | U/K, $10^{-4}$ | | U/Th | K/Th, $10^4$ | U/K, $10^{-4}$ |
| Слои земли и мантийные резервуары (для сравнения) | | | | Гилюйский комплекс в зоне Джелтулакского разлома | | | |
| Континентальная кора CC | 0,23 | 0,25 | 0,28 | Мрамор-двупироксеновые кристаллические сланцы mc $A_2$ | 0,38 | 0,20 | 2,00* |
| Гранитно-метаморфический слой | 0,25 | 0,20 | 1,28 | Гранито-гнейсы mc $A_2$ | 0,24 | 0,17* | 1,70* |
| Андезито-метаморфический слой | 0,21 | 0,21 | 1,00 | Гнейсо-граниты pc$P^1_1$ | 0,24 | 0,14* | 1,83* |
| Гранулито-базитовый слой | 0,33 | 0,50 | 0,66 | Каларский и Тас-Юряхский зеленокаменные пояса | | | |
| Примитивная мантия PM | 0,26 | 0,30 | 0,94 | Плагиограниты, гранитогнейсы mc $A_1$ | 0,21 0,27 | 0,23 0,30 | 0,80 0,80 |
| Деплетированная мантия DM | 0,40 | 0,53 | 0,80 | Чарнокитоиды mc $A_1$ | 0,25 | 0,23 | 1,00 |
| Обогащенная мантия EM I | 0,08 | 0,17 | 0,45 | Гнейсовидные граниты, плагиограниты mc $A_2$ | 0,32 | 0,36 | 0,88 |
| Обогащенная мантия EM II | 0,49 | 0,49 | 1,00 | Двуслюдяные сланцы, кварцитосланцы mc $A_2$ | 0,30 | 0,30 | 1,00 |
| Обогащенная мантия HIMU | 0,25 | 0,10 | 1,90–2,51 | Габбро-анортозиты p$P^1_1$ | 0,30 | 0,43 | 0,80 |
| Средние характеристики отношений ЕРЭ по профилю Джалинда – Томмот | | | | Лейкократовые сиениты am$H_1$ | 1,0–1,5 | 0,50 | 0,7–1,0 |
| Алдано-Становой щит. Пристановая область. Нижний архей mc $A_1$ | | | | Удыхинский зеленокаменный пояс | | | |
| Биотит-гиперстеновые гнейсы, гранито-гнейсы, кварцито-гнейсы mc $A_1$ | 0,25–0,26 | 0,19 | 1,43–1,56 | Мрамор-двупироксеновые кристаллические сланцы mc $A_1$ | 0,10–0,30 | 0,10–0,30 | 1,25–1,50 |
| Селенга-Становой орогенный пояс. Урканская зона. Верхний архей $A_2$. | | | | Биотит-горнблендитовые гнейсы, кристаллосланцы, горнблендитовые сланцы mc $A_2$ | 0,30–0,50 | 0,30–0,50 | 1,0–1,5 |
| Диоритовые гнейсы, гранито-гнйсы, гнейсо-граниты mc $A_2$ | 0,27 | 0,20 | 1,39 | Диоритовые гнейсы mc $A_2$ (измененные) | 0,40–0,60 | 0,20–0,40 | 1,25–2,50* |
| Становая гранит-зеленокаменная область. Иликанский блок. Верхний архей $A_2$. | | | | Гранито-гнейсы pc$P^1_1$ | 0,45–0,65 | 0,3–0,5 | 1,0–1,2 |
| Гранито-гнейсы, гнейсо-граниты, биотит-горнблендитовые гнейсы, кристаллосланцы mc $A_2$ | 0,30 | 0,25 | 1,08 | Региональные гидротермально-метасоматические изменения (мезозойская активизация) | 0,2–0,5 | 0,10*–0,30 | 1,75*–2,70* |
| Диориты, гранодиориты am$M_2$ | 0,29 | 0,31 | 1,11 | Оценка среднестатистических характеристик ЗКП Приамурья | | | |
| Алданская плита. | | | | Кристаллические сланцы и гнейсы mc $A_2$ | 0,25–0,35 | 0,30–0,45 | 0,80–1,20 |
| Гранито-граносиениты, монцониты, сиениты am$M_2$ | 0,65 | 0,80 | 0,67 | Гранито-гнейсы, гранитоиды pc$P^1_1$ | 0,25–0,45 | 0,30–0,50 | 0,50–1,20 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Холодниканский зеленокаменный пояс | | | | |
| Высокоглиноземистые граниты $pcP^1_1$ | 0,22 | 0,35 | 0,37 | |
| | 0,27 | 0,45 | 0,93 | |
| Биотит-горнблендитовые сланцы, | 0,28 | 0,43 | 1,15 | |
| кварцито-гнейсы mc $A_2$ | 0,25 | 0,25* | 1,07 | |
| | 0,25 | 0,28 | 1,67* | |

Примечание: 1) на Каларском и Тас-Юряхском массивах средние характеристики отношений ЕРЭ представительны, на профиле Джалинда–Томмот (Холодниканский, Джелтулакский ЗКП) рассчитаны приближенно, по Удыхинскому ЗКП оценка фона проведена грубо по карте отношений ЕРЭ ; 2) комплексы считаются контрастными, если хотя бы по одному из трех значений отношений ЕРЭ расходятся на величину более доверительного интервала ±2σ, где σ – среднеквадратическая погрешность (по урану – 0,1; торию – 0,1; калию – 0,25); 3) звездочкой обозначены аномальные значения отношений ЕРЭ, характеризующие влияние гидротермально-метасоматических процессов в приразломных комплексах.

кий, Гилюйский, Удыхинский), разграничивающих важнейшие блоки Сибирской платформы [2, 3, 5, 6]. С учетом представлений А.К. Корсакова и всего вышесказанного [2, 3], они относятся к позднему, плейттектоническому типу. Такие пояса формируются на относительно более зрелой коре, по сравнению с ЗКП ранних стадий, в них выше степень метаморфизма и гранитизации, больше вулканитов кислого состава. Если более древние пояса формируются исключительно на коре базитового типа либо слабодеплетированной [4], в ЗКП Приамурья степень деплетированности коры, вероятно, может быть выше, но ее необходимо оценить. Для ЗКП Приамурья типична двухстадийность: в верхнем архее формируется вулканогенно-осадочно-метаморфогенный субстрат; в эпоху нижнепротерозойской активизации формирование ЗКП завершается внедрением магматических комплексов и тектонической переработкой пород. Эти структуры позднее, как правило, могут быть интенсивно проработаны наложенными процессами мезозойской магматической активизации. Иногда процессы тектоно-магматической активизации способствуют полной переработке и уничтожению ЗКП, ведут к широкому развитию гидротермально-метасоматических изменений, сильно влияющих на геофизические характеристики.

В работе делается попытка систематики аэрогаммаспектрометрических данных по некоторым зеленокаменным поясам (Холодниканский, Каларский, Тас-Юряхский, Джелтулакский), взятым за эталоны. Все пояса формировались в трогообразных структурах под влиянием мантийных диапиров [4]. Ясно, что ЗКП-эталоны из-за слабой изученности далеко не идеальны. Хуже всего определены структуры, расположение и границы поясов, их морфология. Тем не менее, эти результаты были использованы для картирования ЗКП в пределах еще более слабо изученного Удыхинского зеленокаменного пояса. Так, на разных картах Л.П. Карсакова Удыхинский ЗКП меняет свое положение и направление от субширотного до северо-восточного. Здесь поверяется возможность выделения по геофизическим данным зеленокаменных комплексов пород в северо-восточном фрагменте предполагаемого Удыхинского ЗКП.

Возможно ли вообще построение устойчивой модели геофизических признаков зеленокаменного пояса Приамурья? Безусловно, такая модель способствовала бы точному картированию зеленокаменных поясов и рудному прогнозу; сильной стороной является достаточно хорошая изученность вышеупомянутых структур крупно- и среднемасштабными аэрогеофизическими работами с высокой точностью.

В пределах ЗКП мира геофизические работы велись преимущественно, методами гравиметрии и магнитометрии, изучались также тепловые поля [4]. Эти данные особо эффективны для картирования магматических комплексов. Так, в магнитном поле хорошо выделяются вулканические центры, типичные для зеленокаменных поясов. Для ЗКП характерно, в целом, отрицательное магнитное поле с вихревой структурой на фоне повышенного магнитного поля древних гранулитовых архей-

ских толщ [4]. В работах предшественников практически отсутствуют аэро-гамма-спектрометрические характеристики ЗКП; по поводу этого метода существуют сильные предубеждения. Считается, что естественные радиоактивные элементы (уран, торий, калий) в зеленокаменных поясах особо мобильны и выносятся, в первую очередь, под воздействием нагрева, процессов мантийного диапиризма, гидротермально-метасоматических изменений и даже метаморфизма, особо характерных для зеленокаменных поясов. Поэтому методу аэро-гамма-спектрометрии не придавалось значения. Как петрохимические характеристики использовались величины содержаний других редких и рассеянных элементов, ведущих себя в ЗКП гораздо более стабильно [4]. Данные геохимии и изотопной геохимии, при выделении зеленокаменных поясов Приамурья, в силу очень слабой их изученности, играют решающую роль, но их явно недостаточно. Вышеупомянутые процессы тектоно-магматической активизации не только ведут к выносу естественных радиоактивных элементов (ЕРЭ), но также к их перераспределению. Карты содержаний и отношений ЕРЭ гораздо более дифференцированы по сравнению с аналогичными материалами на основе стабильных характеристик редких и рассеянных элементов, они контрастнее отражают результаты наложенных процессов [1]. Главное достоинство использования характеристик отношений ЕРЭ заключается в хорошей сопоставимости результатов наземных и воздушных съемок, что позволяет анализировать эти данные совместно Большинство факторов, определяющих погрешности, в том числе недоучет поправки за высоту и погрешности настроечно-градуировочных операций, относительно слабо влияют на значения отношений ЕРЭ. Низким качеством обладают материалы съемки слабоинтенсивных полей (ниже порогового значения). Такие данные не типичны для древних зеленокаменных поясов, где широко развиты магматические процессы.

По мнению автора, перспективы применения аэро-гамма-спектрометрии для картирования архейских ЗКП поясов высоки, если характеристики многостадийных ЗКП выдержаны: структуры ведут себя как единый комплекс и подчиняются правилу постоянства отношений ЕРЭ [1]. Для краткости формулировка этих принципов приводится не полностью.

1. Неизмененные структурно-вещественные (СВК) комплексы любой структурно-формационной зоны (СФЗ), сформированные в течение одного тектоно-магматического цикла, вне зависимости от состава, характеризуются близкими (постоянными) значениями средних значений отношений ЕРЭ U/Th, K/Th, U/K. Они значимо отличаются от СВК любой смежной СФЗ по средней величине хотя бы одной из компонент ЕРЭ.
2. С позиций изотопной геохимии, уран, торий, калий входят в число наиболее несовместимых элементов, с очень близкими коэффициентами распределения. В процессах кристаллизации, они обычно имеют тенденцию накапливаться в остаточных порциях магмы. В связи с этим, неизмененные магматические комплексы (МК), производные процессов кристаллизационной дифференциации в закрытых магматических очагах, вне зависимости от состава и глубинности, характеризуются близкими (постоянными) средними значениями отношений ЕРЭ. Они сравнительно близки по возрасту, сопряжены с основными фазами одного магматического цикла, сопоставимого со временем существования магматического очага.
3. В открытых магматических очагах от фазы к фазе, за счет притока глубинных флюидов, условия кристаллизации магм меняются, поэтому средние значения отношений ЕРЭ магматических пород закономерно изменяются. Значения фоновых отношений ЕРЭ МК интенсивно варьируют под воздействием гидротермально-метасоматических процессов, мантийного метасоматоза и смены геодинамических условий.

Теоретически, все древние ЗКП Приамурья должны обладать общим постоянным фоном отношений ЕРЭ, характеризующим вулканогенно-осадочно-метаморфогенный субстрат. Они связаны с однотипными СФЗ (гилюйский комплекс) и сформированы на плейттектоническом этапе формирования Земли. Для таких комплексов действенность принципов постоянства отношений автором доказана [1]. Магматические комплексы завершающей нижнепротерозойской стадии формирования ЗКП будут также постоянны и контрастны по величинам отношений ЕРЭ; более поздние, наложенные этапы активизаций должны выделяться на этом фоне аномальными отношениями ЕРЭ.

Для проверки этих положений анализируются среднестатистические характеристики отношений ЕРЭ эталонных ЗКП Приамурья.

По профилю Джалинда–Томмот на основе данных аэро-гамма-спектрометрии масштаба 1:200000 (Г.Б. Соломатин, 1994, ПГО "Таежгеология") установлено соответствие принципам постоянства отношений ЕРЭ среднестатистических характеристик отношений ЕРЭ всех комплексов пород (табл. 1).

Породы с аномальными характеристиками отношений ЕРЭ связаны с зонами глубинных разломов (верхнемантийного, нижнелитосферного заложения). Они полностью коррелируются с нижнелитосферными аномалиями электрического сопротивления по данным МТЗ и аномалиями гравитационного поля [1]. Так отражены глубинные магматические очаги и продукты магматизма; под воздействием трансмагматических флюидов и продуктов магматизма приразломные комплексы обретают аномальные характеристики [1]. В сочленении Иликанского блока со Становой областью выделен Холодниканский зеленокаменный пояс, связанный с выходами гилюйского комплекса [5]. Гилюйский комплекс картируется также в зоне Джелтулакского разлома; северо-западнее здесь выделен Джелтулакский ЗКП [4, 6], не попавший на профиль. В Джелтулакской приразломной зоне, в пересечении с профилем Джалинда–Томмот, возможны достаточно крупные фрагменты уничтоженных наложенными процессами ЗКП, для проверки эти данные также внесены в таблице 1. Приводятся также

среднестатистические значения отношений ЕРЭ по Каларскому и Тас-Юряхскому ЗКП (рис. 1), связанных с Каларским и Тас-Юряхским габбро-анортозитовыми массивами и вмещающими их комплексами пород и троговой зеленокаменной структурой, выделенной Л.П. Карсаковым [6]. В пределах Каларского и Тас-Юряхского ЗКП, а также проверочного Удыхинского ЗКП, с участием автора, проводились аэрогеофизические работы масштаба 1:50000 и были рассчитаны средние характеристики отношений ЕРЭ различных комплексов пород (И.Ю. Ермилова, 1981; Т.В. Володькова, 1986; 1991; Т.В. Володькова, 1997, "Геофизическая Экспедиция").

Из таблицы 1 легко сделать следующие выводы:

1. Средние характеристики отношений ЕРЭ нижнеархейских, верхнеархейских комплексов и образований зеленокаменных поясов значимо отличаются; аномальные характеристики типичны для регионально метасоматически измененных приразломных комплексов.
2. Характеристики пород ЗКП четко выделяются значительно повышенными (до 0,4–0,5)*$10^4$ калий-ториевыми и относительно пониженными (до 1,0–1,2 и менее)*$10^{-4}$ уран-калиевыми отношениями ЕРЭ; для более поздних раннепротерозойских гранитоидов эта тенденция сохраняется и выражена еще более контрастно.
3. С учетом геодинамического критерия [1], характеристики архейских гранито-гнейсовых комплексов типичны для коллизионного этапа, а более поздних зеленокаменных поясов для постколлизионого – внутриплитного этапа.
4. Характеристики отношений ЕРЭ ближе всего к соответствующим данным для гранулито-базитового слоя либо обогащенной мантии EM II (производной от коры океанического типа). Все это подтверждает их возможность заложения на коре базитового типа и существенное отличие от величин отношений ЕРЭ гранитно-метаморфического слоя.
5. Характеристики отношений ЕРЭ Джелтулакской зоны в сечении профиля Джалинда-Томмот, сильно отличаются от параметров ЗКП, что служит доказательством отсутствия здесь крупных фрагментов ЗКП (вероятна широкая проработка гидротермально-метасоматическими процессами). Характеристики изученного фрагмента Удыхинской северо-восточной зоны совершенно сопоставимы с параметрами ЗКП, следовательно, Удыхинский пояс выделен вполне верно.

***Литература***


1. *Володькова Т.В. Тренды отношений радиоактивных элементов по профилю Джалинда–Томмот // Литосфера. – 2016. – № 2. – С. 24–67.*
2. *Карсаков Л.П. Региональная стратиграфическая схема нижнего докембрия Становой складчатой области // Стратиграфия нижнего докембрия Дальнего Востока. – Владивосток : ДВО АН СССР, 1990. – С. 10–17.*
3. *Корсаков А.К. Тектонические условия формирования и металлогенические особенности зеленокаменных поясов : автореф. дис. ... докт. геол.-мин. наук. – М., 2000.*
4. *Конди К. Архейские зеленокаменные пояса. – М. : Мир, 1983. – 374 с.*
5. *Лаврик С.Н. Холодниканский зеленокаменный пояс (Алданский щит): природа протолитов метаморфических пород и их петрогенезис : автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Владивосток, 2006.*
6. *Тектоника, глубинное строение, металлогения области сочленения Центрально-Азиатского и Тихоокеанского поясов. Объяснительная записка к Тектонической карте масштаба 1:1500000. – Владивосток – Хабаровск : ДВО РАН, 2006. – 264 с.*


# ЗАБОЛЕВАНИЯ ОРГАНА ЗРЕНИЯ И ИХ ПРОФИЛАКТИКА НА УРАНОВЫХ ГОРНОДОБЫВАЮЩИХ ПРЕДПРИЯТИЯХ


И.Ф. Вольфсон[1], Е.В. Кремкова[2], И.Г. Печенкин[3]

[1]РосГео, Москва, Россия, rosgeo@yandex.ru

[2]Российский национальный исследовательский медицинский университет им. Н.И. Пирогова, Москва, Россия, ekremkova@yandex.ru

[3]Всероссийский научно-исследовательский институт минерального сырья, Москва, Россия, pechenkin@vims-geo.ru


# DISEASES OF THE EYE AND THEIR PREVENTION IN THE MINING ENTERPRISES OF URANIUM


I.F. Volfson[1], E.V. Kremkova[2], I.G. Pechenkin[3]

[1]RosGeo, Moscow, Russia

[2]Russian National Research Medical University named after N.I. Pirogov, Moscow, Russia

[3]All-Russian Scientific-Research Institute of Mineral Resources, Moscow, Russia



Радиационное облучение влияет на все структуры органа зрения. У специалистов, работавших на добычных и перерабатывающих урановорудных предприятиях, патология глаз в той или иной степени тяжести появляется через 5–10 и более лет. Особенно она обостряется в возрастных категориях старше 50 лет. Состояние окружающей среды зависит от природных и техногенных факторов. Мониторинг геологической среды – наиболее рациональный метод проведе-

ния экологических исследований. Меры по охране окружающей среды при освоении урановорудных объектов должны осуществляться на всех этапах разведки, добычи и рекультивации территории работ. Объектный мониторинг способствует снижению отрицательных воздействий на природную среду и как следствие здоровье человека в зонах риска.

According to data of ophthalmologists, radiation exposure affects all parts of the eye. Eye pathology in varying degree of severity appears in 5–10 and more years at professionals worked at uranium mining and processing industry and especially aggravated in age categories of fifty years and more. Natural and technological sources affect the environment. Objective monitoring of the geological environment is the most purposeful and appropriate way to conduct the environmental research. Measures of environmental protection, during the course of the exploration and mining of uranium, should be carried out at all stages of exploration, development, mining, and rehabilitation of the uranium-mining territories. Specific methods in this area will help improve the health and quality of life of the people at risk.

Охрана здоровья на урановых горнодобывающих предприятиях и в местах, где происходит загрязнение окружающей среды радиоактивными отходами, приобретает все большее значение [7, 10 и др.]. Данная проблема входит в круг вопросов, рассматриваемых медицинской геологией. Она включает изучение состояния здоровья людей, подвергающихся воздействию неблагоприятных геологических факторов как природного, так и техногенного происхождения, и обстановки, при которых такое воздействие становится возможным.

В последние годы авторами неоднократно освещались последствия радиационного воздействия на орган зрения и пути снижения его отрицательной роли [6, 11, 13 и др.]. На Международном симпозиуме "МЕДГЕО 2015" (Авейру, Португалия, 2015) и Второй конференции по медицинской геологии (Конья, Турция, 2015), участниками отмечалась ведущая роль отечественных специалистов в этом направлении.

Основные геологические факторы риска развития глазных болезней по характеру влияния можно разделить на три группы: прямого, кумулятивного (накопленного) и смешанного воздействия [12]. К факторам прямого воздействия относятся атмосферная пыль, содержащая геологические материалы (частицы пород и руд), различные физические поля, химические соединения, формирующиеся в результате геологической и производственной деятельности. Продолжительное действие твердых частиц природного и техногенного происхождения вызывают такие заболевания, как кератиты, приводящие к рубцам (бельмам) роговицы различных форм и размеров, и блефариты (воспалениям краев век). При краткосрочном влиянии возникают конъюнктивиты. Радиоактивные минералы урана и слагаемые ими урановые руды являются одной из главных причин лучевой катаракты. Специалисты, находящиеся под воздействием светового, температурного и инфракрасного полей, подвержены риску развития тепловой катаракты. Токсичные элементы Pb, Zn, Cd, Hg, As, U и их соединения образуют группу кумулятивных (накопленных) ГФР глазных болезней [4].

Проблема сохранения здоровья населения наиболее актуальна при изучении и отработке урановых месторождений, где проявлены все геологические факторы риска. Известно, что под воздействием радиации поражается орган зрения и возможно развитие следующих заболеваний: поверхностный кератит, дерматит век, кератоконъюнктивит, катаракта, увеит, ретинопатия, вторичная глаукома, атрофия глазного яблока и орбитальной клетчатки [3, 5, 6 и др.].

Профессиональные поражения ионизирующей радиацией могут иметь место в ядерной энергетике на всех ее этапах: при добыче урановой руды, извлечении и обогащении урана, работе с топливными элементами, хранении и перевозке отходов. Радиационные поражения возможны при работе с радионуклидами в промышленности, сельском хозяйстве, медицине. Благодаря технике безопасности острые радиационные поражения крайне редки. Однако недостаточно изучено действие малых доз ионизирующей радиации в течение многих месяцев и лет [5, 8].

Следует отметить, что помимо производственного облучения, каждый человек, особенно живущий в крупном городе, подвергается воздействию естественного и бытового радиационного фона. Малые дозы радиационного облучения считаются неопасными. Однако их




***Рис. 1.*** *Радиационные поражения глаз*

отдаленные последствия изучены недостаточно. Нельзя исключить генетические, бластомогенные и катарактогенные эффекты малых радиационных доз, действующих в течение многих лет. Они зависят не только от тканевых особенностей, но и от возраста человека, вида радиации, проникающей способности того или иного ее вида. Возможные варианты поражения органа зрения от различных видов излучения приведены на рисунке 1.

По данным специалистов-офтальмологов в результате радиационного воздействия в той или иной степени поражаются все структуры глаза. Изменения органа зрения приводятся по их и нашим данным [1, 2, 6 и др.].

При ионизирующей радиации в больших дозах развивается атрофия кожи век, заключающаяся в ее истончении и депигментации. Поражение волосяных луковиц приводит к выпадению ресниц. В тяжелых случаях в результате рубцового укорочения сводов конъюнктивы возникает заворот век. В процесс могут вовлекаться слезные канальцы и слезные железы.

Радиационные кератоконъюнктивиты могут возникать в результате облучения как жесткими рентгеновскими и гамма-лучами, так и мягкими, пограничными рентгеновскими и бета-лучами. Клиническая картина может напоминать электроофтальмию с выраженной светобоязнью, слезотечением, отеком и гиперемией век и конъюнктивы. В более тяжелых случаях возникают эрозии и язвы роговицы, помутнения глубоких отделов стромы роговой оболочки, сочетающиеся с передним увеитом.

Хрусталик – наиболее радиочувствительная структура в глазу. Радиационная катаракта может развиваться как после однократного массивного облучения глаза, так и при многократном действии небольших доз ионизирующей радиации. Опасны продолжительные облучения нейтронами и гамма-лучами даже в незначительных дозах. Длительность скрытого периода, предшествующего появлению радиационной катаракты, варьирует от нескольких месяцев до 10–12 лет. Следует отметить, что развитие радиационной катаракты может остановиться на любом этапе.

Поражения сетчатки ионизирующей радиацией наблюдаются редко. Они проявляются в изменениях ретинальных сосудов, особенно капилляров, развитии микроаневризм, отека сетчатки, геморрагии и экссудативных очагов. Изменения особенно выражены в макулярной области и развиваются через несколько месяцев или лет после облучения. Они могут прогрессировать и вести к пролиферирующему ретиниту, кровоизлияниям в стекловидное тело и отслойке сетчатки.

Вторичная глаукома, возникающая при значительном локальном радиационном поражении, может быть двух основных типов. Первый возникает при прямом повреждении дренажной системы глаза, особенно ее интрасклерального отдела. Второй тип возникает как последствие радиационного поражения сосудов сетчатой оболочки.

Еще раз отметим, что глазная патология в той или иной степени выраженности проявляется через 5–10 и более лет, у лиц, проработавших в уранодобывающей и перерабатывающей отрасли, и особенно усугубляется в возрастных категориях старше 50 лет. В связи с этим необходима профилактическая работа среди сотрудников геологической отрасли для снижения рисков заболеваемости и их проявления в тяжелой форме у лиц старших возрастных групп [6].

Интенсификация работ на уран во всем мире заставляет искать пути снижения его отрицательного влияния на природную среду и здоровье человека. Это возможно осуществить при внедрении объектного мониторинга [8, 10].

Мониторинг – универсальный метод исследований и является основой природоохранной деятельности. Мониторинг окружающей среды в научном плане представляется как система регулярных длительных наблюдений в пространстве и времени, дающая информацию о состоянии окружающей среды с целью оценки прошлого, настоящего и прогноза в будущем ее параметров, имеющих значение для человека и сохранения самой среды [9].

Под объектным мониторингом понимается прослеживание воздействия технологических и природных процессов на поверхность геологического массива, недра и подземную гидросферу в системе: потенциальный источник воздействия – объект вероятного ущерба и как следствие изменения здоровья человека (рис. 2). Данное определение ориентировано на физический аспект природоохранной деятельности по схеме: источник → вид → индикатор → степень воздействия → объект вероятного ущерба → природоохранные (в том числе и медико-санитарные) меры [11].

На окружающую среду могут оказывать воздействие природные и техногенные источники. Основные виды воздействия продуцируют технологические процессы и отходы производств.

Технологические объекты можно рассматривать только как потенциальные источники воздействия на




***Рис. 2.*** *Схема объектного мониторинга геологической среды*

окружающую среду. В зависимости от способов обращения с отходами воздействия, особенно воздействия ущербного характера, факторы положительные либо отрицательные могут проявиться, а могут и не проявиться. Поэтому наряду с технологическими потенциальными источниками следует определять источники, непосредственно инициирующие воздействие. Например, хвостохранилища горно-металлургического завода – потенциальный источник воздействия на природные воды, а фильтрационные потери его жидкой фазы есть непосредственный источник гидродинамического и гидрохимического воздействия.

В качестве потенциальных источников воздействия рассматриваются основные технологические комплексы действующих и остановленных предприятий по разведке, добыче, обогащению и переработке руд, оперирующие твердыми, жидкими и газообразными средами и продуцирующие твердые, жидкие и газо-аэрозольные отходы. К ним относятся комплексы горной добычи – карьеры и подземные рудники, объекты открытого выщелачивания – полигоны скважинного, штабели кучного и участки блочного выщелачивания, гидрометаллургические заводы, извлекательные и обогатительные фабрики.

К непосредственным источникам воздействия относятся: оставляемое подземное пространство разведочных и добычных выработок, водоотлив, вентиляционные выбросы, отвалы пустых пород и забалансовых руд, подотвальные воды, остаточные растворы, фильтрационные потери, газовые и пылевые выбросы, хвостохранилища.

Физический аспект природоохранной деятельности горнодобывающих предприятий заключается в рационализации технологии основного производства: способа отработки месторождения по альтернативе – открытый, подземный, геотехнологический, по способу осушения геологического массива по альтернативе – попутный – предварительный способы осушения, по водоподготовке и отведению жидких отходов, по выбору мест для отвальных полей.

Отработка урановых месторождений связана с особенностями горной добычи общего профиля и спецификой полезного компонента (уран). Она имеет две особенности: радиоактивность и геотехнологический способ отработки – открытое выщелачивание.

Производственной средой горнодобывающих производств являются недра, поэтому под природными объектами мониторинга понимается геологическая среда, т.е. недра и ландшафт. Конкретизируя это положение, можно определить объект мониторинга как участок геологического массива, заключающий потенциальные источники и вероятные объекты воздействия.

Под воздействием на окружающую среду понимаются проявления природных и техногенных источников, изменяющие естественное состояние природной среды и проектное состояние объектов техносистемы. Источники, связанные с деятельностью разведочных и добывающих производств, инициируют механическое, гидродинамическое, гидрохимическое, газово-аэрозольное, радиационное, сейсмическое, шумовое воздействие на геологический массив, подземную гидросферу, поверхность геологического массива и воздушный бассейн. Природные источники инициируют метеорологическое и физико-геологическое воздействие.

Объект вероятного ущерба устанавливается на предпроектных стадиях. Обоснование объектов ущерба при мониторинге заключается в переводе объекта ущерба по факту проявления воздействия из категории вероятных в категорию действительных.

В задачу изучения воздействия входит ранжирование последствий по времени их проявления на объектах вероятного ущерба как непосредственные, близкие и отдаленные. Результаты оценки видов воздействия на геологическую среду по факту их проявления и по прогнозным расчетам принимаются за основу при подготовке рекомендаций по природоохранным мерам, которые подразделяются на превентивные, сопутствующие и ликвидационные.

Рекомендуется трех-стадийная схема ведения мониторинга [10].

1. Предварительная стадия относится ко времени, предшествующему деятельности добычного комплекса. Сюда относятся предпроектные этапы разведки и освоения месторождений твердых полезных ископаемых. Основные цели этой стадии:
   а) характеристика исходного состояния геологической среды;
   б) прогнозы последствий воздействия горнодобывающего предприятия, в) рекомендации по превентивным природоохранным мерам.
2. Производственная стадия объектного мониторинга относится к периоду нормального (проектного) функционирования добычных работ. Основные цели производственной стадии:
   а) оценка эффективности превентивных природоохранных мер и коррекции прогнозов;
   б) информационное обеспечение проектов, сопутствующих и ликвидационных природоохранных мер.
3. Ликвидационная стадия объектного мониторинга относится ко времени вывода из эксплуатации основного производства и сопровождает реализацию ликвидационных природоохранных мер. Основные цели этой стадии:
   а) прослеживание релаксации;
   б) информационное обеспечение проектов ликвидационных природоохранных мер.

В отношении горнодобывающих урановых производств под санацией понимается совокупность реализуемых ликвидационных мер, заключающих не только меры радиационной безопасности, но и меры общего горнодобывающего профиля.

В зависимости от вида и функционирования отрицательных источников и их последствий объектный мониторинг может быть краткосрочным (месяцы и первые годы), долгосрочным (годы и десятилетия) и условно бессрочным.

Объектный мониторинг способствует снижению отрицательных воздействий на природную среду и как

следствие здоровье человека. Разработанные подходы его ведения и их соблюдение – основа прогнозирования возможны заболеваний и применения профилактических мер. Специфика отработки урановых объектов и последующая переработка урановых руд, требуют дополнительных мер безопасности. Их несоблюдение приводит к потере здоровья персонала предприятий и жителей прилегающих районов. Особенно ярко это проявляется при воздействии ионизирующих излучений на орган зрения, приводящих к его тяжелой патологии [6, 11, 13].

**Выводы**

1. При воздействии радиации отмечается весьма широкий спектр глазной патологии с поражением всех структур глаза.
2. При освоении месторождений урановых руд у пациентов отмечается проявление заболеваний через 5–10 лет. Особенно ярко это проявляется в возрастных группах старше 50 лет.
3. Природоохранная деятельность геологоразведочных и горнодобывающих урановых производств должна осуществляться на всех стадиях разведки, освоения, отработки месторождений и санации территорий.
4. Успех минимизации воздействия горнодобывающих производств на геологическую среду и среду обитания достижим, когда природоохранная деятельность становится неотъемлемой частью технологии основного производства.
5. Результат такого подхода – снижение степени риска до допустимых уровней, сохранение природной среды и здоровья человека.
6. В итоге все это способствует профилактике здоровья в первую очередь органа зрения и улучшения качества жизни населения.

***Литература***


1. *Алиева З.А., Нестеров А.П., Скрипниченко З.М. Профессиональная патология органа зрения. – М. : Медицина, 1988. – 288 с.*
2. *Волков В.В., Шиляев В.Г. Комбинированные поражения глаз. – Л. : Медицина, 1976. – 159 с.*
3. *Вольфсон И.Ф., Кремкова Е.В., Печенкин И.Г. Микроэлементы и патология зрения // Клиническая геронтология. – 2007. – Т. 13, № 9. – С. 39.*
4. *Геологические факторы риска глазных болезней / И.Ф. Вольфсон, Е.В. Кремкова, Е.Г. Фаррахов и др. // Клиническая герантология. – 2006. – Т. 12, № 7. – С. 44–46.*
5. *Кремкова Е.В., Печенкин И.Г. Мониторинг геологической среды – как профилактика заболеваний органа зрения // "Экологическая медицина и офтальмология". Научно-практическая конференция 15–16 апреля 2009 г. – С. 129–131.*
6. *Кремкова Е.В., Печенкин И.Г., Вольфсон И.Ф. Радиационная безопасность как профилактика глазной патологии у лиц пожилого и старческого возраста // Клиническая геронтология. – 2010. – Т. 16, № 9–10. – С. 42.*
7. *Россман Г.И., Бахур А.Е., Петрова Н.В. Промышленная радиационная экология минерального сырья // Минеральное сырье. № 25. – М.: ВИМС, 2012. – 198 с.*
8. *Россман Г.И., Быховский Л.З., Самсонов Б.Г. Хранение и захоронение радиоактивных отходов. – М. : ВИМС, 2004. – 240 с.*
9. *Россман Г.И., Петрова Н.В., Самсонов Б.Г. Экологическая оценка рудных месторождений. – М. : ВИМС, 2000. – 150 с.*
10. *Самсонов Б.Г., Печенкин И.Г., Седнев М.В. Объектный мониторинг на урановых горнодобывающих предприятиях. – М. : ВИМС, 2008. – 122 с.*
11. *Kremkova E.V., Pechenkin I.G., Volfson I.F. Object monitoring of uranium mining delfs is prophylaxis of ocular pathology // International Scientific Technical Conference "Ecology problems in mineral raw-material branch". – Varna, Bulgaria, 2011. – P. 456–462.*
12. *The Medical Geology Community in Russia and the NIS / I.F. Volfson, E.G. Farrakhov, A.P. Pronin et al. // Medical geology – a regional synthesis. Series: International Year of Planet Earth / ed. by O. Selinus, R.B. Finkelman, J.A. Centeno. – Springer Netherlands, 2010. – P. 221–258.*
13. *Volfson I.F., Kremkova E.V., Pechenkin I.G. Uranium mining production: cause of eye pathology // Book of Abstracts of the 6th International Conference on Medical Geology / eds. Eduardo Ferreira da Silva [et al.]. – Aveiro : UA Editora, 2015. – P. 143.*

# РАДИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ КОЛЬСКОГО ПОЛУОСТРОВА

Т.А. Воробьева, А.В. Евсеев, Н.В. Кузьменкова

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия, tvorobyova@yandex.ru

# GEOCHEMICAL FEATURES OF NATURAL ENVIRONMENT OF THE KOLA PENINSULA

T.A. Vorobyema, A.V. Yevseyev, N.V. Kuzmenkova

Lomonosov Moscow State University

## Введение

Вопросам распространения и накопления радионуклидов в природной среде отдельных районов Арктики в последние десятилетия уделяется повышенное внимание. Принят ряд научных программ как международных (AMAP, ACOPS и др.), так и российских, в частности, в рамках СПД "Арктика", президиума РАН и др. Одним из таких районов является Кольский полуостров – наиболее освоенный в хозяйственном отношении арктический район. На его территории расположен целый ряд радиационно-опасных объектов, в том числе Кольская АЭС, места базирования военного и гражданского флота с ядерными энергетическими установками, объекты проведения подземных ядерных взрывов малой мощности, предприятия по добыче и переработке природного радиоактивного сырья и др. Однако проведенные за последние годы опробования отдельных компонентов природной среды вблизи потенциально радио экологически опасных объектов показали отсутствие аномально высоких концентраций радионуклидов. Это фиксируется и в официальных изданиях, в частности, по данным Мурманского УГМС. Основной вклад в формирование мощности гамма-излучений здесь вносят естественные радиоактивные элементы (уран, калий, торий, радий), содержащиеся в горных породах. В отдельных местах в пределах Хибинского и Ловозерского горных массивов радиационный фон достигает максимальных значений 40 мкР/ч.

## Методы и материалы

На локальном уровне нами совместно с сотрудниками ИГЕМ РАН проводился детальный радиогеохимический анализ отдельных участков территории области с последующим составлением ландшафтно-геохимических крупномасштабных карт, на региональном – изучение и мелкомасштабное картографирование обширных территорий с целью районирования их по различным условиям миграции и концентрирования искусственных радионуклидов.

На локальном уровне работы проходили вблизи Кольской АЭС, в районе Хибинского горного массива, в зоне влияния СРЗ "Нерпа" по утилизации атомных подводных лодок. Исследование осуществлялось на основе ландшафтно-геохимической методики, включающей составление крупномасштабных карт геохимических ландшафтов, полевые работы по сбору проб почв, лишайников и мхов, аналитические работы по определению в почвенных и растительных пробах удельной активности $^{137}$Cs радиометрическим методом и составление карт с различным уровнем содержания удельной активности искусственных радионуклидов в автономных и подчиненных ландшафтах. Геоэкологическая оценка проводилась по удельным активностям верхнего горизонта почв автономных ландшафтов, как наиболее надежных индикаторов аэротехногенного загрязнения.

На региональном уровне проведение эколого-радиогеохимического районирования обширных северных территорий позволяет выделить районы с различными условиями распределения искусственных радионуклидов. Методика проведения районирования основана на учении о речных бассейнах и представлениях о геохимических аренах, предложенных М.А. Глазовской еще в 70-е гг. Основным методом исследования выступает картографический, с помощью которого создается картографическая база данных в результате изучения биоклиматических, геологических, геоморфологических, почвенно-геохимических особенностей и различий в морфологическом строении водосборных бассейнов исследуемой территории. Для проведения полноценного анализа и обобщения обширной информации используются геоинформационные технологии, позволяющие с помощью математико-картографического моделирования провести сложный пространственный анализ и синтезировать полученную информацию.

Эколого-радиохимическое районирование основывается на понятии "геохимические арены" – территории водосборных речных систем и озер, определяющих распределение загрязняющих веществ, мигрирующих в поверхностных водах внутри арены, и возможность выноса загрязнителей за пределы арены или аккумуляцию внутри нее. Фундаментом исследования служит учение о морфологической структуре речных бассейнов [6].

## Результаты и обсуждение

*Исследования на локальном уровне.* Проведенное нами крупномасштабное исследование вблизи Кольской АЭС не выявило высокого содержания отдельных радионуклидов. Так содержание $^{137}$Cs в почвах находилось в пределах от 30 до 110 Бк/кг. Концентрация других радионуклидов колебалась в меньшей степени, например, $^{226}$Ra от 0,1 до 26 Бк/кг, $^{232}$Th – 1–4 Бк/кг. По данным Мурманского УГМС содержание в траве $^{137}$Cs колебалось в пределах 0,3–1,0 Бк/кг, $^{90}$Sr 0,5–2,3 Бк/кг. Опробование отдельных компонентов природной среды показало отсутствие зависимости уровня накопления искусственных радионуклидов от расстояния до АЭС, что может

свидетельствовать о несущественном влиянии станции на окружающую территорию.

Проведенный анализ показал, что радиоэкологическую обстановку в Хибинском горном массиве можно оценить в целом как благоприятную. В большей части проб почв содержание $^{137}$Cs колеблется в диапазоне от 3 до 60 Бк/кг. По данным Н.А. Мельник, А.А. Райских для Хибинского горного массива и расположенного там г. Кировска отмечается несколько повышенное содержание естественных радионуклидов в почвах, в частности $^{40}$K – 150–370 Бк/кг, $^{226}$Ra – 14–70 Бк/кг и невысокое $^{137}$Cs – 2–36 Бк/кг [4]. Однако есть отдельные пробы с аномально высоким содержанием $^{137}$Cs – 270–312 Бк/кг в районе горы Куэльпорр, где расположены ныне закрытые штольни – места проведения маломощных ядерных взрывов. В Ловозерском горном массиве в отвалах местного ГОКа отмечаются повышенные содержания естественных радионуклидов: $^{40}$K 970–1100 Бк/кг, $^{226}$Ra – 121–195 Бк/кг, $^{232}$Th – 370–450 Бк/кг и относительно невысокое $^{137}$Cs – 5–13 Бк/кг [5].

Особое внимание уделили изучению компонентов природной среды в зоне влияния СРЗ "Нерпа", расположенного на северо-западе региона, в тундровой и лесотундровой природных зонах. Исследование проводилось на основе ландшафтно-геохимической методики, в основе которой лежат полевые работы. В период 2004–2009 гг. были заложены разрезы и опробованы все генетические горизонты почв, а также лишайники с проективным покрытием более 50%, автономных (вершины сопок) ландшафтов внутри промзоны СРЗ "Нерпа" в непосредственной близости от цеха по утилизации АПЛ и мест хранения вырезанных реакторных отсеков. за пределами промзоны на разном расстоянии и в разных направлениях от СРЗ "Нерпа". При выборе местоположения точек учитывались их удаленность от СРЗ, преобладающее направление переноса воздушных масс, а также особенности ландшафтно-геохимической структуры территории. Общее количество разрезов составило 264, число почвенных проб – 1056. Аналитические работы включали определение в пробах почв удельной активности $^{137}$Cs радиометрическим методом и анализ основных физико-химических свойств почв (кислотность, содержание органического углерода и механического состава).

На основании анализа уровней удельной активности $^{137}$Cs в точках опробования было выделено пять градаций 0–50, 50–100, 100–150, 150–200, более 200 Бк/кг. Наиболее высокие уровни (более 200 Бк/кг) удельных активностей наблюдаются в непосредственной близости от судоремонтного завода. Выделена зона влияния СРЗ "Нерпа" на компоненты окружающей среды на расстоянии 14-16 км. Удельные активности $^{137}$Cs внутри выделенной зоны (76 Бк/кг) превышают рассчитанную для территории исследования фоновую величину более чем в 2 раза. Основная часть $^{137}$Cs сосредоточена в органогенном горизонте почв, мощностью до 20 см. Процессы латерального перераспределения концентраций $^{137}$Cs выражены слабо [7].

Опробование мхов и лишайников в Мурманской области показало, что содержание искусственного $^{137}$Cs составляло 30-80 Бк/кг и лишь в отдельных случаях менее 10 и более 100 Бк/кг. В почвенном покрове концентрация этого радионуклида колебалась в пределах от 1 до 312 Бк/кг. Максимальные концентрации фиксировались в верхнем гумусовом горизонте. Характерная особенность почв – резкое уменьшение содержания радионуклида с глубиной. В ниже лежащих горизонтах почв концентрация $^{137}$Cs не превышала 10 Бк/кг, что свидетельствует о слабой радиальной миграции в почвенном профиле и наличие мощного геохимического барьера в виде растительного опада и гумусового горизонта.

Уровень удельной активности $^{137}$Cs в почвах данного района обусловлен глобальными выпадениями – 36 Бк/кг [2], что соответствует 0, 07 Ки/км$^2$ или 7% от предельно допустимой нормы для РФ.

*Исследования на региональном уровне.* Работы по эколого-радиохимическому районированию территории Мурманской области проходили в несколько этапов.

1. Анализ бассейновой организации территории и определение структуры бассейнов разного порядка.
2. Дифференциация территории на участки с различной интенсивностью миграции и аккумуляции вещества на основе анализа геолого-геоморфологической структуры водосборных бассейнов и гидрографических особенностей территории.
3. Выявление участков почв с различными геохимическими условиями и с различной устойчивостью почв к техногенному воздействию на основе методики М.А. Глазовской [3].
4. Определение морфометрической структуры водосборных бассейнов, дифференциация их на участки с различными условиями миграции и аккумуляции вещества и геохимической устойчивостью почв к техногенному воздействию позволили выделить на территории области геохимические арены трех типов: открытые, полузакрытые и закрытые.

Открытые арены включают водосборные бассейны рек, характеризующиеся преобладанием процессов интенсивного выноса мигрирующих веществ за пределы их территории. Полузакрытые арены объединяют водосборные бассейны с преобладанием процессов замедленного транзита мигрирующих веществ и частичного осаждения их внутри арены. Закрытые арены включают водосборные бассейны рек и озер с преобладанием процессов осаждения мигрирующих веществ из поверхностных вод и их накопление внутри арены. В пределах этих арен находятся бассейны систем озер, водохранилищ и рек, впадающих в них, а также бассейны рек, не имеющих непосредственного выхода к морю.

Внутри каждой арены проведена дифференциация по различной степени интенсивности возможного проявления процессов перераспределении радионуклидов, и выделены участки бассейнов с преимущественной аккумуляцией, участки с преобладанием аккумуляции при умеренной и слабой миграции, участки с преобладанием миграционных процессов при слабой и умеренной аккумуляцией, и участки с преимущественной миграцией.

Интегральный анализ серии сопряженных карт во-

досборных бассейнов, условий миграции и аккумуляции вещества, геохимической устойчивости почв к техногенному воздействию и геохимических арен позволило провести эколого-радиохимическое районирование и составить карту, отражающую дифференциацию территории по особенностям распространения искусственных радионуклидов. Районы классифицируются на сбрасыватели и накопители, различные виды транзитных районов, в которых соответственно при попадании искусственных радионуклидов преимущественно происходит их вынос, накопление или наблюдается определенный баланс между приходом и выносом вещества [1].

## Заключение

Составленная серия разномасштабных эколого-геохимических карт на локальном и региональном уровнях исследования позволила выявить особенности распределения $^{137}Cs$ на исследуемой территории, определить степень воздействия СРЗ "Нерпа" на компоненты окружающей среды и оценить радиоэкологическое состояние почв и лишайников. Изучение миграции и концентрации техногенных радионуклидов в почвах тундровой зоны показало, что территория исследования в целом не является радиоактивно-загрязненной.

Полученная информация об источниках поступления радионуклидов, закономерностях их пространственного распределения послужит основанием при выработке стратегий развития природопользования в регионе и экономических расчетах стоимости экологической реабилитации загрязненных территорий.

Особое внимание при планировании хозяйственной деятельности должно уделяться районам-"накопителям" с потенциальной способностью к аккумуляции искусственных радионуклидов. Проведенное районирование позволяет выявить закономерности распределения искусственных радионуклидов, попавших на поверхность земли, оценить пути их выноса с изучаемых территорий и спрогнозировать расположение районов наибольшего потенциального их накопления.

***Литература***


1. *Эколого-геохимическое районирование Севера европейской территории России / Е.Н. Борисенко, В.И. Величкин, Т.А. Воробьева и др. // Доклады Академии наук. – 2007. – Т. 414, № 5. – С. 1–3.*
2. *Оценка эколого-геохимического состояния почв на северо-западе Кольского полуострова / В.И. Величкин, Н.В. Кузьменкова, Н.Е. Кошелева и др. // Геоэкология. – 2012. – № 1. – С. 41–51.*
3. *Глазовская М.А. Методические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям : метод. пос. – М. : Изд-во МГУ, 1997. – 102 с.*
4. *Мельник Н.А., Локшин Э.П., Седнева Т.А. Распределение природных радионуклидов // Журнал прикладной химии. – 2004. – Т. 77, № 8. – С. 1237–1240.*
5. *Пивоваров Ю.П., Михалев В.П. Радиационная экология. – М. : Академия, 2004. – 240 с.*
6. *Симонов Ю.Г., Симонова Т.Ю. Речной бассейн и бассейновая организации географической оболочки // Эрозия почв и русловые процессы / под ред. Р.С. Чалова. – М. : Изд-во МГУ, 2003. – Вып. 14. – С. 7–32.*
7. *Kuzmenkova N., Vorobyova T. Landscape-geochemical mapping of territory in the north-west of Kola Peninsula // Journal of Geochemical Exploration. – 2015. – No. 154. – P. 194–199.*


# НАКОПЛЕНИЕ ИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ (239+240) В КОМПОНЕНТАХ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ НА ТЕРРИТОРИИ ЧАСТИ КАРАГАНДИНСКОЙ ОБЛАСТИ, ПРИЛЕГАЮЩЕЙ К СЕМИПАЛАТИНСКОМУ ИСПЫТАТЕЛЬНОМУ ПОЛИГОНУ

М.К. Воротило, Л.П. Рихванов

Томский политехнический университет, Томск, Россия, mkv1@tpu.ru

# THE ACCUMULATION OF PLUTONIUM ISOTOPES (239+240) IN THE COMPONENTS OF THE NATURAL ENVIRONMENT IN THE TERRITORY OF THE KARAGANDA REGION ADJACENT TO THE SEMIPALATINSK TEST SITE

M.K. Vorotilo, L.P. Rikhvanov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Presents the results of a radiological survey of the territory of the Karaganda region. The data obtained on contamination of isotopes of plutonium (239+240), assessed the impact of nuclear testing on Semipalatinsk testing nuclear polygon. Currently, the pollution of the examined areas of technogenic radionuclides in most places, does not exceed the background level of global fallout, and only at some points noted in the reading background of global fallout. However, there are local areas of contamination, which could be formed as a result of testing of BRV, or other atmospheric fallout from nuclear testing.

Семипалатинский испытательный полигон расположен на северо-востоке Республики Казахстан на территории пересечения трех областей: Восточно-Казахстанской (раннее Семипалатинской), Павлодарской и Карагандинской (рис. 1). Он являлся основным местом проведения испытаний ядерного оружия и ядерных устройств в бывшем Советском Союзе. В период с 1949 по 1989 гг. здесь было проведено 456 испытаний ядерных устройств [4].

Многолетние испытания ядерного оружия привели к необратимым процессам в окружающей среде, связанным с нарушением природного равновесия растительного и животного мира и нанесшим значительный ущерб здоровью населения. В результате проведения ядерных испытаний в атмосферу было выброшено огромное количество радиоактивных веществ, которые частично осели на территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП). Другая часть распространилась далеко за пределы мест испытаний вследствие атмосферного переноса. В дальнейшем процесс выпадения радиоактивных веществ из атмосферы привел к глобальному загрязнению земной поверхности [10]. Практически все наземные взрывы, произведенные в СССР, были осуществлены на территории СИП. Мощность наземных взрывов составила примерно 0,6 Мт [17].

Многие территории в непосредственной близости от Семипалатинского испытательного ядерного полигона подверглись выпадению радиоактивных осадков, отдельные области длительное время находились на пути радиоактивных следов – ветровых выносов с полигона в периоды ядерных испытаний.

Наземные взрывы сформировали на местности радиоактивное загрязнение в виде длинных полос, так называемых "радиоактивных следов". Пространственное распределение радиоактивности определялось скоростью и направлением ветра, а также атмосферными осадками, которые способствовали ускоренному выпадению радиоактивных частиц на местность [6]. Некоторые ядерные испытания оказали воздействие на территорию Карагандинской области. Было зафиксировано прохождение радиоактивных облаков от 73 взрывов [7].

Основным реальным источником радиоактивного загрязнения почвенно-растительного комплекса являются глобальные радиоактивные выпадения из атмосферы долгоживущих радионуклидов при ядерных испытаниях, а также воздушные выбросы техногенных радионуклидов, связанные с работой предприятий ядерного топливного цикла [11]. В результате ядерных взрывов в окружающую среду поступило значительное количество долгоживущих радионуклидов, в том числе плутония (239+240) и плутония (238) [15].

Почвенный покров является идеальной депонирующей средой [1]. Почва представляет собой плодородный поверхностный слой земной коры, несущий на себе растительный покров, является наиболее емким и самым инерционным звеном, вследствие чего от скорости миграции радионуклидов в почве во многом зависит скорость их распространения по всей цепочке [11]. Изучение содержания и распределения активности радионуклидов в природных компонентах вблизи территории СИП есть необходимый аспект исследований.

Результаты исследований, приведенных в последние годы, показали, что радиационная обстановка не является стабильной. Происходит постоянное перераспределение радиоактивных веществ, что обусловлено многими факторами. Сильные ветры, степные пожары, а также несанкционированная деятельность на загрязненной территории способствуют формированию процесса дефляции, т.е. подъему радиоактивных частиц с подстилающей поверхности, "горячих" частиц (<50 мкм), имеющих чрезвычайно высокую активность и представляющих наибольшую опасность для здоровья, т.к. они содержат радиоактивный плутоний [2]. Более 99% плутония, поступившего в окружающую среду, депонируется в поверхностных слоях почвы и в донных отложениях [15].

Поэтому в настоящее время являются весьма актуальными мониторинговые исследования по оценке радиоэкологической ситуации на территории Карагандинской области, в местах прилегания к СИП, так как радиационная обстановка здесь представляет реальную угрозу переоблучения населения, ведущего хозяйственную деятельность в данном регионе.

Целью данного исследования является оценка влияния СИП на компоненты природной среды территории части Карагандинской области, через изучение уровней накопления изотопов плутония (239+240) в почвах и листьях тополя черного (*Populus nigra* L.).

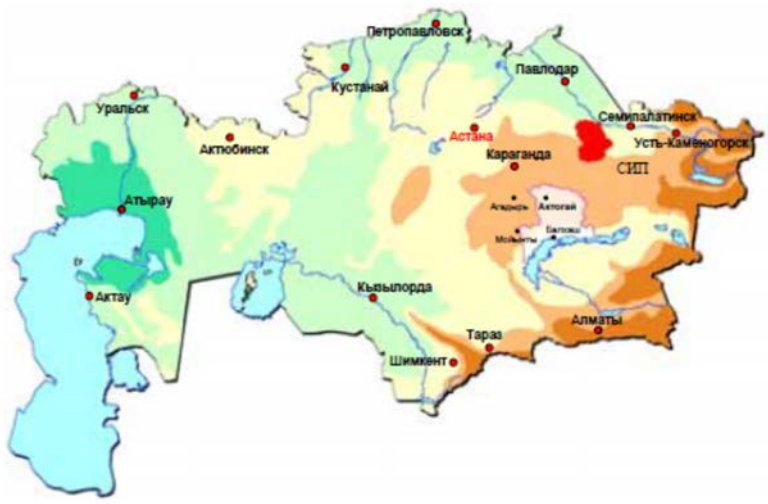



***Рис. 1.*** *Местонахождение Семипалатинского испытательного полигона*

## Материалы и методы анализа

Литогеохимические и биогеохимические исследования проводились на территории Карагандинской обла-

сти, в зоне влияния Семипалатинского испытательного полигона, а именно в п. Егиндыбулак, п. Айнабулак, п. Мыржык и на территории Карагандинской области, в пределах СИП. Маршрут пробоотбора представлен на рисунке 2. Всего было отобрано 12 проб почвы и 5 проб листьев тополя черного (*Populus nigra* L.).

Все работы по отбору и подготовке проб почвы и листьев тополя черного выполнялись с учетом методических рекомендаций, ГОСТ 17,4,3,01-83 и справочных материалов [5, 9, 16].

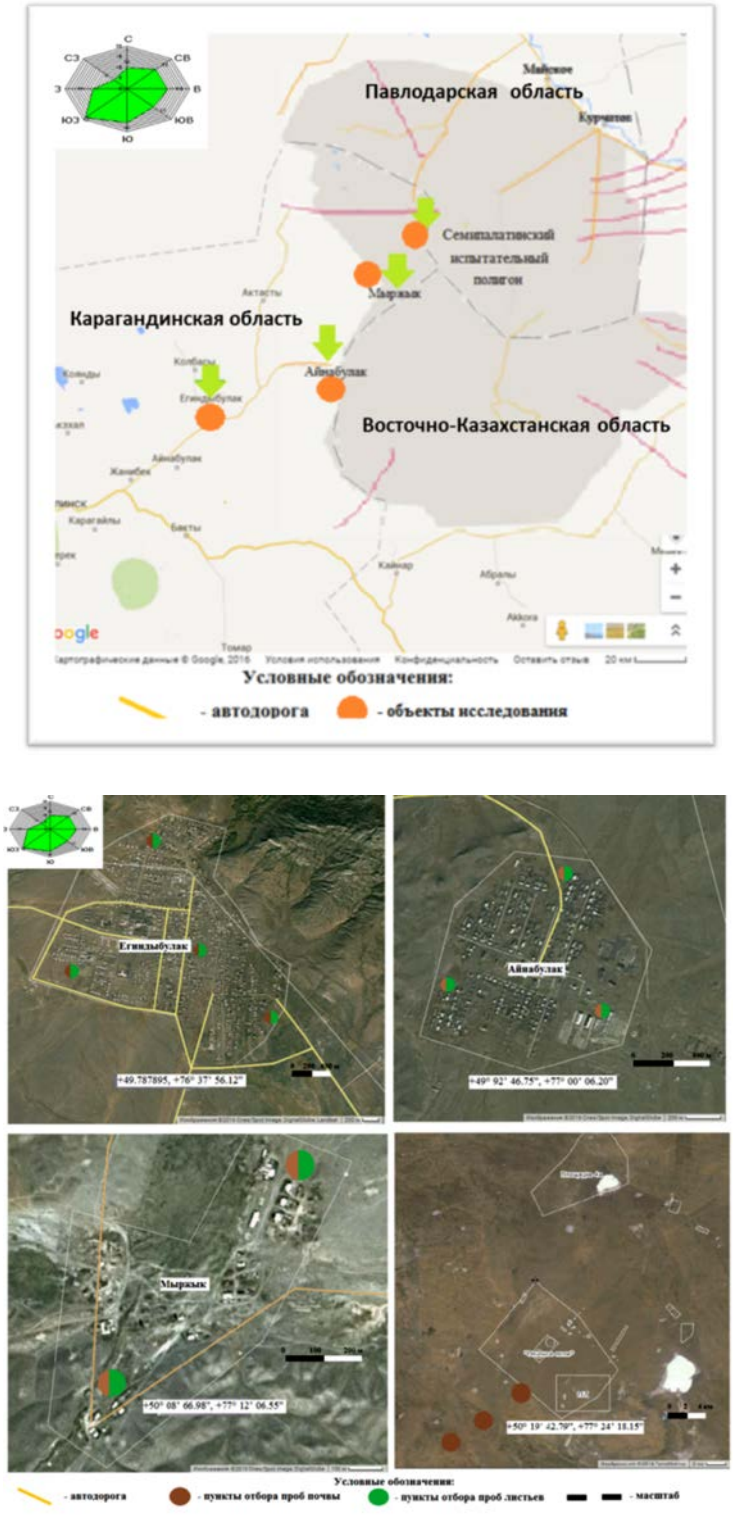



***Рис. 2.*** *Карта территорий, прилегающих к СИП и космоснимки с точками и координатами отбора проб почвы и листьев тополя*

Контроль загрязнения почвы радионуклидами проводился на пробных площадках 3х3 м. Пробы почвы отбирались методом "треугольника". Объединенную пробу составляли путем смешивания точечных проб, отобранных на одной пробной площадке [3]. Площадь отбора точечной пробы – 100 см$^2$, глубина составляет 5 см. Отобранная проба упаковывается в полиэтиленовый пакет и снабжается паспортом (пояснительной запиской), в котором указываются: присвоенный номер, место отбора, дата и время отбора, географические координаты, результаты полевой радиометрии.

Листья тополя в первичной сырой массе порядка 50–100 г (20–30 листьев с одного дерева) отбирались из нижней части кроны, на высоте 1,5–1,8 м (на уровне расположения органов дыхания человека) с максимально возможного количества ветвей, растущих в разных направлениях [18]. Обобщенно подготовку можно представить в виде последовательного измельчения, взвешивания перед озолением, озоления в муфельной печи (в фарфоровых тиглях) при температуре 550 °С в течение 2 ч с момента достижения заданной температуры до получения равномерно озоленного материала белого или светло-серого цвета, а также взвешивания после озоления для дальнейшего расчета содержания в сухом веществе [16].

Исследования проводились в лаборатории изотопного анализа Международного инновационного научно-образовательного центра (МИНОЦ) "Урановая геология" Национального исследовательского Томского политехнического университета (ТПУ) с использованием аттестованной методики определения концентрации изотопов плутония [14].

Стандартные методики определения сравнительно невысоких концентраций "трансурановых элементов", таких как $^{238}$Pu, $^{239,240}$Pu в пробах почвы и растительного материала, заключаются в выделении радиоактивных элементов из вещества образца, их радиохимическом разделении, осаждении на металлическую подложку, и последующей альфа-спектрометрией приготовленного препарата [13]. Навеску почвы массой 10 г после озоления и добавки индикаторов $^{242}$Pu и растворяли в азотной

кислоте. Изотопы плутония разделяли методом ионообменной хроматографии с использованием анионита АВ-17-8. После очистки препаратов от мешающих радионуклидов естественного, искусственного происхождения и других химических элементов, определяемые изотопы электролитически осаждали на диск.

*Таблица 1. Активность изотопов плутония в почвах и листьях тополя черного (*Populus nigra *L.) на территории Карагандинской области, прилегающей к СИП*

| № | Место отбора проб | $^{239\pm240}$Pu, Бк/кг |
|---|---|---|
| *Почва* | | |
| 1 | Егиндыбулак т.1 | <0,21 |
| 2 | Егиндыбулак т.2 | 2,1±0,5 |
| 3 | Егиндыбулак т.3 | <0,12 |
| 4 | Егиндыбулак т.4 | <0,05 |
| 5 | Айнабулак т.3 | <0,1 |
| 6 | Айнабулак т.2 | <0,05 |
| 7 | Айнабулак т.1 | <0,06 |
| 8 | Мыржык т.1 | 1,8±1,0 |
| 9 | Мыржык т.2 | <0,1 |
| 10 | Найманжал | <0,12 |
| 11 | СИП т.1 | <0,6 |
| 12 | СИП т.2 | <0,07 |
| *Листья тополя* | | |
| 1 | Егиндыбулак т.1 | <0,013 |
| 2 | Егиндыбулак т.2 | 0,027±0,016 |
| 3 | Айнабулак т.1 | <0,008 |
| 4 | Айнабулак т.2 | <0,011 |
| 5 | Мыржык т.1 | <0,02 |

Содержание изотопов $^{239,240}$Pu определено на автоматизированном альфа-спектрометре фирмы *EG&G Ortec 576A* с кремниевым детектором, легированным имплантированными атомами бора [13]. Для проверки достоверности полученных результатов были проведены измерения одних и тех же проб несколько раз с помощью разных методик разложения и выщелачивания проб, в соответствии с СТП 17.66-92 [14], НСАМ № 406-ЯФ [8].

## Результаты исследования

Процесса пробоподготовки для альфа-спектрометрического анализа изотопов плутония крайне сложный и трудоемкий, ввиду этого исследования такого рода проводятся фрагментарно и в малых объемах. Такие локальные загрязнения можно объяснить прохождением дальних выносов радиоактивных облаков с СИП над исследуемой территорией. Плутоний – радиоактивный элемент техногенного происхождения, который не имеет стабильных изотопов, прямо характеризующий уровень загрязнения природной среды радиоактивными продуктами техногенеза.

Картина удельной активности плутония и его распределения в изученных пробах почв и листьях тополя прослеживается по результатам проведения собственных исследований (таблица 1).

По проведенным измерениям проведена оценка активности $^{239+240}$Pu с расчетом погрешности, оценка активности $^{238}$Pu нецелесообразна ввиду низких пределов его обнаружения. Большинство проб имеют низкие уровни активности (менее 0,05 Бк/кг), однако в точке +49°78'78,95" с.ш. и +76°37'56,12" в.д. на территории п. Егиндыбулак и в точке +50°08'66,98" с.ш. и +77°12'06,55" в.д. на территории п. Мыржык обнаружены повышенные активности – более 1,8 Бк/кг. За глобальный уровень содержания Pu в почвах принято значение 0,2 Бк/кг [12].




***Рис. 3.*** *Распределение $^{239+240}$Pu в почвах на территории Карагандинской области, прилегающей к СИП*

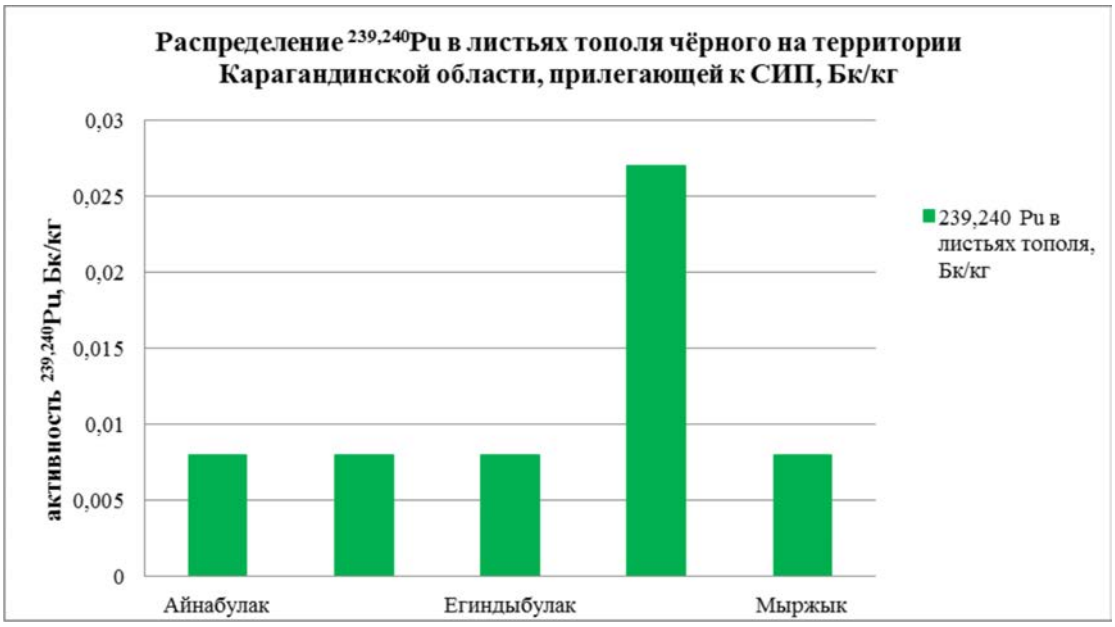



***Рис. 4.*** *Распределение $^{239+240}$Pu в листьях тополя черного на территории Карагандинской области, прилегающей к СИП*

Распределение плутония в почвах имеет "пятнистый" характер. Плутоний относится к числу малоподвижных элементов, его перераспределение по поверхности Земли происходит преимущественно за счет ветрового переноса и эрозии почв, а следовательно повышенная активность плутония в почвах в п. Егиндыбулак и п. Мыржык обусловлена уровнем глобальных выпадений (рис. 3).

Активность изотопов плутония в листьях тополя в пересчете на сухую массу низкая – менее 0,008 Бк/кг сухой массы, наиболее значимая удельная активность изотопов $^{239,240}$Pu равная 0,027±0,016 Бк/кг сухой массы, зафиксирована в точке +49°77'95,55" с.ш. и +76°40'17,90" в.д. также на территории п. Егиндыбулак.

При анализе распределения активности плутония в листьях тополя наблюдается тенденция уменьшения активности по мере удаления от полигона (рис. 4).

Плутоний практически не поступает из почвы в растения и относится к радионуклидам с очень низкой биологической подвижностью. Однако основная опасность загрязнения плутонием растений – это поверхностное радиоактивное загрязнение, это указывает, что уменьшение активности плутония в листьях тополя обусловлено ветровым переносом пыли с поверхности почв, загрязненных изотопами плутония.

## Выводы

В результате проведения радиоэкологических работ на территории части Карагандинской области в пределах СИП, а также п. Егиндыбулак, п. Айнабулак, п. Мыржык было установлено:

1. В исследованных почвах на территории п. Егиндыбулак и п. Мыржык обнаружены повышенные активности изотопов $^{239+240}$Pu более 1,8 Бк/кг, что в 9 раз превышает фон глобальных выпадений 0,2 Бк/кг.
2. В исследованных листьях тополя черного наиболее значимая удельная активность изотопов $^{239+240}$Pu зафиксирована на территории п. Егиндыбулак, вследствие низкой биологической активности плутония, в листья плутоний поступает ветровым переносом пыли с поверхности почв.
3. Значительная часть региона, включая территорию самого СИП, характеризуется близкими к фоновым уровнями радиационного загрязнения, однако некоторые районы показывают уровни загрязнения, соответствующие гораздо более высоким удельным активностям, что может привести к радиологическим последствиям.
4. Полученные данные исследований представляют практическую и научную значимость для проведения радиоэкологического мониторинга на территории районов Карагандинской области в зоне влияния СИП.

***Литература***

1. *Бекман И.Н. Плутоний / МГУ им. М.В. Ломоносова, кафедра радиохимии. – М., 2010. – 165 с.*
2. *Современная радиоэкологическая обстановка на Семипалатинском испытательном полигоне в Казахстане в отношении плутониевого загрязнения / Г. Воит, Н. Семиошкина, Б. Додд и др. // Вестник НЯЦ РК "Радиоэкология. Охрана окружающей среды". – 2000. – Вып. 3. – С. 164–170.*
3. *Волкова В.Г., Давыдова Н.Д. Техногенез и трансформация ландшафтов. – Новосибирск : Наука, 1987.*
4. *Семипалатинский полигон: хронология подземных ядерных взрывов и их первичные радиационные эффекты / В.В. Горин, А.М. Матущенко, С.Г. Смагулов и др. // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – 1993. – № 9. – С. 21–32.*

5. *ГОСТ 17.4.3.01-83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб.*
6. *Завершение 1 этапа радио-эколого-геохимического обследования территории Карагандинской области, возвращаемой Семипалатинским ядерным полигоном : отчет по договору № 8 от 29.07.2002. – Курчатов : ИРБЭ НЯЦ РК, 2002. – 48 с.*
7. *Логачев В.А. Ядерные испытания на Семипалатинском полигоне и их влияние на окружающую среду // Вестник НЯЦ РК. – 2000. – Вып. 3. – С. 9–14.*
8. *Методика выполнения измерений удельной активности изотопов плутония (239+240, 238) в пробах почв, грунтов, донных отложений альфа-спектрометрическим методом с радиохимической подготовкой (Инструкция НСАМ №406-ЯФ, свидетельство № 49090.3Н619).*
9. *МР 2.6.1.27-2003. Зона наблюдения радиационного объекта. Организация и проведение радиационного контроля окружающей среды : методические рекомендации.*
10. *Осинцев А.Ю., Стрильчук Ю.Г., Митяев А.В. Радиологическое исследование территории Карагандинской области в пределах Семипалатинского испытательного полигона // Вестник НЯЦ РК. – 2004. – Вып. 1. – С. 24–28.*
11. *Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. – М. : Энергоиздат, 1981. – 98 с.*
12. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие. – Томск : STT, 2009. – 430 с.*
13. *Сравнительная оценка выпадения радионуклидов на территории Томского района (Россия) и национального парка Меркантур (Франция) / Л.П. Шура [и др.] // Известия Томского политехнического университета. – 2006. – Т. 309, № 3. – С. 76–81.*
14. *СТП 17,66-92 плутоний-238, 239, 240 Радиохимическая методика выделения почвы и приготовления препаратов для альфа-спектрометрических измерений. Стандарт предприятия. Комплексная система управления качеством разработок. – Введ. 1993-01-02. – СПб. : Радиевый институт им. В.Г. Хлопина, 1993. – 10 с.*
15. *Тухватулин Ш.Т., Жотабаев Ж.Р., Кадыржанов К.К. и др. // Сб. матер. II Междунар. конф. "Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде", Семипалатинск, 16–18 ноября 2002 г. – Семипалатинск, 2002. – Т. 2. – С. 128–140.*
16. *Уфимцева М.Д., Терехина Н.В. Фитоиндикация экологического состояния урбоэкосистем Санкт-Петербурга. – СПб. : Наука, 2005. – 339 с.*
17. *Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон / под ред. В.А. Логачева. – М. : Изд АТ, 1997. – 319 с.*
18. *Ялалтдинова А.Р. Элементный состав растительности как индикатор техногенного воздействия на территории г. Усть-Каменогорска : дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2015.*

# ИЗОТОПНО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ СВИДЕТЕЛЬСТВА СУЩЕСТВОВАНИЯ АУТИГЕННЫХ ФАЗ U(IV) В КАРБОНАТНЫХ ОСАДКАХ ОЗЕР

Ю.С. Восель[1], М.С. Мельгунов[1,3], С.В. Восель[2,3], В.Д. Страховенко[1,3], И.В. Макарова[1]

[1]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск vosel@igm.nsc.ru
[2]Институт химической кинетики и горения СО РАН, Новосибирск, Россия
[3]Новосибирский Государственный Университет, Новосибирск, Россия

# ISOTOPIC-GEOCHEMICAL EVIDENCE OF AUTHIGENIC U(IV)-PHASES EXISTENCE IN CARBONATE LAKE SEDIMENTS.

Y.S. Vosel[1], M.S. Melgunov[1,3], S.V. Vosel[2,3], V.D. Strakhovenko[1,3], I.V. Makarova[1]

[1]Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SBRAS, Novosibirsk, Russia
[2]Institute of Chemical Kinetics and Combustion SBRAS, Novosibirsk, Russia
[3]Novosibirsk State University

Работа посвящена изучению форм нахождения урана в современных карбонатных осадках двух малых озер Приольхонья для обнаружения свидетельств образования на ранних стадиях диагенеза различных собственных минеральных фаз урана (IV). Для максимально детального разделения и определения форм аутигенного урана в работе применена модифицированная методика селективного растворения образцов донных отложений (с использованием дополнительных стадий растворения азотной кислотой разной концентрации и температуры) в сочетании с использованием метода альфа-спектрометрии (для измерения изотопного отношения урана $^{234}U/^{238}U$). Это позволило получить информацию, свидетельствующую в пользу присутствия нескольких новообразованных фаз U(IV) в исследуемых осадках.

The work is devoted to the study of uranium speciation in the modern carbonate sediments of two small lakes of Olkhon region in order to find the evidence of the different mineral phases of uranium (IV) formation at the early diagenesis stages. The modified method of sequential extraction (with additional steps of dissolution by nitric acid of various concentrations and temperatures) combined with alpha-spectrometry method (determination of the isotopic ratio $^{234}U/^{238}U$) were used for attribution and comprehensive separation of uranium authigenic forms. This allowed to obtain evidence of several authigenic U(IV)-phases presence in the studied sediments.

Исследование современных океанических осадков показало, что в их восстановленной части, ниже Red-Ox границы, происходит накопление урана [2, 7, 8]. Такое увеличение концентраций объясняется многими исследователями тем, что в ходе диагенеза происходит восстановление уранил-ионов поровых растворов и формируются собственные минеральные фазы U(IV) [7, 8]. Собственные минералы U(IV) в современных океанических осадках методом электронной микроскопии или другими прямыми методами выявить не удалось. Однако такие минеральные фазы с помощью электронной микроскопии удалось легко зафиксировать в фосфоритах континентальных шельфов. А именно, в них были обнаружены уранинит ($UO_{2+x}$), коффинит ($USiO_4$) и нингиоит ($CaU(PO_4)_2$*$2H_2O$) (Батурин, 1975). В последние десятилетия методами электронной микроскопии были также проведены детальные исследования урановых черней. Представляется весьма интересным, что только эти собственные минеральные фазы урана (IV) были в них обнаружены [3]. Поэтому можно предположить, что только эти же минеральные фазы урана (IV) должны образовываться и в других природных объектах, в частности в современных океанических (не фосфоритных) осадках или осадках соленых и пресных озер.

В данной работе была поставлена цель получить информацию, свидетельствующую в пользу присутствия нескольких новообразованных фаз U(IV) в колонках озерных осадков. В этой связи отметим, что присутствие соединений U(IV) можно использовать в качестве маркера восстановительной обстановки в осадках. Также и поэтому представляется важным получение любых свидетельств образования восстановленных соединений U(IV). По сравнению с глубоководными водоемами проще проводить подобные исследования для малых озер. В частности, существует множество малых озер с высокими изотопными отношениями ($^{234}U/^{238}U$) и высокими содержаниями U в воде и осадках, что сильно облегчает проблемы с точностью измерений.

В нашей предыдущей работе был предложен подход, который позволил получить информацию, свидетельствующую о присутствии новообразованных собственных минеральных фаз U(IV) в осадках озер Приольхонья [1]. Суть подхода заключается в использовании обычной процедуры последовательного селективного растворения осадков, разработанной Клемптом [6], но с добавлением дополнительных стадий обработки растворами азотной кислоты различной концентрации и температуры. Выбранная исходная схема селективного растворения Клемпта (первые четыре стадии в табл. 1) такова, что используемые в ней реагенты не могут взаимодействовать с фазами U(IV) [4], и они вместе с терригенными минералами остаются в не растворившемся остатке, который в дальнейшем и подвергается кислотному растворению (последние четыре стадии в табл. 1).

Уранинит, коффинит и нингиоит – весьма инертные вещества, которые растворяются только растворами сильных минеральных кислот [4]. Наиболее упорный среди них – уранинит, который хорошо растворяется только в концентрированной кислоте при ее кипячении, в то время как, например, коффинит легко растворяется в разбавленной $HNO_3$ уже при комнатной температуре. В связи с этим, для максимально детального разделения фаз U(IV) в данной работе число кислотных стадий было увеличено до четырех (табл. 1).

После каждой стадии селективного растворения проводилось измерение активности четных изотопов урана в полученном растворе (и в конечном твердом остатке) методом альфа-спектрометрии (альфа-спектрометр ALPHA-ENSEMBLE-8, Ametek, ORTEC, США). Такие измерения проводились, поскольку измерение только общей концентрации урана в кислотных растворах не давало бы никакой информации о растворении новообразованных фаз U(IV), так как помимо этих фаз в кислоте растворяется еще некоторое количество терригенных минералов присутствующих в осадке. В связи с этим для доказательства присутствия в образце урана из новообразованных фаз необходима дополнительная информация. В качестве такой информации удобно использовать величину отношения его четных изотопов ($^{234}U/^{238}U$). О присутствии в образце урана из аутигенных (новообразованных) фаз свидетельствует повышенное изотопное отношение ($^{234}U/^{238}U>1$). Дело в том, что аутигенные фазы осадков наследуют изотопное отношение тех вод, из которых они образовались. В то же время в поверхностных водах всегда существует дисбаланс четных изотопов урана, так что изотопное отношение $^{234}U/^{238}U$ в них заметно превышает единицу (эффект Чердын-

*Таблица 1. Исходная схема селективного растворения (Klemt et al., 2000).*

| Фракции | Реагенты + условия | Разрушаемая фракция |
|---|---|---|
| I – обменная | 1 M $CH_3COONH_4$ | ионообменные формы |
| II – карбонаты | 1 M $CH_3COONH_4$, $HNO_3$ до pH 5 (10 ч) | карбонатные формы |
| III – оксиды и гидроксиды Fe, Mn | 0,1 M $NH_2OH$*HCl в 25% $CH_3COOH$ | Окс. и гидрокс. Fe, Mn |
| IV – органические вещества | $H_2O_2$+ $HNO_3$ до pH 1,5 | органические вещества |
| I кислотная стадия | 0,5 M $HNO_3$ 25 °C (40 мин) | Фазы U(IV) + терригенные минералы |
| II кислотная стадия | Конц. $HNO_3$ 25 °C (1 ч) | Фазы U(IV) + терригенные минералы |
| III кислотная стадия | Конц. $HNO_3$ 90 °C (3 ч) | Фазы U(IV) + терригенные минералы |
| IV кислотная стадия | Конц. $HNO_3$ Кип. (24 ч) | Фазы U(IV) + терригенные минералы |
| твердый остаток | Не растворившийся остаток | Фазы U(IV) + терригенные минералы |

цева–Чалова). В терригенных минералах отношение $^{234}U/^{238}U$ строго равно 1 (вековое равновесие) [5].

В таблице 1 приведены четыре стадии кислотного растворения, предложенных в работе. В качестве первой стадии была выбрана обработка образцов разбавленной (0,5 молярной) азотной кислотой в течение 40 мин при комнатной температуре. При этом предполагалось, что может раствориться относительно легко растворимый в азотной кислоте собственный минерал U(IV) – коффинит, и в то же время будет значительно замедлен процесс растворения терригенных минералов. Две промежуточные стадии холодной и горячей (90 °C) концентрированной кислоты предполагают растворение таких фаз U(IV), как коффинит и нингиоит. Четвертая стадия – обработка концентрированной кипящей кислотой предполагает растворение наиболее химически устойчивых собственных минералов U(IV) – минералов группы уранинита.

Для исследований были выбраны озера Намши-Нур и Мелкое (рис. 1), находящихся в засушливом регионе Приольхонья. Выбор озер определялся тем, что в их водах концентрации урана достаточно велики и составляют по нашим измерениям 22±3 мкг/л и 25±3 мкг/л соответственно, изотопные отношения урана ($^{234}U/^{238}U$) равно 1,75±0,08 и 2,66±0,24 соответственно.

Озеро Намши-Нур это самое большое и глубокое озеро в Приольхонье, его глубина достигает 6 м. Состав вод озера: $HCO^{3-}$ = 858 мг/л, $SO_4^{2-}$ = 618 мг/л, $Cl^-$ = 99 мг/л, $Mg^{2+}$ = 174 мг/л, $Ca^{2+}$ = 18 мг/л, $Na^+$ = 315 мг/л, $K^+$ = 87 мг/л (Скляров и др., 2010). Было отобрано две

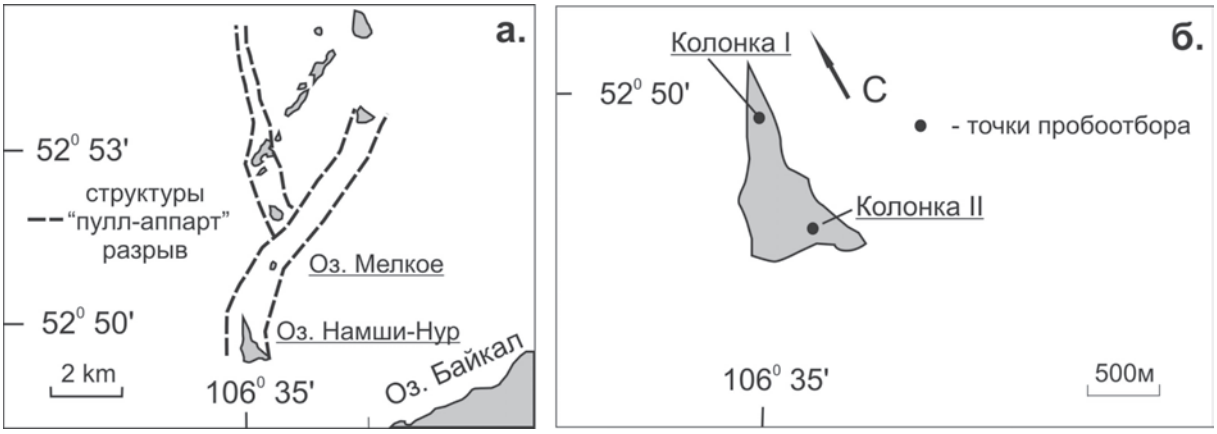



***Рис. 1.*** *Схемы: а – карта-схема расположения озер Приольхонья; б – схема отбора проб озера Намши-Нур*

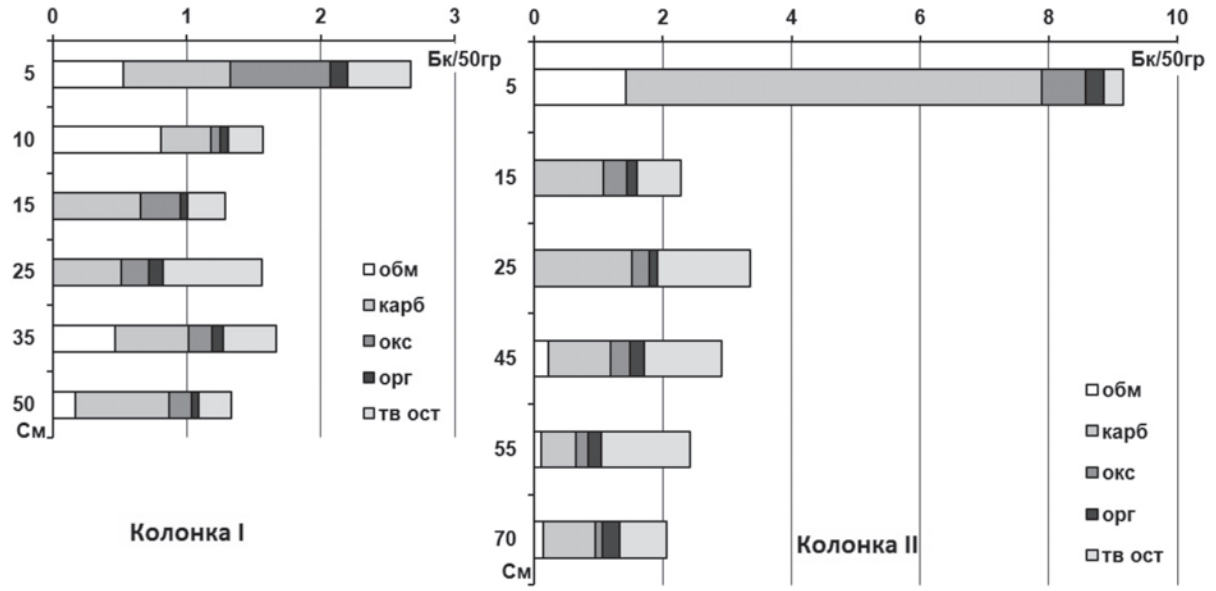



***Рис. 2.*** *Распределение абсолютных активностей $^{238}U$ по фракциям в разрезах осадка оз. Намши-Нур. Обозначения: обм – обменная фракция; карб – карбонатная фракция, окс – фракция оксидов и гидроксидов Fe и Mn; орг – фракция органики; тв. ост. – активность, оставшаяся в образце после четырех стадий фракционирования*

колонки осадков (колонки I и II). Колонка II отобрана недалеко от южного берега с глубины 3 м. Колонка I отобрана в северной бухте с глубины 2,5 м (рис. 1б).

Максимальная глубина озера Мелкое в период с 2008 по 2015 г. составляла от 50 до 10 см. Состав воды озера: $HCO^{3-}$ = 927 мг/л, $SO_4^{2-}$ = 2265 мг/л, $Cl^-$ = 548 мг/л, $Mg^{2+}$ = 554 мг/л, $Ca^{2+}$ = 23 мг/л, $Na^+$ = 4 97 мг/л, $K^+$ = 185 мг/л.

Во всех озерах в составе донных отложений присутствуют карбонатные минералы, содержание которых сильно изменяется вдоль разрезов отложений озер. Количество органического вещества в осадках также различно. Наблюдается общая тенденция к увеличению содержания органики в верхних горизонтах осадков.

Сначала рассмотрим результаты, полученные для донных осадков озера Намши-Нур. С помощью первых четырех стадий селективного растворения из образцов были удалены основные аутигенные фазы. Распределения урана по четырем основным аутигенным фракциям и в не растворившемся после первых четырех стадий остатке в двух исследованных колонках этого озера приведены на рисунке 2. Отметим, что во многих нижних горизонтах колонок, например, в горизонтах 40–45 см и 50–55 см колонки II, основное количество урана сконцентрировано именно в не растворившемся после 4 стадий селективного растворения остатке. В обеих колонках осадка в верхних горизонтах на глубине 15 см и выше изотопное отношение ($^{234}U/^{238}U$) во фракциях основных аутигенных фаз соответствует таковому в воде озера (1,75±0,08,), однако интересно, что в нижних горизонтах колонки I это отношение совсем другое: $^{234}U/^{238}U$ = 2,5±0,1.

Остаток, образовавшийся после первых четырех стадий, подвергался затем 4 стадиям кислотного растворения. В горизонтах обеих колонок изотопное отношение во многих кислотных растворах и не растворившемся твердом остатке принимает значение, значительно превышающее единицу (табл. 2), что напрямую указывает на присутствие в осадках новообразованного "аутигенного" урана. Наиболее отчетливо это видно в нижних горизонтах колонок осадков. По предположению это собственные фазы U(IV). Интересно, что в данном слу-

*Таблица 2. Абсолютные активности $^{238}U$ и отношения $^{234}U/^{238}U$ в растворах азотной кислоты и не растворившихся остатках для колонок (I, II) озера Намши-Нур*

| Обр(глуб) | 0,5М $HNO_3$ | $HNO_3$(Хол) | $HNO_3$(Гор) | $HNO_3$(Кип) | Тв ост |
|---|---|---|---|---|---|
| Абсолютные активности $^{238}U$ (Бк) | | | | | |
| **К–I** 0–5см | | 0,04±0,01 | 0,25±0,02 | | 0,18±0,02 |
| 5–10см | | 0,02±0,004 | 0,15±0,02 | | 0,06±0,008 |
| 10–15см | 0,02±0,004 | 0,02±0,004 | 0,17±0,03 | 0,04±0,004 | 0,03±0,004 |
| 20–25см | 0,03±0,004 | 0,04±0,004 | 0,11±0,02 | 0,52±0,04 | 0,04±0,006 |
| 30–35 см | 0,02±0,002 | 0,02±0,004 | | 0,29±0,02 | 0,06±0,006 |
| 45–50 см | | 0,008±0,002 | 0,12±0,010 | | 0,12±0,012 |
| **К–II** 0–5см | | 0,03±0,004 | 0,14±0,012 | | 0,14±0,018 |
| 10–15 см | 0,03±0,004 | 0,02±0,002 | 0,18±0,02 | 0,06±0,006 | 0,08±0,008 |
| 20–25 см | 0,03±0,004 | 0,02±0,002 | 0,50±0,05 | 0,50±0,06 | 0,09±0,01 |
| 40–45 см | 0,07±0,006 | 0,05±0,006 | | 0,85±0,05 | 0,22±0,02 |
| 50–55 см | 0,09±0,008 | 0,06±0,008 | | 0,93±0,07 | 0,29±0,02 |
| 65–70 см | | 0,06±0,006 | 0,32±0,03 | | 0,36±0,02 |
| $^{234}U/^{238}U$ | | | | | |
| Обр(глуб) | 0,5М $HNO_3$ | $HNO_3$(Хол) | $HNO_3$(Гор) | $HNO_3$(Кип) | Тв ост |
| **К–I** 0–5см | | 1,3±0,4 | 1,0±0,1 | | 1,4±0,1 |
| 5–10см | | 1,3±0,3 | 1,1±0,1 | | 1,3±0,2 |
| 10–15см | 1,3±0,3 | 1,2±0,2 | 1,0±0,1 | 1,1±0,1 | 1,2±0,2 |
| 20–25см | 1,6±0,3 | 2,0±0,3 | 1,0±0,1 | 2,5±0,1 | 1,6±0,3 |
| 30–35 см | 1,8±0,2 | 1,6±0,4 | | 1,7±0,1 | 1,6±0,2 |
| 45–50 см | | 2,2±0,9 | 1,1±0,1 | | 1,0±0,1 |
| **К–II** 0–5см | | 1,4±0,2 | 1,1±0,1 | | 1,2±0,2 |
| 10–15 см | 1,3±0,2 | 1,4±0,2 | 1,0±0,1 | 1,0±0,2 | 1,1±0,1 |
| 20–25 см | 1,3±0,2 | 1,3±0,2 | 1,0±0,1 | 1,0±0,1 | 1,3±0,2 |
| 40–45 см | 1,5±0,1 | 1,2±0,2 | | 1,7±0,05 | 1,2±0,1 |
| 50–55 см | 1,4±0,1 | 1,3±0,2 | | 1,8±0,06 | 1,2±0,1 |
| 65–70 см | | 1,3±0,2 | 1,2±0,1 | | 1,1±0,1 |

Примечание: ± абсолютная ошибка.

чае прекрасно видно, что этих фаз как минимум две. Это следует из того наблюдения, что во всех растворах горячей (90 °С) кислоты изотопное отношение с хорошей точностью равно единице (т.е. растворялись только терригенные минералы) (табл. 2), в то время, как в растворах холодной кислоты и в кипящей кислоте (и в твердых остатках) изотопное отношение зачастую заметно выше единицы. Наиболее яркий пример – горизонт 20–25 см колонки I, где в холодной 0,5 М кислоте изотопное отношение равно 1,6±0,3, в холодной концентрированной – 2,0±0,3, далее на стадии горячей кислоты $^{234}U/^{238}U$ = = 1,0±0,1, а на стадии кипящей опять намного больше

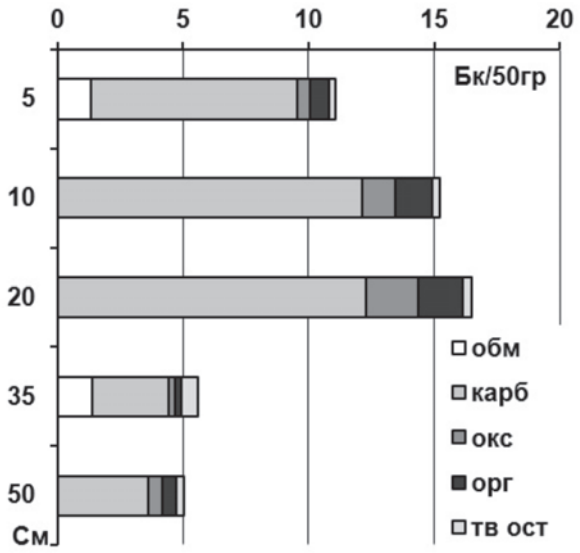



***Рис. 3.*** *Распределение Ca по фракциям в разрезах осадков озер Мелкое и Холбо-Нур. Обозначения: обм – обменная фракция; карб – карбонатная фракция, окс и гидр – фракция оксидов и гидроксидов Fe и Mn; орг – фракция органики, тв ост – твердый остаток*

единицы: $^{234}U/^{238}U$ = 2,5±0,1. То есть одна фаза (по нашему предположению коффинит) полностью растворилась уже на первых стадиях холодной кислоты, а другая фаза по предположению оксиды урана, начинает растворяться только при ее кипячении. Как видно из табл. 2, на последней стадии в раствор здесь переходит основное количество урана. То есть в этом горизонте колонки I основное количество U(IV) находится в фазах оксидов $UO_{2+x}$. Отметим, что изотопное отношение урана в растворе кипящей кислоты 2,5±0,1 весьма повышено по сравнению с современным его отношением в воде 1,75±0,08. Это можно объяснить только понижением изотопного отношения в воде озера со значений 2,5 до 1,7 в определенный период жизни озера. При растворении нижних горизонтов колонки II (40–45 и 50–55 см) основное количество U(IV) тоже выходит на стадии кипящей кислоты (табл. 2). В этих горизонтах количество урана переходящего в кипящую кислоту велико и сравнимо даже с общим количеством урана в осадке (рис. 2, табл. 2). В то же время в верхних горизонтах колонки II осадка такой уран практически отсутствует.

Обратимся к результатам, полученным при изучении осадка озера Мелкое. Доля урана, сконцентрированного в остатке, образовавшемся после первых четырех стадий селективного растворения осадка этого озера не велика (рис. 3). В этом озере изотопное урановое отношение принимает значение, превышающее единицу во всех кислотных растворах и не растворившихся остатках всех горизонтов (табл. 3).

Наиболее интересно то, что для всех горизонтов осадка озера Мелкое (табл. 3) выход в раствор заметного количества урана с изотопным отношением, значительно превышающим единицу, происходит (в отличие от озера Намши-Нур) также и на стадии растворения горячей (90 °С) азотной кислотой. Этот важный факт можно объяснить только тем, что в осадках этого озера, помимо коффинита и уранинита присутствуют еще какая-то минеральная фаза U(IV). Такой фазой по предположению может быть нингиоит ($CaU(PO_4)_2*2H_2O$).

*Таблица 3. Абсолютные активности $^{238}U$ и отношения $^{234}U/^{238}U$ в растворах азотной кислоты и не растворившихся остатках осадка озера Мелкое*

| Обр(глуб) | 0,5М $HNO_3$ | $HNO_3$(Хол) | $HNO_3$(Гор) | $HNO_3$(Кип) | Тв ост |
|---|---|---|---|---|---|
| Абсолютные активности $^{238}U$ (Бк) | | | | | |
| 0–5см | | | 0,12±0,02 | | 0,19±0,03 |
| 10–15см | 0,09±0,01 | 0,03±0,01 | 0,06±0,01 | 0,05±0,01 | 0,08±0,01 |
| 20–25см | 0,11±0,01 | 0,03±0,01 | 0,06±0,01 | 0,09±0,01 | 0,07±0,01 |
| 30–35см | | | 0,11±0,01 | | 0,18±0,02 |
| 45–50см | 0,09±0,01 | 0,022±0,002 | 0,06±0,01 | 0,08±0,01 | 0,08±0,01 |
| $^{234}U/^{238}U$ | | | | | |
| Обр(глуб) | 0,5М $HNO_3$ | $HNO_3$(Хол) | $HNO_3$(Гор) | $HNO_3$(Кип) | Тв ост |
| 0–5см | | | 1,8±0,2 | | 1,9±0,3 |
| 10–15см | 2,1±0,2 | 1,4±0,2 | 1,5±0,3 | 1,7±0,2 | 1,4±0,2 |
| 20–25см | 2,0±0,2 | 1,0±0,1 | 1,6±0,3 | 2,4±0,2 | 1,2±0,1 |
| 30–35см | | | 1,7±0,2 | | 1,3±0,2 |
| 45–50см | 2,2±0,2 | 1,3±0,2 | 1,7±0,3 | 1,6±0,2 | 1,3±0,2 |

Примечание: ± абсолютная ошибка.

На основе проведенных исследований можно сделать вывод, что в исследованных озерных осадках можно выделить три новообразованные формы U(IV):

*Первая форма* легко растворяется в 0,5М $HNO_3$ и холодной концентрированной кислоте, что свойственно коффиниту ($USiO_4$).

*Вторая* – растворяется только в кипящей концентрированной $HNO_3$, что является характерным свойством оксидных минералов группы уранинита ($UO_{2+x}$); она в количествах значительно превышающих пределы обнаружения методом альфа-спектрометрии присутствует в нижних горизонтах осадка оз. Намши-Нур.

*Третья* – хорошо растворяется в концентрированной $HNO_3$ при ее нагреве до 90 °С, эта форма в четком виде проявляется в отложениях оз. Мелкое.

*Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ № 14-05-00139, 15-35-21024, проекта НИР VIII.72.2.3.*

***Литература***

1. *Поведение урана и марганца в процессе диагенеза карбонатных осадков малых озер Байкальского региона / Ю.С. Восель, В.Д. Страховенко, И.В. Макарова и др. // Доклады Академии наук. – 2015. – Т. 463, № 3. – С. 335–339.*
2. *Геохимия диагенеза осадков Тихого океана (трансокеанский профиль) / под ред. Э.А. Остроумова. – М. : Наука, 1980. – 288 с.*
3. *Дойникова О.А. Минералогия урана восстановительной зоны гипергенеза (по данным электронной микроскопии). – М. : Физматлит, 2012. – 216 с.*
4. *Лидин Р.А., Молочко В.А., Андреева Л.Л. Химические свойства неорганических веществ. – М. : КолосС, 2003. – 480 с.*
5. *Чердынцев В.В. Уран-234. – М. : Атомиздат, 1969. – 308 с.*
6. *Normierung von Extraktionsexperimenten zur Bestimmung der Bindung von Radiocaesium an Sedimente des Luganersees / E. Klemt, S. Kaminski, R. Miller et al. // Umweltradioaktivitat und Strahlendosen in der Schweiz. Bundesamt fur Gesundheit. – 2000.*
7. *Klinkhammer G.P., Palmer M.R. Uranium in the oceans: where it goes and why // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 1991. – Vol. 55. – P. 1799–1806.*
8. *Mangini A., Jung M., Laukenmann S. What do we learn from peaks of uranium and of manganese in deep sea sediments? // Marine Geology. – 2001. – Vol. 177. – P. 63–78.*

# РАНЖИРОВАНИЕ ТЕХНОГЕННОГО РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПО КРИТЕРИЯМ ОЦЕНКИ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПРИ СТРОИТЕЛЬСТВЕ ЭЛЬКОНСКОГО ГОРНО-МЕТАЛЛУРГИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

В.А. Галактионов[1], В.Г. Журавлев[1], И.В. Павлова[2], В.А. Домаренко[2]

[1]Акционерное общество "Эльконский ГМК", Москва, Россия, marchekan49@mail.ru
[2]Томский политехнический университет, Томск, Россия, viktor_domarenko@mail.ru

# RANGING OF TECHNOGENIC RADIONUCLIDE POLLUTION ON ESTIMATION CRITERIA OF RADIOECOLOGICAL CONDITION FOR ELKON MINING METALLURGICAL PLANT CONSTRUCTION

V. Galaktionov[1], V. Juravlev[1], I. Pavlova[2], V., Domarenko[2]

[1]Elkon Mining Metallurgical Plant, Moscow, Russia
[2]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

В данной статье рассматриваются понятия геоэкологического риска, риска здоровью человека, связанные с радиационными воздействиями, раскрываются проблемы и методология оценки радиационной обстановки и ранжировании техногенного радионуклидного загрязнения при освоении месторождений Эльконского урановорудного района.
***Ключевые слова:*** радионуклидное загрязнение, геоэкологический риск, охрана окружающей среды, урановорудное месторождение, радиационное воздействие, экология.

This article deals with a notion of environmental risk and the risk for human health caused by radiation. The problems and methodology to estimate the radiation situation and range the technogenic radionuclide pollution at field development of the Elkon Uranium Province are considered.
***Keywords:*** radionuclide pollution, geoecological risks, environment protection, uranium deposits, radiation, ecology.

Комплексные золотоурановые месторождения Южной Якутии относятся к месторождениям мезозойской тектоно-магматической активизации в щелочных метасоматитах [2]. Территория района в целом относится к категории достаточно сложных в геологическом, инженерно-геологическом, горно-техническом, экологическом и иных отношениях, определяющих целесообразность его горнопромышленного освоения, а также целый ряд факторов, которые должны учитываться на всех стадиях намечаемых работ [1, 3–5, 7–12].

В настоящее время основными официальными документами по обеспечению радиационной безопаснос-

*Таблица 1. Ранжирование отвалов по критериям оценки радиоэкологического состояния территории*

| № п/п | Участок | Радиоэкологическое состояние | | |
|---|---|---|---|---|
| | | Удовлетворительное (ОБ) | Чрезвычайная экологическая ситуация (ЧЭС) | Экологическое бедствие (ЭЭБ) |
| 1 | Акин | – | А3, А4, А5, А6, А7 | А1, А2 |
| 2 | Дрожжевой | – | Д1, Д2, Д3, Д4 | – |
| 3 | Курунг 1 | – | К13, К14, К15, К16, К17, К18 | К11, К12 |
| 4 | Курунг 2 | К21, К23 | К22 | – |
| 5 | Минеевский | – | М1 | – |
| 6 | Непроходимый 1 | – | Н11, Н12, Н13 | – |
| 7 | Непроходимый 2 | – | Н21, Н22, Н23 | – |
| 8 | Русская | – | Р1, Р2, Р3 | – |
| 9 | Холодная | – | Х1, Х2 | Х3 |
| 10 | Элькон | – | Э1, Э2, Э3 | – |

ти населении России являются: "Нормы радиационной безопасности (НРБ-99)" и "Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). В этих документах установлены допустимые нормы для ограничения облучения людей от природных источников излучения (НРБ-99; ОСПОРБ-99) [6]. Основными параметрами для ограничения облучения являются величина гамма-фона, содержание радона в воздухе жилых помещений и плотность потока радона с поверхности почвогрунтов. Эти параметры оцениваются при выборе участков территорий под строительство жилых домов и зданий социально-бытового назначения. В настоящее время НРБ-99 рекомендует под строительство участки с гамма-фоном, не превышающим 0,3 мкГр/ч (34 мкР/ч), и с плотностью потока радона с поверхности грунта в 80 мБк/м$^2$с). Кроме того, существует ограничение на использование строительных материалов по эффективной удельной активности ($А_{эфф}$) естественных радионуклидов. По величине этого параметра устанавливают класс строительного материала (щебень, песок, шлаки и др.). В настоящее время для разрабатываемых и законсервированных месторождений твердых полезных ископаемых не существует официальных утвержденных Госсанэпиднадзором России документов по классификации их по степени радиационной опасности. Поэтому при оценке радиационной обстановки и ранжировании техногенного радионуклидного загрязнения на исследуемой территории мы использовали два методологических подхода, наиболее принятых в настоящее время и используемых при решении подобного рода задач. В первом случае ранжирование территории исследуемых техногенных ландшафтов производилось по величине среднего значения мощности экспозиционной дозы (МЭД), полученной для конкретных отвалов горных пород. При этом выделялось три радиоэкологических критерия оценки состояния территории (табл. 1) удовлетворительное (относительного благополучия, ОБ) с величиной МЭД до 20 мкР/ч, чрезвычайной экологической ситуации (ЧЭС) со значением МЭД в пределах 200–400 мкР/ч и экологического бедствия (ЭЭБ) с величиной МЭД более 400 мкР/ч. Согласно данному ранжированию из 38 исследованных нами отвалов относились: к категории ОБ – всего 2 (или 5,3%), к ЧЭС – 31 (основная часть или 81,6%) и к ЭЭБ – 5 отвалов (или 13,2% от их общего количества).

*Таблица 2. Предельные значения $А_{эфф}$ для классификации месторождений твердых полезных ископаемых по степени радиационной опасности*

| Категория месторождения (класс опасности) | $А_{эфф}$, Бк/кг | |
|---|---|---|
| | От | До |
| 1. Особо опасные | Более 3500 | |
| 2. Опасные | 1000 | 3500 |
| 3. Потенциально опасные | 100 | 1000 |
| 4. Безопасные | Менее 100 | |

В последние годы, используя рекомендации ОСПОРБ-99 И.М. Хайкович с соавторами [46] разработали, по величине $А_{эфф}$ классификацию для всех промышленных типов месторождений твердых полезных ископаемых по степени радиационной опасности (табл. 2).

Согласно этой классификации все месторождения, подразделяются на четыре категории (класса): особо опасные (1), опасные (2), потенциально опасные (3) и безопасные (4). В нашем случае по этой классификации 28,6% всех обследованных отвалов попадают в категорию 1, 25,7 и 40,0% соответственно в категории 2 и 3, а остальные 5,7% – в категорию 4. При этом из 35 отвалов более половины, то есть 19 (или 54,3%) попадают на основе средних значений эффективной удельной активности естественных радионуклидов в категории опасных и особо опасных.

По величине гамма-фона 91,4% обследованных отвалов не пригодны для отвода участков под строительство жилых домов и зданий социально-бытового назначения. По значениям эффективной удельной активности 46,5% отвалов относятся к строительным материалам 1 и 2 класса, а более 50% отвалов не пригодны в качестве стройматериалов и требуют утилизации.

В связи с необходимостью улучшения экологической обстановки территории исследуемых техногенных ландшафтов, нами в первом приближении было проведено разделение отвалов по необходимости проведения специальных реабилитационных мероприятий (табл. 2), при этом в качестве основного критерия использовались также средние значения МЭД, полученные ранее, а также рекомендации. В соответствии с рекомендуемыми критериями участки со значениями МЭД менее 30 мкР/ч считаются относительно благополучными с МЭД в пределах 30–300 – нуждаются в рекультивации, а с МЭД более 300 мкР/ч – должны вывозиться в специальные пункты для захоронения. Согласно данным критериям из 38 обследованных нами отвалов большая часть 27 (или 71,1%) должна быть рекультивируема, а горная масса 6 (15,8%) должна быть подвергнута соответствующим образом захоронению.

В связи с этим необходимо отметить, что до последнего времени точно не определены как объемы горнорудной массы отвалов, так и площадь радиоактивнозагрязненных территорий, примыкающих к ним, подлежащие захоронению и рекультивации. Известно, что лишь только общая масса отвалов на разведанных месторождениях Эльконского горста составляет около 1 млн т, а возможно и более, так как общее количество отвалов здесь также до конца не учтено. В этом плане отметим лишь то, что при проведении полевых рекогносцировочных работ в 2005 г. на Эльконском горсте на участках Холодная, Русская и Минеевский нами дополнительно было учтено 6 новых радиоактивных отвалов (М1, Р1, Р2, Х1, Х и Х3), требующих по критериям оценки проведения рекультивационных работ. Более того, как указывалось выше, до последнего времени при оценке степени радиоактивного загрязнения исследуемой территории не учитывалось наличие большого числа шурфов, геологических канав, а также буровых площадок с керном, которые особенно в большом количестве встречаются в местах интенсивной геологоразведки. Данные источники загрязнения, наряду с исследованными отвалами, также по нашим данным характеризуются весьма высокими радиационными параметрами и требуют детального изучения в процессе проведения инвентаризационных работ. Поэтому очевидно, что столь сложная, объемная и высокозатратная задача реабилитации техногенных участков должна последовательно решаться только после наиболее полной инвентаризации на исследуемой территории источников радиоактивного загрязнения. Помимо этого, необходимо учитывать весь комплекс их радиационных параметров, с учетом всех региональных ландшафтно-геохимических особенностей миграции радиоактивных элементов, а также практику возможного дальнейшего промышленного освоения разведанных и законсервированных урановых месторождений Эльконского горста в современных изменившихся социально-экономических условиях Южной Якутии.

## Заключение

На исследуемой территории уран мигрирует преимущественно в составе растворенного органического вещества (РОВ) и более прочно аккумулируется во всей толще аллювиальных почв. Радий мигрирует в ионной форме и в составе твердого стока водотоков и закрепляется главным образом в органогенной части профиля исследуемых почв. Содержание $^{226}Ra$ и $^{238}U$ в почвах водораздельных участков техногенных ландшафтов соответственно в 4–5 и в 7–60 раз, а в почвах пойм в 36–121 раз выше, чем в почвах фоновых незагрязненных участков. Внутрипрофильное распределение $^{238}U$ в аллювиальных почвах неравномерное, с 2 или даже 3 пиками увеличения его концентраций. При этом суммарное содержание миграционноспособных форм урана в минеральных горизонтах подбура в зоне ветрового рассеяния не превышает 15% от его общего содержания, тогда как в аллювиальной почве в зоне водного рассеяния оно всегда выше 30%.

На исследованной территории преобладают воды гидрокарбонатно-кальциевого, сульфатно-кальциевого и натриевого типов со слабокислой, а также нейтральной реакцией среды и общей минерализацией 18,9–126,1 мг/л. В поверхностных водах техногенных ландшафтов наблюдается закономерная смена их ионного

*Таблица 3. Ранжирование отвалов по критериям необходимости проведения реабилитационных мероприятий*

| № п/п | Участок | Требования по критериям радиоэкологического состояния | | |
|---|---|---|---|---|
| | | Относительное благополучие (ОБ) | Рекультивация (РК) | Вывоз на захоронение (ВЗ) |
| 1 | Акин | – | А4, А5, А6, А7 | А1, А2, А3 |
| 2 | Дрожжевой | – | Д1, Д2, Д3, Д4 | – |
| 3 | Курунг 1 | – | К13, К14, К16, К17, К18 | К11, К12, К15 |
| 4 | Курунг 2 | К21, К23 | К22 | – |
| 5 | Минеевский | – | М1 | – |
| 6 | Непроходимый 1 | – | Н11, Н12, Н13 | – |
| 7 | Непроходимый 2 | – | Н21, Н22, Н23 | – |
| 8 | Русская | Р3 | Р1, Р2 | – |
| 9 | Холодная | – | Х1, Х2, Х3 | – |
| 10 | Элькон | Э1, Э3 | Э1 | – |

состава с гидрокарбонатно-кальциевого на сульфатно-кальциевый и сульфатно-натриевый, что связано с извлечением на дневную поверхность урановых руд, содержащих в своем составе также сульфидные минералы. В результате комплексных исследований выявлены особенности миграции $^{238}U$ и $^{226}Ra$ с поверхностными водами. При этом установлено, что миграция радионуклидов зависит как от свойств самих элементов, так и от химического состава поверхностных вод. Из источников загрязнения (отвалы горных пород и руд) $^{238}U$ мигрирует преимущественно в виде воднорастворимых соединений с РОВ, а $^{226}Ra$ в составе твердого стока с мелкодисперсными продуктами выветривания горных пород, слагающих отвалы, и в составе ионных слаборастворимых соединений. При этом уран по сравнению с радием более интенсивно выщелачивается из отвалов урановых руд, вследствие чего, отношение $^{226}Ra$ к $^{238}U$ (содержание радия в единицах равновесного урана) в мелкоземе отвалов превышает единицу. Фоновые концентрации урана в водах исследованных водотоков изменяются в пределах от 2 до $6 \cdot 10^{-7}$ г/л, а радия – не превышают $1 \cdot 10^{-12}$ г/л. Вблизи источников загрязнения концентрация урана в воде увеличивается до $8 \cdot 10^{-5}$ г/л и в отдельных случаях – до $2 \cdot 10^{-3}$ г/л, а радия – до $4{,}7 \cdot 10^{-12}$ г/л.

Данные площадной гамма- и гамма-спектральной съемки, проведенной в ходе выполняемых исследований, указывает на то, что на основной территории, где предусматривается строительство объектов Эльконского ГМК, радиационная обстановка оценивается в целом как благополучная. Так, гамма-фон здесь изменяется от 5 до 18 мкР/ч и соответствует среднему российскому показателю. В исследованных точках концентрация калия изменяется от 0,4 до 5,6%, урана (по радию) от 0,4 до $3{,}9 \cdot 10^{-4}$ %, а тория от 2,9 до $20{,}5 \cdot 10^{-4}$ % и не выходит за пределы их фоновых значений.

Вместе с тем на исследуемой территории, особенно на Эльконском горсте, в районе месторождения Южное, в местах складирования радиоактивных отвалов горных пород выделяются отдельные техногенные участки с напряженной радиационной обстановкой. Так здесь на поверхности отвалов мощность экспозиционной дозы гамма-излучения изменяется от 10 до 2150 мкР/ч, значение эффективной удельной активности радионуклидов варьируют в пределах 68–23640 Бк/кг, а содержание урана – 2–1888 мт/кг, то есть максимально превышает фоновое почти в 1000 раз. В зонах радиоактивного загрязнения отмечается образование контрастных и устойчивых техногенных ореолов рассеяния природных радионуклидов $^{226}Ra$ и $^{238}U$ в основных компонентах ландшафтов посредством их эоловой и гидрогенной миграции. При этом повышенные концентрации $^{238}U$ обнаруживаются в поверхностном слое почвогрунтов в зоне ветрового рассеяния на удалении от отвалов почти до 1 км, а водного – на расстоянии до 2 км, а иногда и более.

Таким образом, контрастная радиационная обстановка, сложившаяся сегодня на территории Эльконского урановорудного района, требует при ее объективной оценке проведения дальнейших углубленных радиоэкологических исследований, особенно в техногенных зонах.

***Литература***


1. *Временное положение о горно-экологическом мониторинге. Утверждено 16 мая 1997 г. – М. : Госгортехнадзор, 1997. – 10 с.*
2. *Наумов С.С., Шумилин В.М. Урановые месторождения Алдана // Отечественная геология. – 1994. – № 11–12. – С. 20–23.*
3. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. – М. : Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России, 1999. – 116 с.*
4. *Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99) Ионизирующее излучение, радиационная безопасность СП 2.6.1. 799–99. – М. : Минздрав России, 2000. – 98 с.*
5. *Собакин П.И., Чевычелов А.П., Ушницкий В.Е. Радиоэкологическая обстановка на территории Якутии // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44, № 3. – С. 283–288.*
6. *Хайкович И.М., Мац Н.А., Харламов М.Г. Классификация месторождений полезных ископаемых по радиационной опасности // Региональная геология и металлогения. – 1999. – № 8. – С. 131–140.*
7. *Чевычелов А.П., Собакин П.И. Радиоактивное загрязнение мерзлотных почв $^{238}U$ в зоне урановых месторождений Центрального Алдана (Южная Якутия) // Современные проблемы загрязнения почв : матер. II межд. научн. конф. – 2007. – Т. 1. – С. 261–264.*
8. *Чевычелов А.П., Собакин П.И., Кузнецова Л.И. О роли аллювиального процесса в радиоактивном загрязнении почв техногенных таежно-мерзлотных ландшафтов Эльконского урановорудного района // Ноосферные изменения в почвенном покрове : матер. межд. научн.-практич. конф. Владивосток. – 2007. – С. 153–156.*
9. *Чевычелов А.П., Собакин П.И., Молчанова А.В. Особенности техногенного загрязнения мерзлотных почв горно-таежных ландшафтов Южной Якутии естественными радионуклидами $^{238}U$ и $^{226}Ra$ // Проблемы устойчивого функционирования водных и наземных экосистем : матер. межд. конф. Ростов-на-Дону. – 2006. – С. 453–455.*
10. *Чевычелов А.П., Собакин П.И., Ушницкий В.Е. Ландшафтно-климатические и почвенно-геохимические условия миграции естественных радионуклидов в ландшафтах зоны урановых месторождений Центрального Алдана (Южная Якутия) // Вестник Томского госуниверситета. – 2003. – № 3 (4). – С. 312–314.*

# РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ БАРГУЗИНСКОГО ЗАПОВЕДНИКА (БУРЯТИЯ)

Д.Н. Галушкина, Л.П. Рихванов

Томский политехнический университет, Томск, Россия, galushtyan@gmail.com

# SOIL RADIOACTIVE CONTAMINATION OF BARGUZIN BIOSPHERE RESERVE (BURYATIA)

D.N. Galushkina, L.P. Rikhvanov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Впервые в почвах Бурятии альфа-спектрометрическим методом были обнаружены изотопы $^{239}$Pu и $^{240}$Pu. Пробы отбирались на территории Баргузинского государственного природного биосферного заповедника. Ранее в почвах заповедника уже был обнаружен техногенный радионуклид $^{137}$Cs, активность которого в несколько раз превышала уровень глобальных выпадений. Высокая активность изотопов $^{239,240}$Pu и $^{137}$Cs в почвах заповедника обусловлена выпадениями от ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне.

For the first time in the soils of Buryatia by alpha spectrometry were found isotopes $^{239}$Pu and $^{240}$Pu. Samples were collected on the territory of the Barguzin State Nature Biosphere Reserve. Earlier in the soils of the reserve was already detected technogenic radionuclide $^{137}$Cs, the activity of which is several times higher than the level of global fallout. High activity $^{239,240}$Pu isotopes and $^{137}$Cs in the soils of the reserve due to fallout from nuclear tests at the Semipalatinsk test site.

Повышенное содержание искусственных радионуклидов в почвах Байкальской природной территории было установлено еще в 1974 г. при проведении аэрогамма-съемки всей территории СССР [2] и подтверждены исследованиями местных научно-исследовательских и геологический организаций [7]. Радиоактивное загрязнение почв сформировалось вследствие трансрегионального переноса продуктов наземных и воздушных ядерных взрывов. По величине воздействия в радиоактивное загрязнение почв Байкальского региона наибольший вклад оказали испытания на Семипалатинском полигоне. Территория Баргузинского заповедника, которая тоже пострадала от ядерных испытаний, до недавнего времени практически не исследовалась вследствие низкой заселенности и малой доступности. В данной работе представлена интерпретация данных по загрязнению почв Баргузинского заповедника изотопом $^{137}$Cs, а также результаты исследования удельной активности изотопов $^{239}$Pu и $^{240}$Pu в почвах заповедника

Одним из фактов, свидетельствующих о радиоактивных выпадениях на территории Байкальского региона, является повышенное содержание в почвах изотопа $^{137}$Cs – техногенного долгоживущего радионуклида. Проведенными многолетними (1991–2003 гг.) радиоэкологическими исследованиями установлено, что наибольшими уровнями (аномальными значениями) радиоактивного загрязнения $^{137}$Cs характеризуются Южное, Западное и Северо-Западное, Северо-Восточное и Во-

*Таблица 1. Удельная активность $^{137}$Cs в почвах Баргузинского заповедника (1991–2003 гг.)*

| | $^{137}$Cs, Бк/кг |
|---|---|
| бухта Сосновка | 150 |
| устье р. Южный Бирикан | 72 |
| устье р. Большая | 104 |
| мыс Кабаний | 215 |
| мыс Урбикан | 225 |
| губа Иринда | 118 |
| мыс Шегнанда | 154 |
| фон для Байкальского региона [3] | 11 |
| Глобальные выпадения в средних широтах Сибири в пересчете на 2010 г. [8] | 11 |




***Рис. 1.*** *Схема расположения пунктов отбора проб на территории Баргузинского заповедника*

*Таблица 2. Удельная активность $^{239+240}$Pu в почвах Баргузинского заповедника, Бк/кг*

| Пункт пробоотбора | $^{239+240}$Pu, Бк/кг |
|---|---|
| 1 | 2,0 |
| 2 | 0,9 |
| 3 | 1,6 |
| 4 | 2,2 |
| 5 | 1,6 |
| 6 | 2,9 |
| Фон [1, 6] | 0,2–0,4 |

сточное побережья озера Байкал; включая особо охраняемые природные территории. На территории Баргузинского заповедника удельная активность $^{137}$Cs в почвах превышает уровень глобальных выпадений в средних широтах Сибири (в пересчете на 2010 г.) (табл. 1).

Другим подтверждением факта радиационного воздействия и радиоактивного загрязнения Байкальского региона является наличие альфа-излучающих радионуклидов $^{239}$Pu и $^{240}$Pu, которые, в силу своих ядерно-физических свойств, будут представлять основную радиоэкологическую опасность в будущем. Изотоп $^{239}$Pu имеет период полураспада $T_{1/2}=2{,}44\cdot10^4$ лет и является единственным изотопом плутония, используемым в атомном оружии. $^{240}$Pu – основной изотоп, загрязняющий оружейный $^{239}$Pu, период полураспада $T_{1/2}=6{,}6\cdot10^3$ лет.

В районе Прибайкалья ранее уже были получены данные по активности плутония в почвах. Эти данные заметно превышают фоновые значения для почв Сибири, оцененные на уровне 0,2–0,4 Бк/кг [1, 6]. Среднее значение удельной активности $^{239}$Pu в почвах Прибайкалья составляет 2,77 Бк/кг при максимальной активности 6,47 Бк/кг [5]. Существенное превышение глобального уровня плутония в почвах Прибайкалья обусловлены спецификой выпадения атмосферных осадков в высокогорном хребте, находящемся на пути движения радиоактивных облаков, движущихся с Семипалатинского полигона [3].

В почвах Баргузинского заповедника методом альфа-спектрометрии была проанализирована удельная активность изотопов $^{239}$Pu и $^{240}$Pu. Пробы почв отобраны методом конверта на глубину 0–10 см. Схема расположения пунктов опробования представлена на рисунке 1.

Пробоподготовка к альфа-спектрометрическому анализу на содержание $^{239}$Pu и $^{240}$Pu проводится поэтапно, по многоступенчатым положениям утвержденных методик НСАМ № 406-ЯФ и НСАМ № 407-ЯФ с электролитическим осаждением изотопов плутония прибором Gwinstek GPC-3060 D на стальную подложку с заранее измеренным фоном. Методики утверждены Федеральным научным центром лабораторных исследований и сертификации минерального сырья ВИМС от 31.03.1999 г., центром метрологии ионизирующих излучений ГНМЦ ВНИИФТРИ Госстандарта РФ от 19.08.1999 г. После электроосаждения высушенная подложка помещается для анализа в ионизационную импульсную камеру альфа-спектрометра фирмы ORTEC. Обработка результатов производится в программе AlphaVision 5.3.

Значения удельной активности $^{239+240}$Pu в почвах заповедника (табл. 2), как и на территории Прибайкалья, значительно превышают фоновые значения для почв Сибири [1, 6]. Содержания изотопов Pu в почвах изменяются в небольших диапазонах, что характерно для глобальных выпадений [4]. Однако, принимая во внимание данные по распределению Pu в почвах Прибайкалья и $^{137}$Cs в почвах Бурятии, можно сделать вывод о том, что на территории Байкальского региона все же имели место локальные выпадения техногенных радионуклидов. Также следует отметить, что пробы отобраны в пределах одного типа ландшафта, где уровни осадков изменяются в относительно небольших пределах. Поэтому определение пространственных характеристик Pu на исследуемой территории пока не представляется возможным и требует проведения площадных исследований.

***Литература***


1. *Атурова В.П. Плутоний в почвах Красноярского края : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Красноярск, 2001.*
2. *Атомная энергия / Л.И. Болтнева, Ю.А. Израэль, В.А. Ионов и др. – 1977. – С. 335–360.*
3. *Медведев В.И., Коршунов Л.Г., Черняго Б.П. Радиационное воздействие Семипалатинского ядерного полигона на Южную Сибирь (опыт многолетнихисследований по Восточной и Средней Сибири и сопоставление результатов с материалами по Западной Сибири) // Сибирский экологический журнал. – 2005. – Т.12, № 6. – С. 1055–1071.*
4. *Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Обнаружение промышленных загрязнений почвы и атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения : монография. – М. : Атомиздат, 1984. – 156 с.*
5. *Содержание радиоактивных элементов в почвах Сибири / В.Д. Страховенко, И.Н. Маликова, Л.П. Рихванов и др. // Радиоэкология XXI века : материалы Международной научно-практической конференции (Красноярск, 14–16 мая 2012 г.). – 2012.*
6. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии : учебное пособие. – Томск : STT, 2009. – 430 с.*
7. *Черняго Б.П., Медведев В.И., Непомнящих А.И. Современная радиационная обстановка в Центральной экологической зоне Байкальской природной территории // Геология и геофизика. – 2012. – Т. 53, № 9. – С. 1206–1218.*
8. *Черняго Б.П. "Глобальный" цезий-137: от Байкала до Северного Ледовитого океана // Маликова И.Н. Экологическое состояние почв Алтайского края: загрязнение радиоцезием.*

# НОВЫЕ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ДАННЫЕ ПО ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД ОТ РАДИОНУКЛИДОВ

А.В. Гонец, М.П. Чубик, М.В. Чубик, А.Н. Третьяков

Томский политехнический университет, Томск, Россия, tretyakov@tpu.ru

# NEW EXPERIMENTAL DATA ON WASTEWATER TREATMENT FROM RADIONUCLIDES

A.V. Gonets, M.P. Chubik, M.V. Chubik, A.N. Tretyakov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Использование ядерной энергии дает человечеству возможность избежать энергетического кризиса путем использования энергии, выделяемой при некоторых реакциях атомных ядер. Однако с развитием ядерной энергетики и родственных ей отраслей промышленности, загрязнение объектов окружающей среды радиоактивными ионами стало серьезной экологической проблемой, которая несет потенциальную угрозу здоровью людей, поскольку долгоживущие радионуклиды не разлагаются, а наоборот, имеют тенденцию к накоплению, легко переносятся на большие расстояния и не редко включаются в биологический круговорот веществ. До 80% токсичных радиоактивных загрязнений поступает в природные водные среды, превращая их в наиболее мощное депо радионуклидов.

Ключевой проблемой в разработке технологий для удаления радиоактивных ионов из окружающей среды заключается в изобретении материалов, которые могут невозвратимо, эффективно и в больших количествах очищать сточные воды от радиоактивных ионов.

В последние годы во многих странах мира активно развиваются исследования по созданию сорбентов нового класса, состоящих из веществ биогенного происхождения или включающих эти вещества как основной элемент – биосорбентов. Например, их производят из микробной массы или грибов, являющихся отходами микробиологической промышленности. Кроме того, перспективным представляется использование различных наноформ оксидов металлов в качестве сорбента.

Целью данной работы является разработка гибридного сорбента, в качестве компонентов которого выступают различные наноформы оксидов металлов и модифицированный этими наноформами мицелий непатогенных плесневых грибов различных видов.

Предпосылками для использования наноформы оксидов металлов в качестве сорбента служат предположения о том, что металлические наночастицы могут быть применены в качестве матриц для иммобилизации плутония, технеция, урана и трансурановых элементов благодаря своей способности к поглощению радиоактивных ионов [1] сопровождаемому деформацией наноматериала, в результате которой уловленные радионуклиды оказываются перманентно заключены в структуре сорбента [2].

Предпосылками для использования в качестве компонента композитного сорбента мицелии непатогенных плесневых грибов служат предположения о том, что основные характеристики металлических наночастиц, осажденных на мицелии растущих плесневых грибов, практически не отличаются от свойств наночастиц, взвешенных в растворе. При этом для адсорбции наночастиц на поверхности растущего мицелия не требуется предварительная модификация ни частиц, ни плесени. Причем осаждение наночастиц на плесени не сопровождается их агрегацией друг с другом [3].

Для исследования использовали модельные растворы уранила азотнокислого $UO_2(NO_3)_2$ необходимых концентраций. Как основной компонент, для экспериментов использовали нанотрубки диоксида титана ($TiO_2$), полученные методом низкотемпературного спекания электровзрывных нанопорошков и нанопорошок CuO, полученный методом электрического взрыва медного проводника в атмосфере воздуха. Нанотрубки визуализировали на сканирующем электронном микроскопе Hitachi S-3400N с приставкой для микроанализа (разрешающая способность до 3,0 нм), на которой проводили флюоресцентно-спектральный анализ наноматериалов. Длина данных нанотрубок 300–600 нм, диаметр около 8 нм, толщина стенок около 2,5 нм.

Для исследования использовали непатогенные плесневые грибы рода Aspergillus niger, ввиду их широкой распространенности в природе и устойчивости к воздействию факторов внешней среды [4].

Для культивирования посев микроорганизма производился петлей Пастера в ГРМ-бульон (pH 4–5) объемом 100 мл при соблюдении условий стерильности. Культивирование микроорганизмов проводилось в круглодонных колбах вместимостью 250 мл при температуре 37 °C в термостате до появления на поверхности среды пленки грибов определенного размера (2–3 мм). Затем колбы помещали на шейкер и инкубировали при постоянном перемешивании с подогревом (350 об/мин) в течение 7 суток. Рост микроорганизмов регистрировали визуально (появление пленки, помутнение среды, появление осадка, изменение pH). По окончании культивирования мицелии непатогенных плесневых грибов трижды промывали дистиллированной водой.

## Осаждение наноматериалов на мицелий непатогенных плесневых грибов

В отдельные колбы вместимостью 250 мл добавляли по 100 мл дистиллированной воды и навеску наноматериалов ($TiO_2$, CuO). Известно, что наноразмерные материалы плохо образуют устойчивые суспензии [5]. Высокая способность к агломерации наночастиц в водной среде не позволяет достичь максимальной поверх-

ности, а, следовательно, и сорбционной активности материала. Для разрушения агломератов наночастиц предварительно была использована ультразвуковая диспергация. Затем в каждую колбу помещали по 1 г (влажного веса) промытого мицелия, закрывали колбы ватно-марлевыми пробками и перемешивали на шейкере (350 об/мин, 37 °С) в течение суток.

### Сорбция уранил-ионов

Исследование процесса сорбции уранил-ионов проводили в статических условиях при комнатной температуре. Во всех экспериментах объем исследуемого раствора составлял 5 мл, а масса навески композитного сорбента 1 г. Время контакта сорбента с раствором составляло от 1 до 14 суток. По окончании процесса сорбции растворы отделяли от твердой фазы центрифугированием или фильтрацией.

В серии экспериментов были проведены исследования, направленные на изучение изменений сорбционных свойств композитного сорбента в зависимости от варьирования массы навески наноматериала, показателя pH раствора, а также временных и температурных условий процесса сорбции.

Измерения величины pH раствора проводили на иономере И-130 со стеклянными электродами ЭСЛ-63-07. Погрешность измерения pH составляла 0,05. Содержание уранил-ионов в водной фазе определяли люминесцентным методом по стандартной методике на спектрофлюориметре "Флюорат-02 Панорама".

Сорбционную способность оценивали с помощью показателя степени сорбции:

$$S = [(C_{исх} - C_{кон})/C_{исх}] \cdot 100\%, \quad (1)$$

где $C_{исх}$ и $C_{кон}$ – исходная и конечная концентрации уранил-ионов, мг/дм$^3$.

### Результаты и обсуждение

*Изменение pH раствора.* Эксперимент проводился при исходной концентрации уранил-ионов 1,212 мг/дм$^3$. Было выявлено, что оптимальное значение pH находится в интервале от 4 до 5. Это можно объяснить тем, что в более кислой среде (pH=2) возникает конкуренция уранил-ионов с протонами за места связывания на поверхности сорбента, а при pH=7 уранил-ионы могут связываться не только сорбентом, но и с гидроксид-ионами (рис. 1).

*Изменение временных рамок процесса сорбции.* Эксперимент проводился при исходной концентрации уранил-ионов 1,17 мг/дм$^3$. В ходе эксперимента было установлено, что максимальное значение сорбции достигается по истечении суток и в течение следующих двух недель практически не изменяется (рис. 2).

*Изменение температуры.* Эксперимент проводился при исходной концентрации уранил-ионов 1,17 мг/дм$^3$. Перепад температур мало влияет на эффективность степени сорбции (в пределах 10%). Это можно объяснить тем, что стенка мицелия настолько плотная, что не изменяет свою структуру в зависимости от температуры, соответственно степень сорбции практически не изменяется (рис. 3).

*Изменение величины массы навески наноматериала.* Эксперимент проводился при исходной концентрации уранил-ионов 0,4 мг/дм$^3$. При исследовании влияния величины массы навески сорбента было выявлено, что оптимальным для достижения хороших результатов сорбции является соотношение наноматериал/мицелий 1:100 (рис. 4), при этом остаются доступными места связывания уранил-ионов на поверхности мицелия, что повышает эффективность гибридного сорбента.

Такие результаты могут указывать на то, что при соотношении наноматериал:-мицелий 1:200 уранил-ионы

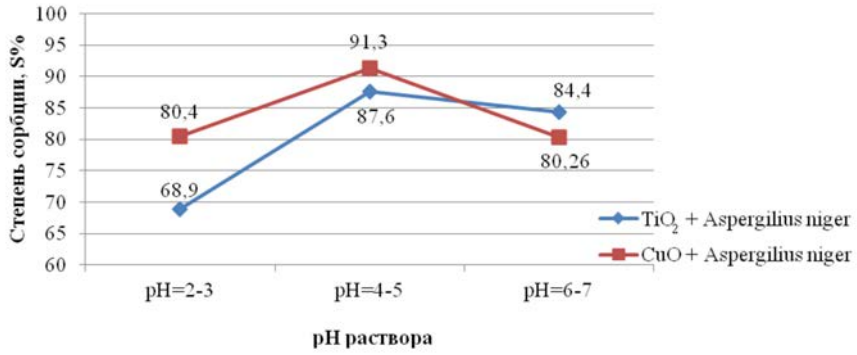



***Рис. 1.*** *Зависимость степени сорбции от pH раствора*

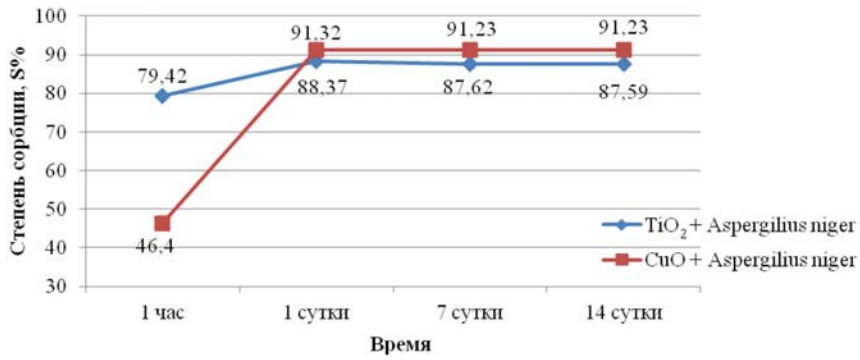



***Рис. 2.*** *Зависимость степени сорбции от длительности сорбционного процесса*

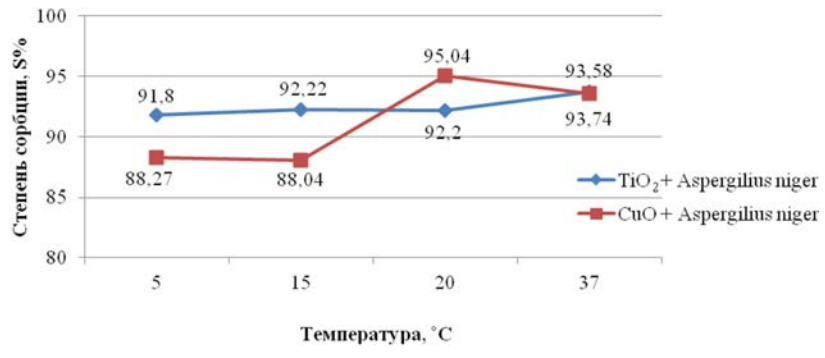



***Рис. 3.*** *Зависимость степени сорбции от температурных условий*

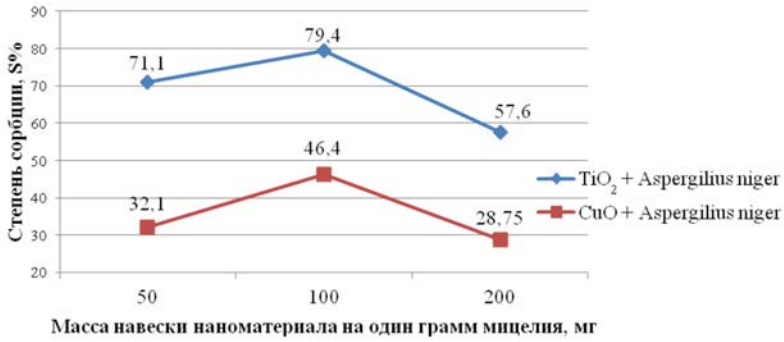
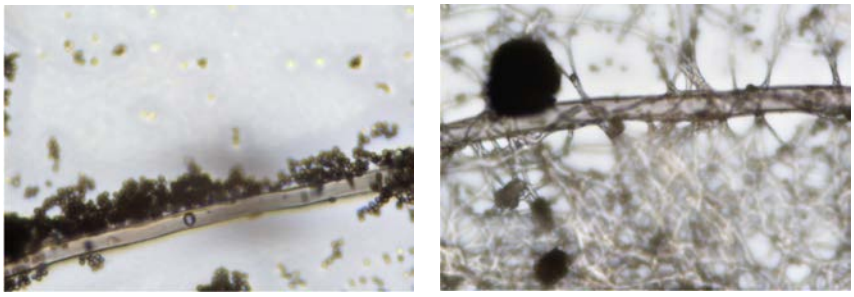



***Рис. 4.*** *Зависимость степени сорбции от соотношения масс навесок компонентов*



a) b)

***Рис. 5.*** *Снимок непатогенных плесневых грибов рода* Aspergillusniger*: чистой культуры (a) и после совместного культивирования с нанотрубками $TiO_2$(b)*

преимущественно сорбируются мицелием. Увеличении навески наноматериала (соотношение наноматериал:-мицелий 1:100) приводит к увеличению степени сорбции до 79,4% при использовании $TiO_2$, до 46,4% при использовании CuO. При дальнейшем увеличении навески наноматериала (соотношение наноматериал:мицелий 1:50) степень сорбции снижается до 71,1 и 28,75% соответственно. В данном случае можно предположить, что сорбция протекает преимущественно за счет наноматериала, а не мицелия, т.к. они в большей степени покрывают сорбционную поверхность мицелия и тем самым снижают его сорбционную активность.

При визуальном контроле процесса сорбции гибридного материала с использованием светового микроскопа (увеличение $40^x$) отмечалось, что осаждение наночастиц на поверхности мицелия или их проникновение внутрь мицеальной трубки не приводит к ухудшению роста плесени или к изменению ее культуральных свойств. Это является свидетельством того, формирование гибридной матрицы не сопровождается агрегацией наночастиц друг с другом. Итоговый гибридный материал представляет собой трубчатую грибницу плесневых грибов, окутанную несколькими слоями наночастиц. На рисунках 5a и 5b представлены снимки плесневых грибов рода *Aspergillus niger* до и после совместного культивирования с нанотрубками диоксида титана.

Благодаря тому, что наночастицы металлов остаются разделенными, грибковые матрицы сохраняют все свойства исходных наночастиц. А отсутствие агрегации способствует значительному повышению активности модифицированного мицелия по сравнению с наночастицами, взвешенными в растворе. Кроме того, важным преимуществом использования плесневых матриц является то, что гибридный мицелий очень легко отделяется от реакционной смеси.

## Заключение

За счет применения непатогенных плесневых грибов в качестве активной матрицы для осаждения наноформ оксидов металлов, предполагается безопасный и упрощенный процесс эксплуатации и утилизации, чем при использовании самостоятельных наносорбентов.

В серии экспериментов определены оптимальные условия для обеспечения высоких сорбционных способностей разрабатываемого композитного нанобиосорбента для очистки водной среды от радиоактивных элементов.

***Литература***

1. *Nanoscale tubules in uranyl selenates / S.V. Krivovichev, V. Kahlenberg, R. Kaindl et al. // Angew. Chem. Int. – 2005. – [Vol.] 44(7). – P. 1134.*

2. *Dong J.Y., Zhan F.Z., Huai Y.Z. titanate nanofibers as intelligent absorbents for the removal of radioactive Ions // Water Adv. Mater. – 2008. – [Vol.] 20(14). – P. 2777.*
3. *Fungal Templates for Noble-Metal Nanoparticles and Their Application in Catalysis / N.C. Bigall, M. Reitzig, W. Naumann et al. // Angew. Chem. Int. Ed. – 2008. – [Vol.] 47(41). – P. 7876–7879.*
4. *On the safety of Aspergillusniger / E. Schuster, N. Dunn-Coleman, J. Frisvad et al. // Appl. Microbiol. Biotechnol. – 2002. – [Vol.] 59. – P. 426–435.*
5. *RF Patent / M.V. Suetin, A.Yu. Fedorov, A.V. Vahrushev et al. – No. 2301771. – Byull. Izobret., No. 18. – 2007.*

# ЭВОЛЮЦИОННО-ГЕОЛОГИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ УРАНОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ТИПА "НЕСОГЛАСИЯ" ДЛЯ УСЛОВИЙ ВОСТОЧНОГО ПРИСАЯНЬЯ

Н.А. Гребенкин[1], Н.Я. Бабкин[1], А.П. Долгушин[2], С.У. Зайцев[3], А.И. Корявко[1], В.М. Куличенко[1], С.И. Мельников[1]

[1]Федеральное государственное бюджетное учреждение "Всероссийский институт минерального сырья им. Н.М. Федоровского" (ФГБУ "ВИМС"), Москва, Россия, vims@df.ru
[2]Сибирский филиал "Березовгеология", Новосибирск, Россия, dolgushin1960@mail.ru
[3]Акционерное общество "Сосновгео", п. Уст-Куда, Иркутск, Россия, zaytcev-sosnovgeo@mail.ru

# EVOLUTIONARY-GEOLOGICAL MODEL OF UNCONFORMITY-ASSOCIATED URANIUM ORE DEPOSITS IN TERMS OF THE EAST PRISAYANIE REGION

N.A. Grebenkin[1], N.Y. Babkin[1], A.P. Dolgushin[2], S.U. Zaytsev[3], A.I. Koryavko[1], V.M. Kulichenko[1], S.I. Melnikov[1]

[1]Federal state budgetary institution "All-Russian scientific-research institute of mineral resources named after N.M. Fedorovsky" (FSBI "VIMS"), Moscow, Russia
[2]Siberian branch of "Berezovgeologia", Novosibirsk, Russia
[3]Joint Stock Company "Sosnovgeo", Ust-Cuda, Irkutsk, Russia

В результате анализа геологической позиции и вещественного состава разновозрастной урановой минерализации Восточного Присаянья предложен макет эволюционно-геологической модели формирования "слепых" и слабопроявленных месторождений урана на границе кристаллического фундамента с протоплатформенными отложениями раннерифейской молассы и сохранности этих месторождений от последующих эрозионных процессов.

By analysis of the geological position and material composition of the different ages uranium mineralization of the Eastern Sayan proposed prototype of the evolutionary-geological model of hidden uranium ore deposits formation on the boundary of the crystalline basement with proto-platform sediments of the early Riphean molasses and preservation of these deposits from subsequent erosion processes.

Месторождения урана типа структурно-стратиграфического несогласия (ССН), приуроченные к границе докембрийского фундамента и протоплатформенного чехла, в большинстве случаев уникальны по сочетанию высокого качества руд, компактности рудных залежей и значительных запасов, в связи с чем проблема поисков таких месторождений является крайне актуальной. Вероятность наличия подобных рудных объектов на востоке России, в частности в Восточном Присаянье, достаточно велика [1–6], однако сложность их выявления обусловлена тем, что даже на изученных территориях они могут быть погребенными или перекрытыми, очень сложными для обнаружения современными методами поисков. В этом плане реконструкция истории образования и последующей эволюции месторождений "несогласия" для конкретных регионов может принести большую пользу для определения комплекса поисковых признаков и методики выявления таких объектов.

Территория Восточного Присаянья охватывает юго-западное обрамление Сибирской плиты и геологически представляет собой кристаллическое основание с архей-нижнепротерозойскими гранито-гнейсовыми купольными структурами, частично перекрытое образованиями протоплатформенного чехла (рис. 1). На юго-востоке она осложнена линейным Урикско-Ийским грабеном, осевая часть которого выполнена протоплатформенными образованиями нижнего рифея. На северо-западе значительная часть кристаллического основания с несогласием перекрыта терригенно-осадочными отложениями среднего и верхнего рифея, выполняющими Присаянский прогиб. Тектонический план территории определяют зоны крупных разломов северо-западного направления, оперяющие Саянский краевой шов. Район неоднократно претерпевал тектоно-магматические активизацию (ТМА), выраженную оживлением тектонической деятельности и внедрением даек и силлов основного состава.

В северо-западной части района известно урановое месторождение Столбовое, локализованное в породах нижнепротерозойского кристаллического фундамента,

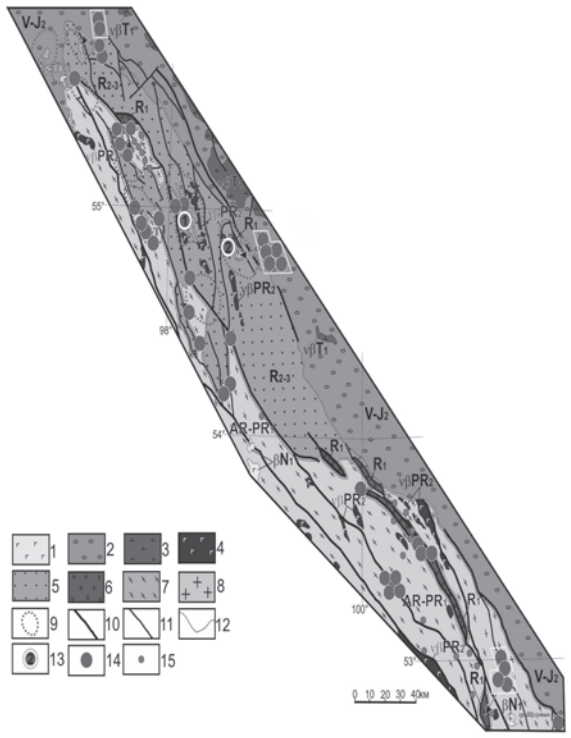



***Рис. 1.*** *Геологическая схема Восточного Присаянья с элементами структурно-тектонического районирования и ураноносности. 1 – платобазальты ($\beta N_1$); 2 – отложения чехла Сибирской платформы ($V\text{-}J_2$); 3 –траппы ($\nu\beta T_1$); 4 – нерасчлененные дайки и силлы основного состава ($\nu\beta PR_2$); 5 – терригенно-осадочные отложения Присаянского прогиба ($R_{2-3}$); 6 – молассоиды Урикско-Ийского грабена и смежных прогибов ($R_1$); 7 – нерасчлененные породы кристаллического основания ($AR\text{-}PR_1$); 8 – гранитоиды саянского комплекса ($\gamma PR_1 s$); 9 – гранито-гнейсовые купола; 10 – крупные разломы; 11 – прочие разломы; 12 – граница предрифейского ССН; 13 – месторождения урана: Столбовое (1), Ансах (2); 14 – рудопроявления урана; 15 – месторождения и рудопроявления редких металлов и редкоземельных элементов*

слагающих ядерную часть Присаянского поднятия, в непосредственной близости к границам распространения рифейского протоплатформенного чехла. В рудном поле выявлено более 30 жилообразных и линзовидных зон с урановой минерализацией, причем более богатые руды располагаются в верхах рудовмещающих структур; глубже содержания урана падают, а на глубинах в первые сотни метров оруденение выклинивается. Месторождение относят к типу "несогласия", полагая, что оно формировалось под покрышкой протоплатформенных отложений, которые впоследствии в пределах поднятия в основном были эродированы.

Геологическая обстановка, в которой находится месторождение Столбовое, достаточно типична для Восточного Присаянья. В связи с этим, с учетом анализа предшествующих работ и новых данных по рудному полю со Столбовым месторождением, предлагается макет эволюционно-геологической модели формирования урановорудных объектов типа "несогласия" в Восточном Присаянье. Макет предусматривает реконструкцию геологических обстановок на разных отрезках времени и места в них уранового оруденения. Он включает 5 основных геологических этапов, характеристика которых представлена ниже (рис. 2).

***Рудоподготовительный этап ($PR_1$)*** связан с образованием гранито-гнейсовых купольных структур с кварц-полевошпат-биотитовыми метасоматитами, содержащими уран-торий-редкометалльно-редкоземельную минерализацию. Последняя представлена эвксенитом, фергюсонитом, ксенотимом, монацитом и цирголитом, в которых уран сконцентрирован на уровне первых процентов. Абсолютный возраст минерализации, измеренный Pb-Pb термоизохронным методом по цирголиту, составил 1,7 млрд лет (рис. 3а). Данная минерализация рассматривается как потенциальный источник урана для последующего рудообразования.

***Главный рудообразующий этап ($R_{1-2}$).*** В дальнейшем район подвергся воздыманию и денудации с формированием межгорных прогибов и линейных грабенов, выполнявшихся молассоидными отложениями (конгломераты, песчаники) нижнего рифея. В современном эрозионном срезе они фрагментарно распространены на склонах гранито-гнейсовых поднятий. К завершению осадконакопления приурочено проявление базитового магматизма, что отражено наличием в верхах разреза ермосохинской свиты туфогенного материала, горизонтов метабазитов и даек габбро-долеритов ангаульского комплекса. Верхняя возрастная граница базитов устанавливается по перекрытию их отложениями шангулежской свиты среднего рифея.

Преимущественно вдоль унаследованных от рудоподготовительного этапа тектонических зон, зачастую трассируемых дайками основных пород, формировались полистадийные урановорудные гидротермалиты. Не исключено, что максимальные концентрации урана образовались в процессе восходящего движения гидротерм с разгрузкой в зоне ССН, под "покрышкой" отложений нижнего рифея. Предполагается, что в районе Столбового месторождения, где урановое оруденение выявлено исключительно в фундаменте, эти отложения полностью эродированы. В то же время на юге территории урановая минерализация развита как в фундаменте, так и в раннерифейских молассоидах. Существуют и иные гипотезы ураноносности молассоидов, которые в рамках настоящей работы не рассматриваются.

На ранне-среднерифейский возраст проявления урановорудного этапа указывают абсолютный возраст оксидов урана богатых руд месторождения Столбового

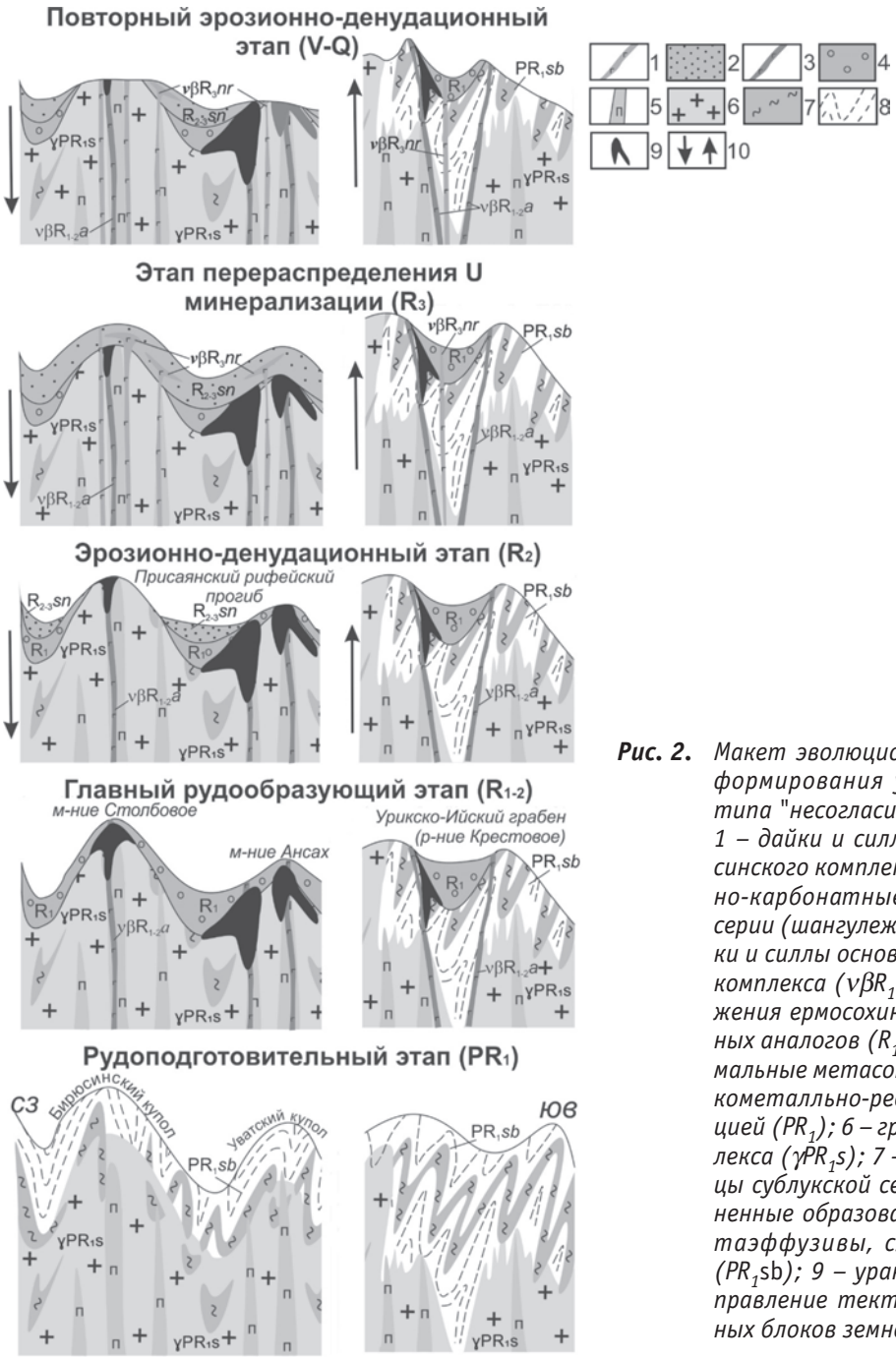



***Рис. 2.*** *Макет эволюционно-геологической модели формирования урановорудных объектов типа "несогласия" в Восточном Присаянье. 1 – дайки и силлы основного состава нерсинского комплекса ($\nu\beta R_3$nr); 2 – терригенно-карбонатные отложения карагасской серии (шангулежская свита $R_{2-3}$sn); 3 – дайки и силлы основного состава ангаульского комплекса ($\nu\beta R_{1-2}$a); 4 – молассовые отложения ермосохинской свиты и ее фациальных аналогов ($R_1$); 5 – пневмато-гидротермальные метасоматиты с уран-торий-редкометалльно-редкоземельной минерализацией ($PR_1$); 6 – гранитоиды саянского комплекса ($\gamma PR_1s$); 7 – углеродсодержащие сланцы сублукской серии ($PR_1$sb); 8 – нерасчлененные образования сублукской серии (метаэффузивы, сланцы, кварциты и др.) ($PR_1$sb); 9 – урановорудные тела; 10 – направление тектонических движений крупных блоков земной коры*

и др. проявлений, отвечающий 1,35–1,15 млрд лет (рис. 3б, в) [7], а также их отсутствие в средне-верхнерифейских отложениях карагасской серии и приуроченность уранового оруденения к дайкам основного состава предположительно ангаульского (?) комплекса нижнерифейского возраста.

***Эрозионно-денудационный этап ($R_2$).*** После проявления в Восточном Присаянье процессов гипогенного рудообразования его северо-западная часть испытывала опускание. В прибрежно-морских условиях формировался Присаянский краевой прогиб. Во фронтальной части прогиба купольные структуры подверглись эрозии с размывом межгорной молассы и пород гранит-метаморфического фундамента, вмещавших месторождения урана. В результате некоторые рудные объекты были выведены на дневную поверхность и практически уничтожены. В районе Столбового месторождения на это указывает присутствие в метагравелитах шангулежской свиты обломков гидротермалитов, сопровождающих урановое оруденение на самом месторождении. Доказательством выведения на дневную поверхность и разрушения месторождений урана, также является то, что в рудных валунах, картирующихся на дневной поверхности в контурах Столбового месторождения, выявлены древние казолит и уранофан с возрастами 1,25–1,05 млрд лет (рис. 3 г, д). В пределах Ийско-Урикского гра-

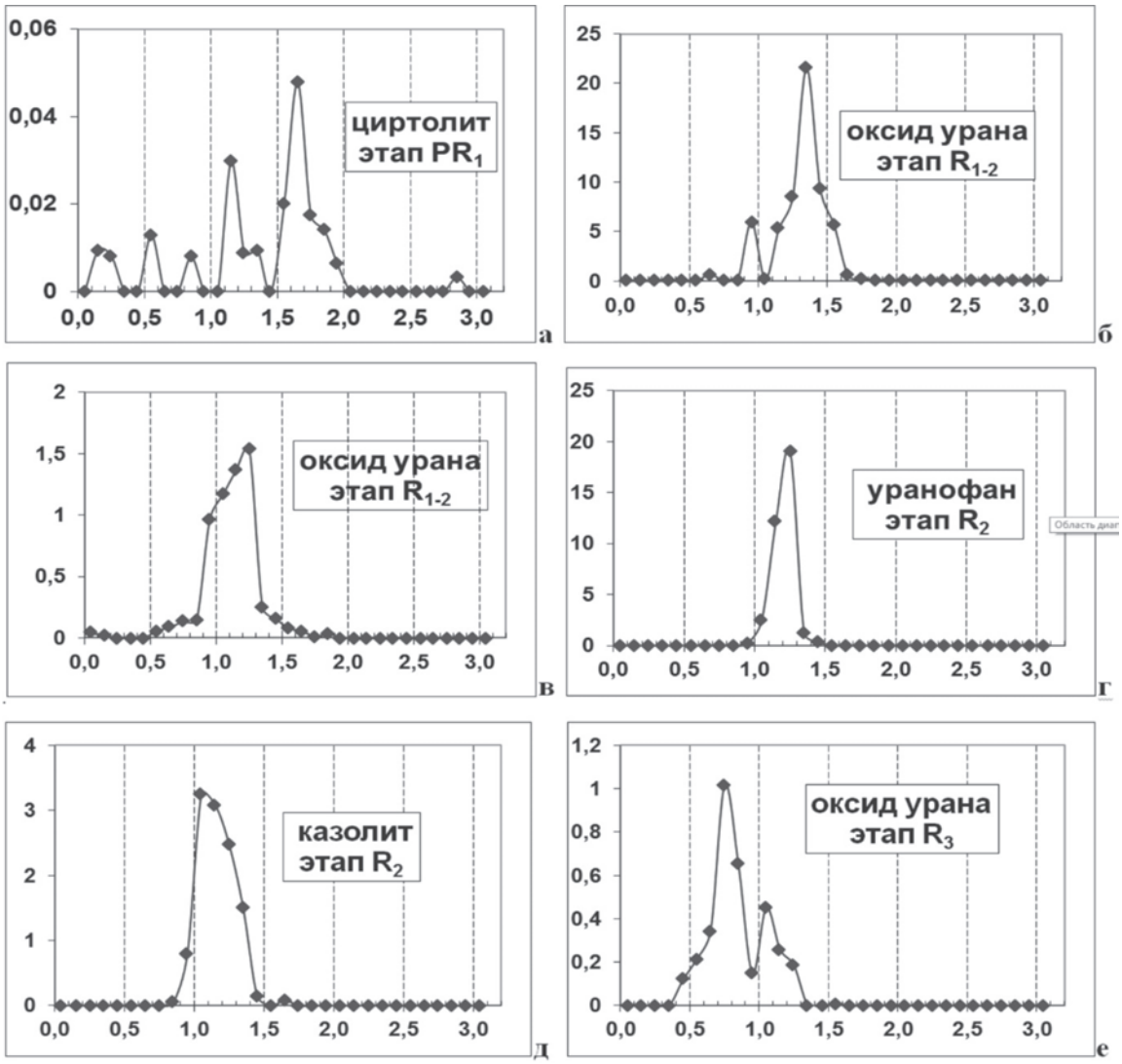



***Рис. 3.*** *Графики относительного количества радиогенного свинца (ордината) в зависимости от возраста (млрд лет, абсцисса) U-Pb системы в исследуемой точке. Месторождение Столбовое и его фланги, свинец-свинцовый метод радиоизотопного датирования, аналитик Л.В. Сумин*

бена процессы разрушения проявились менее интенсивно, о чем свидетельствует степень сохранности рудовмещающей молассы. Именно подобные области следует рассматривать в качестве потенциально урановорудных при опоисковании.

***Этап перераспределения урановой минерализации ($R_3$).*** Позднерифейское время ознаменовалось подновлением ранее заложенных зон разломов с внедрением силлов и даек основного состава нерсинского комплекса и локальным перераспределением урановых концентраций, о чем свидетельствуют данные по абсолютным возрастам силиката и оксида урана (0,6–0,9 млрд лет) месторождения Столбового (рис. 3е).

***Повторный эрозионно-денудационный этап (V-Q).*** С конца верхнего рифея по настоящее время территория неоднократно испытывала тектонические активизации, сопровождавшиеся воздыманием Восточно-Саянской горной области и усилением эрозионно-денудационных процессов. В результате отдельные месторождения урана типа "несогласия", в том числе Столбовое, по-видимому, были повторно выведены на дневную поверхность и практически полностью уничтожены, и лишь некоторые объекты сохранились до настоящего времени. Индикатором их сохранности, скорее всего, служат нижнерифейские отложения межгорной молассы. Опоискование таких обстановок является главной и первоочередной задачей при проведении поисковых работ на уран в Восточном Присаянье.

***Литература***

1. *Долгушин А.П., Черкасов Г.Н. Перспективы выявления богатого уранового и золото-уранового оруденения в Северо-Енисейском и Восточно-Саянском регионах // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Центральной Сибири и прилегающих территорий : материалы научно-практической конференции. – Красноярск : Красноярскгеолсъемка, 2007. – С. 239–245.*

2. *Макарьев Л.Б., Шувалов Ю.М. Перспективы выявления комплексного уранового оруденения в позднепротерозойских несогласиях юга Восточной Сибири // Материалы по геологии месторождений урана, редких и редкоземельных металлов. – М. : ВИМС, 2000. – Вып. 141. – С. 26–28.*

3. *Перспективы урагоносности южного обрамления Восточно-Сибирской плиты / Г.А. Машковцев, Н.А. Гребенкин, А.К. Мигута и др. // Разведка и охрана недр. – 2015. – № 4. – С. 3–15.*

4. *О необходимости активизации поисковых работ на уран в Центральном Присаянье / М.В. Орлов, Л.В. Чесноков, Б.Н. Шашорин и др. // Материалы по геологии месторождений урана, редких и редкоземельных металлов. – М. : ВИМС, 2006. – Вып. 150. – С. 17–26.*

5. *Орлов М.В., Чесноков Л.В. Сравнительные особенности геологического строения и факторов урагоносности Центрального Присаянья и купола Нанамбу (сев. Австралия) // Материалы по геологии месторождений урана, редких и редкоземельных металлов. – М. : ВИМС, 2004. – Вып. 145. – С. 154–172.*

6. *Самович Д.А. Минерально-сырьевая база юга Восточной Сибири // Материалы по геологии месторождений урана, редких и редкоземельных металлов. – М. : ВИМС, 2005. – Вып. 148. – С. 117–129.*

7. *Чесноков Л.В., Нечелюстов Г.Н., Сумин Л.В. Ассоциация, состав и возраст оксидной урановой минерализации в Присаянье // Минеральное сырье. – 1997. – № 1. – С. 101–111.*

# РОЛЬ РАЗНОКАЧЕСТВЕННОСТИ ПРИРОДНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ ЦИКЛОМИРФНЫХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В РЕАКЦИЯХ НА РАДИАЦИОННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ

Е.Б. Григоркина, Г.В. Оленев

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, grigorkina@ipae.uran.ru

# ROLE OF HETEROGENEITY OF CYCLOMORPHIC MAMMALS FROM NATURAL POPULATIONS IN RESPONSE TO IONIZING RADIATIN

E.B. Grigorkina, G.V. Olenev

Institute of Animal &Plant Ecology, Ural Department RAS, Ekaterinburg, Russia

This work is devoted to a problem of adaptive diversity of cyclomorphic mammals' populations (small rodents) which is expressed by the degree of their heterogeneity. Heterogeneity of a population at the level of cohorts is shown, the functional-ontogeny approach allowing to work with homogeneous by a functional condition samples of animals, and its possibilities for analysis of biological consequences of radiation is characterized. Results of long-term monitoring of the population structure at example of the rodents' model specie (pigmy wood mouse) in the Eastern Urals Radioactive Trace zone (EURT) (Chelyabinsk region Southern Ural, 1957) are submitted. The role of heterogeneity of rodents natural population (belonging of individuals to the type of ontogeny development) in response to acute irradiation is considered.

В настоящее время активно дискутируются вопросы защиты биоты в контексте охраны здоровья человека. В связи с этим, радиоэкологические исследования расширяют круг интересов от защиты человека до защиты окружающей среды в целом. На это указано в работах ведущих радиоэкологов современности [1, 2, 13, 19, 22–25], а также в документах различных международных организаций – МАГАТЭ, МКРЗ, ЕС, МСР, ВОЗ, НКДАР ООН и др., в компетенции которых находится широкий спектр вопросов, связанных с проблемами радиационной безопасности.

Мелкие грызуны (часть биоты) являются удобным объектом экологического мониторинга из-за подробной изученности и многочисленности в природе, что обеспечивает получение массового материала и корректной обработки данных. Помимо этого, грызуны достаточно хорошо представлены во всех биотопах зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа) – результат Кыштымского радиационного инцидента 1957 г., а главное, в силу специфики своего жизненного цикла, дают возможность изучать эффекты радиационного воздействия в чреде быстро сменяемых поколений.

Изучение структурно-функциональной организации биотических сообществ показало, что устойчивость природных биосистем и эффективность их функций, в том числе средообразующих, определяются разнообразием на популяционном, видовом, ценотическом и биосферном уровнях [12]. Природные популяции грызунов характеризуются разнокачественностью, которая является важным и необходимым условием их существования как единой функционирующей системы [16–18]. Представление о популяции, как о биологической системе надорганизменного уровня, предусматривает наличие определенной структуры, лежащей в основе ее устойчивого существования во времени. Структурированность связана с неоднородностью составляющих целостную систему частей и предполагает наличие в их составе внутрипопуляционных группировок [14]. Информационная и функциональная интеграция разнокачественных особей лежит в основе сложных форм внутрипопуляционных отношений, в результате которых жизненно важные свойства популяции, как единой системы, приводятся в соответствие с изменениями параметров среды [18].

Как мы [4] отмечали ранее, одной из главных проблем работы с грызунами из природных популяций, яв-

ляется их сложная внутрипопуляционная структура, которая практически не учитывается в большинстве исследований, проводимых на мелких млекопитающих в техногенно/радиационно трансформированных экосистемах. Это приводит к высокой вариабельности биологических параметров, связанных с неодинаковой чувствительностью особей разного функционального статуса к действию техногенных поллютантов/радионуклидов, а также с их неодинаковым накоплением в организме. Поэтому анализ радиационных эффектов в популяциях грызунов целесообразно начинать с выявления набора элементов и их упорядочивания. Известно, что особи одного и того же вида, обитающие в одном сообществе, различаются многими признаками и могут быть разделены на группы по возрасту, размерам, темпам развития и другим показателям, реагирующим на меняющуюся среду [9]. При изучении отклика на воздействие ионизирующей радиации неизбежно возникает задача выбора, связанного с выделением структурно-возрастных единиц, использование которых является наиболее адекватным для оценки биологических эффектов.

Для работы с однородными по функциональному состоянию выборками грызунов (мышей и полевок) мы применяем функционально-онтогенетический подход [9, 11], основанный на поливариантности развития мышевидных грызунов. За основу принимается функциональный статус животных (функциональное состояние, связанное со спецификой роста, развития, репродуктивного состояния), а также синхронность его изменений во времени. Каждую группировку составляют особи, как правило, выходцы из нескольких когорт, связанные функциональным единством в воспроизводстве популяции. Рисунок 1 иллюстрирует сложную возрастную структуру популяции грызунов фонового вида (малой лесной мыши) на уровне когорт, число которых неодинаково в разные годы в условиях меняющейся среды [3].

Под когортами у грызунов и других животных, дающих несколько пометов подряд, обычно понимают очередные массовые пометы, считая с начала весеннего размножения. Термин когорта широко используется в зарубежной [20] и отечественной [17] литературе. Когорты выделяются на основе функционально-онтогенетического подхода при одновременном использовании четко работающего возрастного маркера – скорость возрастных изменений зубов [10]. На основе функционально-онтогенетического подхода [9] выделяются следующие группировки животных (рис. 2), реализующие альтернативные типы роста и развития (два типа онтогенеза), значение которых в популяции различно.

Животные, реализующие однофазный рост (*созревшие сеголетки – I тип*), функция – наращивание численности популяции за счет размножения в год рождения. Функция зверьков *II типа онтогенеза – несозревающие сеголетки* (двухфазный рост, II тип 1-я фаза) – пережи-

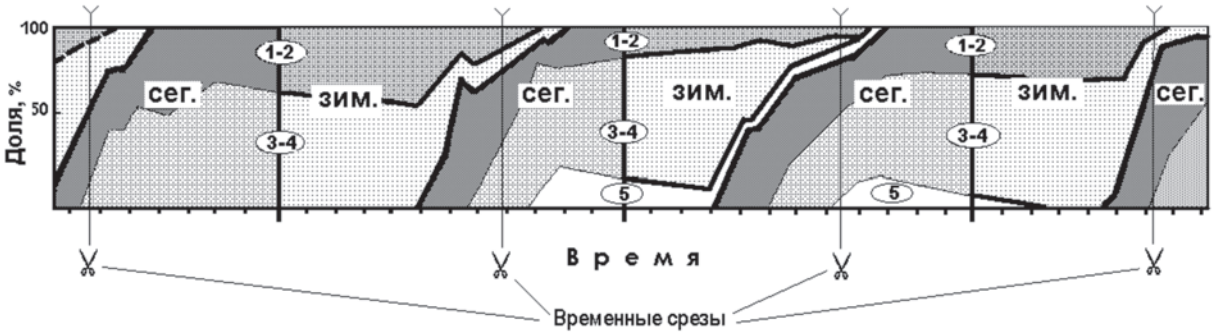



***Рис. 1.*** *Структурно-функциональный состав (на уровне когорт) популяции малой лесной мыши из зоны ВУРСа в разные годы: 1–5 – когорты (зим. – зимовавшие, сег. – сеголетки) [3]*

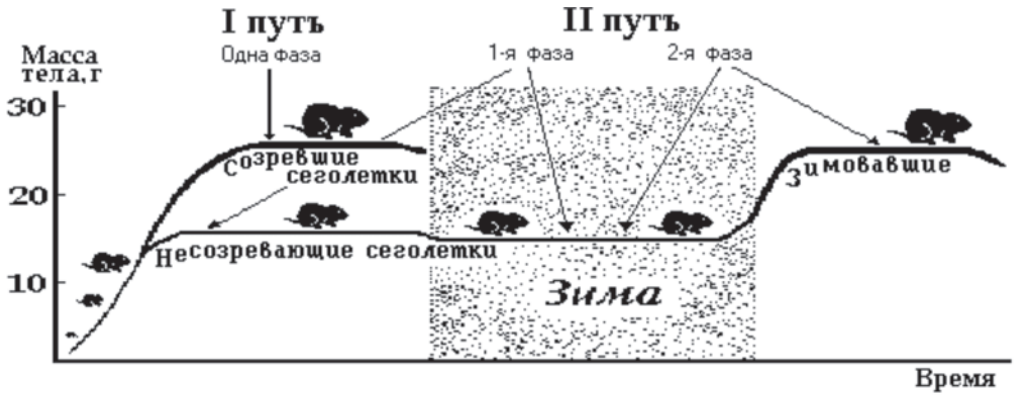



***Рис. 2.*** *Схема двух альтернативных путей онтогенетического развития мышевидных грызунов [9, 11]*

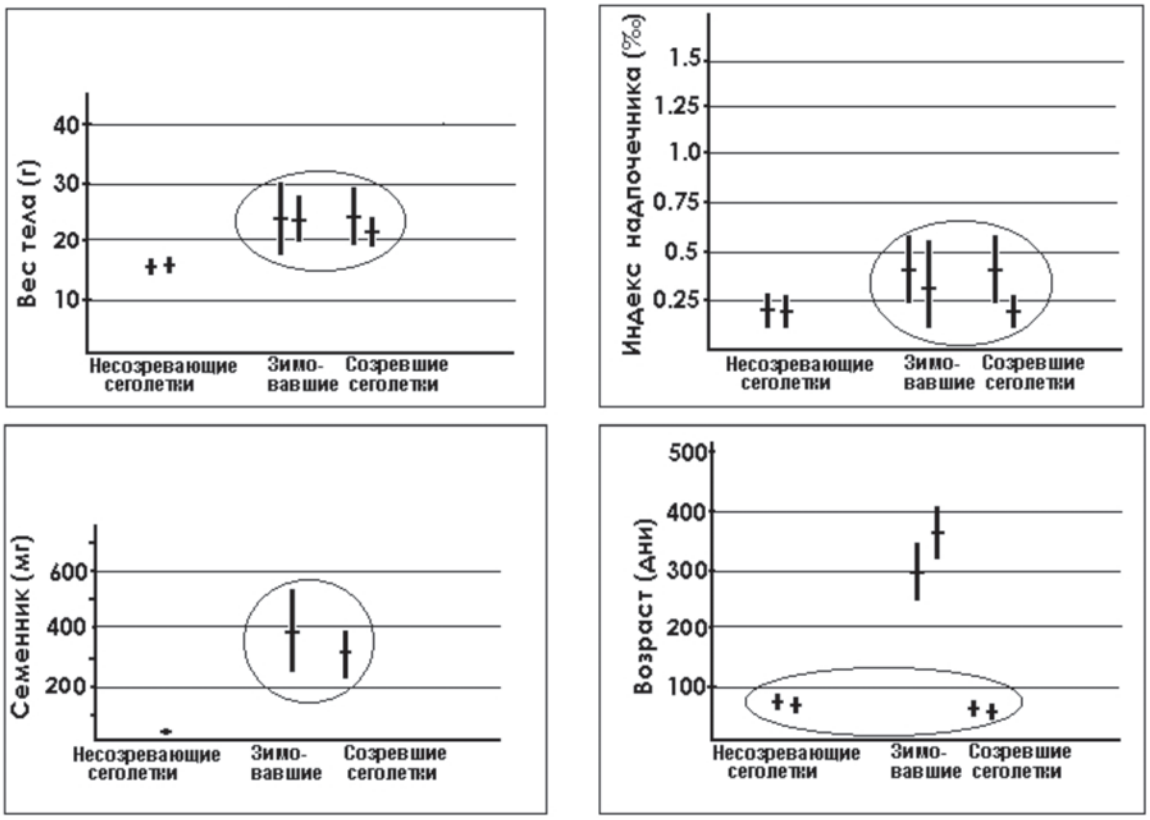



***Рис. 3.*** *Опорные морфофизиологические показатели и возраст грызунов разных типов онтогенеза (обведены группировки, не различающиеся по тому или иному признаку) [9]*

вание неблагоприятных условий. Специфичность этих группировок грызунов заключается в том, что онтогенез весенне-летних, созревших и участвующих в размножении, сеголеток характеризуется короткой предрепродуктивной и продолжительной репродуктивной фазой, в то время как у несозревающих в год рождения сеголеток – наоборот. *Зимовавшие животные* (II тип онтогенеза, 2-я фаза) – до начала весеннего созревания неполовозрелы. Ранней весной период "консервации" завершается быстрым ростом и созреванием практически всех особей, после чего масса тела вновь стабилизируется, достигнув дефинитивного для вида значения (рис. 2). Интенсивность метаболизма, процессов старения, а также генеративные признаки самцов и самок соответствуют таковым у созревших сеголеток, хотя по абсолютному возрасту перезимовавшие животные намного старше. С момента созревания животные высоко стресс-реактивны, поведение агрессивное, выражено доминирование. Функция – начать цикл воспроизводства популяции. *Ювенильные животные* – молодые зверьки (от первых выходов из гнезда до возраста 30–45 дней, масса тела, как правило, менее 12 г) до их расхождения по типам онтогенеза. Характеризуются высокой интенсивностью обмена веществ, незавершенностью процессов роста. Эти животные находятся в точке бифуркации, еще не определились с типом онтогенетического развития, поэтому должны рассматриваться отдельной группировкой.

Зверьки разных типов онтогенеза существенно различаются интенсивностью процессов метаболизма, продолжительностью жизни и скоростью старения, изученной по возрастным маркерам [9, 10]. Масштаб различий между особями разных типов онтогенеза демонстрирует рисунок 3, на котором представлены данные по массе тела и морфофизиологическим показателям грызунов из природной среды, которые можно рассматривать как биомаркеры принадлежности животных к типам онтогенеза. Индексы органов (надпочечник и семенник) рассчитаны методом морфофизиологических индикаторов [15]. Исходя из вышеприведенной характеристики внутрипопуляционных группировок, очевидно, что зимовавшие и созревшие сеголетки не отличаются по большинству показателей. Существенно различаются они календарным (хронологическим) возрастом.

В полевых исследованиях определение хронологического возраста (возраста особи в днях от рождения до поимки) – чрезвычайно сложная задача, решение которой требует специальной зоологической подготовки и владения методикой определения возраста по одонтологическим признакам, используя обработанный материал (черепа). Радиоэкологические исследования часто предполагают доставку живых животных для проведения дальнейших лабораторных исследований. При этом в полевых условиях стоит задача оценки биологического возраста грызунов, связанного с уровнем их морфофункционального созревания, показателями жиз-

недеятельности, принадлежностью особи к тому или иному типу онтогенеза, временем его нахождения в той или иной его фазе.

На рисунке 3 можно видеть, что хронологический и биологический возраст созревших и несозревающих сеголеток (зверьков разных типов онтогенеза) не совпадает. К примеру, хронологический возраст полевок I типа онтогенеза при индексе зубного корня 0,2 равен 130 дням; для особей II типа онтогенеза – 240 дням. Биологический (функциональный) возраст этих животных практически одинаков – 230 и 240 дней, что подтверждается одинаковыми возрастными изменениями организма, одинаковой реакцией на различные воздействия. Следовательно, функционально-онтогенетический подход предполагает определение биологического (функционального) возраста, что позволяет работать с однородной выборкой животных из природной популяции. Представляется очевидным, что масса, физиологическое состояние особей, морфофизиологические параметры скелета и другие характеристики сложным образом включаются в систему морфофизиологических факторов обмена поллютантов/радионуклидов, которые определяют величину их накопления в организме.

Для иллюстрации различий в реакции особей разных типов онтогенеза на действие ионизирующего излучения животные были подвергнуты *острому воздействию* г–излучения $^{137}Cs$ на установке "Игур-1" (мощность дозы 1,24 сГр/с) разными дозами от 9,0 до 15,0 Гр с интервалом 0,5 Гр. Облученных животных содержали в стандартных условиях на обычном для диких грызунов рационе, наблюдали ежедневно в течение 30 дней. Интегральный показатель – средняя полулетальная доза ($ЛД_{50/30}$) – рассчитан пробит-методом из кривой "доза-эффект" для зверьков разных типов онтогенеза (созревшие сеголетки и несозревающие сеголетки). Кроме того, у зверьков разного функционального статуса были изучены летальность, средняя продолжительность жизни и реакция системы гемопоэза. Установлено, что зверьки II тип онтогенеза (несозревающие сеголетки) являются достоверно более радиорезистентными по сравнению с особями I типа (созревшие сеголетки): $ЛД_{50/30}$ – 13,2±0,1 и 12,7±0,2 Гр, соответственно ($p<0,05$) [5]. При одной и той же дозе острого тотального облучения (12,7 Гр) летальность созревших сеголеток (I тип) была в 3 раза выше, чем особей II типа (53,7 и 17,6%,). Средняя продолжительность жизни зверьков разных типов онтогенеза также различалась (9,8±1,0 и 13,5±0,7, соответственно). Сходную картину наблюдали по параметрам системы кроветворения, как одной из радиочувствительных систем, как по глубине поражения, так и по срокам и полноте восстановления количественных элементов крови и костного мозга [5]. Эти результаты приводят к выводу о более высокой радиационной устойчивости особей II типа онтогенеза, в значительной степени, связанной с минимизацией процессов метаболизма и снижением энергозатрат. Установлено, неполовозрелые сеголетки имеют достоверно более низкий уровень стандартного обмена, чем созревшие сеголетки и зимовавшие особи [7].

Из полученных результатов следует, что ответ популяции на острое облучение практически не отличается от ее реакции на естественное регулярное воздействие – сезонную смену условий среды (осенне-зимне-весенние периоды). Зимние условия приводят к резкому торможению роста и развития грызунов, следовательно, существенному снижению интенсивности обменных процессов, поэтому зимой популяция представлена исключительно особями II типа онтогенеза, в то время как особи I типа элиминируют [9, 11]. Наглядно это подтверждается данными по двукратному снижению скорости возрастных изменений зубов [10]. Аналогичный ответ популяции зарегистрирован засуху (1975 г.) [8], которую можно рассматривать как контрастный фон, на котором наиболее ярко проявляются адаптивные изменения на разных уровнях организации – организменном и популяционном [21]. В популяции грызунов происходили процессы, характерные для зимнего периода, связанные с максимальным снижением энергозатрат за счет прекращения роста животных и блокировки полового созревания. 100% сеголеток пошли по одному – II типу онтогенеза, а особи I типа отсутствовали [8]. Следствием экстремальных условий были значительные нарушения популяционных процессов, включая репродукцию.

Таким образом, выживание популяции происходит за счет преобладания особей одного из типов онтогенеза. Специфика реакции популяции на острое, кратковременное неблагоприятное воздействие естественной и антропогенной природы (ионизирующая радиация), однотипна – преимущество в популяции имеют более радиорезистентные особи II типа онтогенеза со свойственной им минимизацией процессов жизнедеятельности, а I тип не включается вовсе. Биологический смысл явления очевиден – сохранение популяции с минимальными потерями. В итоге, острое повреждающее воздействие радиации на популяцию определяется различиями в радиочувствительности слагающих ее внутрипопуляционных группировок. Разделение разнокачественного населения на альтернативные дискретные модальные группы является наиболее выгодным для популяции с эколого-энергетических позиций, вследствие оптимизации потока энергии через население животных (увеличение прихода и снижение расхода) [6]. Таким образом, функционально-онтогенетический подход позволяет работать с однородными как по функциональному статусу, так и по радиорезистентности выборками животных из природной среды, что имеет принципиальное значение при изучении биологических последствий радиационного воздействия.

*Работа частично поддержана Программой фундаментальных исследований УрО РАН (проект № 15-2-4-21).*

***Литература***

1. *Алексахин Р.М. Радиоэкология XXI века // Вестник РАН. – 2010. – Т. 80, № 4. – С. 320–328.*
2. *Охрана окружающей среды в XXI веке: радиационная защита биосферы, включая человека / Ф. Брешиньяк, Г. Поликарпов, Д. Отон и др. // Радиац. биология. Радиоэкология. – 2003. – Т. 43, № 4. – С. 494–496.*
3. *Григоркина Е.Б., Оленев Г.В. Гетерогенность группи-*

*ровки зимовавших – основа трансгенерационной трансмиссии радиационно-индуцированных эффектов у грызунов // Доклады РАН. – 2012. – Т. 443, № 1. – С. 136–138.*

4. *Григоркина Е.Б., Оленев Г.В., Тарасов О.В. Проблемы радиоэкологического мониторинга на грызунах в зоне локального радиоактивного загрязнения (Восточно-Уральский радиоактивный след) // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат-лы IV Междунар. конф. 4–8 июня 2013 г. Томский политехнический университет. – Томск : Изд-во Томского политехнического университета, 2013. – С. 162–166.*
5. *Григоркина Е.Б., Оленев Г.В., Тарасов О.В. Альтернативные типы онтогенеза мелких млекопитающих: вклад в радиобиологию и радиоэкологию // Доклады РАН. – 2015. – Т. 461, № 3. – С. 366–369.*
6. *Кряжимский Ф.В., Большаков В.Н. Функционально-экологическая роль биологического разнообразия в популяциях и сообществах // Экология. – 2008. – № 6. – С. 403–410.*
7. *Новиков Е.А., Кондратюк Е.Ю., Петровский Д.В. Влияние типа онтогенеза на биоэнергетические показатели красной полевки (Myodes rutilus Pall) из горно-таежной популяции юга Западной Сибири // Экология. – 2015. – № 5. – С. 387–391.*
8. *Оленев Г.В. Популяционные механизмы приспособления к экстремальным факторам среды (на прим. рыжей полевки) // Журн. общ. биол. – 1981. – Т. 42, № 4. – С. 506–511.*
9. *Оленев Г.В. Альтернативные типы онтогенеза цикломорфных грызунов и их роль в популяционной динамике (экологический анализ) // Экология. – 2002. – № 5. – С. 341–350.*
10. *Оленев Г.В. Определение возраста цикломорфных грызунов, функционально-онтогенетическая детерминированность, экологические аспекты // Экология. – 2009. – № 2. – С. 103–115.*
11. *Оленев Г.В., Григоркина Е.Б. Функциональные закономерности жизнедеятельности популяций грызунов в зимний период // Экология. – 2014. – № 6. – С. 428–438.*
12. *Павлов Д.С., Букварева Е.Н. Биоразнообразие, экосистемные функции и жизнеобеспечение человечества // Вестник РАН. – 2007. – № 11. – С. 131–140.*
13. *Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах / А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева и др. – Екатеринбург : Изд-во Уральского университета. 2007. – Т. 2. – 399 с.*
14. *Шварц С.С. Популяционная структура вида // Зоол. журн. – 1967. – Т. 46, вып. 10. – С. 1456–1469.*
15. *Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. – Свердловск, 1969. – 387 с.*
16. *Шилов И.А. Биосфера, уровни организации жизни и проблемы экологии // Экология. – 1981. – № 1. – С. 5–11.*
17. *Шилов И.А. Структура популяций млекопитающих. – М. : Наука, 1991. – 151 с.*
18. *Шилов И.А. Истоки и сущность популяционной экологии. (Несколько вступ. замечаний) // Сиб. экол. журн. – 1999. – № 1. – С. 1–3.*
19. *A multi-criteria weight of evidence approach to derive ecological benchmarks for radioactive substances / J. Garnier-Laplace, C. Della-Vedova, P. Andersson et al. // J. Radiol. Prot. – 2010. – Vol. 30. – P. 215–233.*
20. *Gliwicz J. Why do some young voles growing? // Polish Ecological Studies. – 1995. – Vol. 20, No. 3–4. – P. 335–341.*
21. *Glotov N.V. Analysis of the genotype-environment interaction in natural populations // Acta Zool. Fennica. – 1992. – Vol. 191. – P. 47–55.*
22. *Background dose-rates to reference animals and plants arising from exposure to naturally occurring radionuclides in aquatic environments / A. Hosseini et al. // J. Radiol. Prot. – 2010. – Vol. 30. – P. 235–264.*
23. *Protection of the environment from ionizing radiation in a regulatory context–an overview of the protect coordinated action project / B.J. Howard et al. // J. Radiol. Prot. – 2010. – Vol. 30. – P. 195–214.*
24. *Moller A.P., Mousseau T.A. Biological consequences of Chernobyl: 20 years on // Trends in Biology and Evolution. – 2006. – Vol. 21, No. 4. – P. 200–207.*
25. *Salbu B. Speciation of radionuclides – Analytical challenges within environmental impact and risk assessments // Journal of Environmental Radioactivity. – 2007. – No. 96. – P. 47–53.*

# ОЦЕНКА РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ТЕРРИТОРИИ ЭВЕНКИЙСКОГО И ТАЙМЫРСКОГО МУНИЦИПАЛЬНЫХ РАЙОНОВ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ"

А.И. Григорьев[1], В.А. Чечеткин[1], М.О. Степанов[1], В.П. Атурова[2]

[1]"ШАНЭКО Сибирь" – филиал АО "ГК ШАНЭКО" в г. Красноярске, г. Красноярск, Россия, tamalex-ros@mail.ru
[2]Министерство природных ресурсов и экологии Красноярского края, aturova@mpr.krskstate.ru

# ESTIMATION OF RADIATION SITUATION ON TERRITORY OF THE EVENKIYA AND TAIMYR MUNICIPAL DISTRICTS OF KRASNOYARSK REGION

A.I. Grigoryev[1], V.A. Chechetkin[1], M.O. Stepanov[1], V.P. Aturova[2]

[1]"SHANECO Siberia" – JSC "SHANEKO Group" branch in Krasnoyarsk, Krasnoyarsk, Russia
[2]Ministry of natural resources and ecology of Krasnoyarsk Region

On territory of Evenkiya and Taimyr the network of test areas (158 TA) on which the necessary complex of radiation researches and assay of basic components of natural environment (soils, ground sedimentations, water and vegetation) are executed is organized. The estimation of the received results has shown that the radiation situation on territory of the Evenkiya and Taimyr municipal districts was characterized by low values of radiation parameters and can be qualified as safe.

## Введение

Получение современных данных о радиационной обстановке на столь огромной территории, как совокупная территория Эвенкийского и Таймырского муниципальных районов Красноярского края, – ее площадь составляет 1643100 км$^2$, – задача чрезвычайно трудная и ответственная. В 2013–2015 гг. специалистами Лаборатории радиационного контроля "ШАНЭКО Сибирь" осуществлен сбор и обобщение уже имеющихся сведений о радиационной обстановке на упомянутых территориях, запланированы и проведены полевые экспедиционные исследования радиационных факторов.

По своей сути проведенное радиационное обследование Эвенкии и Таймыра призвано заменить дорогостоящее и долговременное исследование радиационных факторов по равномерной сети, "наброшенной" на всю исследуемую территорию.

Формирование современной радиационной обстановки на территории Эвенкии и Таймыра происходило под влиянием целого ряда факторов природного и техногенного характера. Так на протяжении продолжительного времени (с 1955 по 1962 гг.) данная территория подвергалась техногенному загрязнению за счет выпадения радиоактивных осадков в период испытаний ядерного оружия на полигоне Новая Земля.

В семидесятые-восьмидесятые годы прошлого столетия на берегах Нижней и Подкаменной Тунгусок, а также на берегах о. Лама, являющегося истоком р. Норилка, обеспечивающей питьевой водой г. Норильск, и местом отдыха горожан, было произведено шесть подземных ядерных взрывов (ПЯВ) с целью глубинного зондирования Земли. В процессе обследования приустьевых участков скважин, выполненного специалистами Томского политехнического университета в 2011 г., никаких изменений радиационных параметров, по сравнению с фоновыми значениями, не было отмечено, а радиационная обстановка оценена как благополучная [1].

В настоящее время на территории Эвенкии и Таймыра создается и осваивается новый нефтегазовый комплекс России. Здесь же сосредоточены месторождения многих полезных ископаемых. Большинство объектов нефтегазовой и горнодобывающей отраслей относятся к объектам с повышенной радиационной опасностью. Источником опасности на них являются радиоактивные нуклиды, входящие в семейства природных элементов урана и тория.

До вхождения Эвенкии и Таймыра в состав Красноярского края (2007 г.) радиационный контроль на территории практически не осуществлялся. Начиная с 2007 г., показатели радиационной обстановки в Эвенкийском и Таймырском муниципальных районах учитываются в "Радиационно-гигиенических паспортах (РГП) Красноярского края". Однако сведения, приводимые в РГП края, ограничены лишь данными дозиметрического контроля персонала и пациентов в медицинских учреждениях и данными ежегодного радиационно-гигиенического мониторинга, проводимого в нескольких населенных пунктах.

За исключением отдельных регионов и мест, территория Эвенкии и Таймыра остается довольно слабо и неравномерно исследованной по радиоэкологическим показателям.

## Логистика полевых исследований

Радиационное обследование территории выполнялось на сети тестовых участков (ТУ) – особых участках территории, ограниченных конкретной площадью, приуроченных к определенному ландшафту, расположенных либо вблизи транспортной артерии (обычно, это река), либо вблизи населенного пункта, либо и то, и другое. Исследования тестовых участков позволяют заменить долговременную и дорогостоящую процедуру тотальной "съемки" территории по равномерной сети. Сеть тестовых участков покрывает более 85% населенной территории Эвенкии и Таймыра, что позволило сделать надежные выводы о радиационной ситуации в местах проживания более 50 тысяч человек.

На рисунке 1 показано расположение ТУ на территории Эвенкийского и Таймырского муниципальных районов. В Эвенкии было организовано три региональных




***Рис. 1.*** *Размещение ТУ на территории Эвенкии и Таймыра*



***Рис. 2.*** *Средства доставки исследователей и аппаратуры*

профиля, вдоль которых размещалось 95 ТУ: два профиля субширотного направления (долина рек Катанга-Подкаменная Тунгуска, СШП-1, долина реки Нижняя Тунгуска, СШП-2) и один – субмеридионального (СМП). Из 95 ТУ 28 были расположены вблизи населенных пунктов, остальные – в долинах обеих Тунгусок и их притоков. На Таймыре тестовые участки (63 ТУ) распределялись по бассейнам двух рек: Хатанга, и Енисей, при этом все они были размещены вблизи 21 населенного пункта (по три ТУ на населенный пункт), а три ТУ размещались в непосредственной близости от административных границ Норильского городского округа (п. Талнах). Напомним, что настоящее исследование не затрагивало Норильский городской округ, административно не входящий в Таймырский муниципальный район.

Расположение тестовых участков предопределило способы доставки исследователей и аппаратуры на ТУ: либо судном по реке, либо вертолетом, либо наземным транспортом (рис. 2).

Тестовые участки представляют собой площадки размером 50х50 м, расположенные вне речных пойм и непроходимых мест. На каждом ТУ выполнялась площадная гамма-съемка по равномерной сети. 10х10 м с фиксированным измерением мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения на поверхности почво-грунтов и мощности амбиентного эквивалента дозы (МАЭД) гамма-излучения в контрольных точках.

Гамма-съемка выполнялась с использованием высокочувствительного поискового радиометра СРП-68-01, дозиметра-радиометра ДКС-96 и гамма-спектрометра МКС-АТ6101Д. Кроме того, на каждом ТУ в пяти точках проводятся гамма-спектрометрические измерения на поверхности почвенного покрова с определением удельной активности природных радионуклидов радия-226, тория-232 и калия-40 в условиях естественного залегания почво-грунтов (МКС-АТ6101Д) в геометрии 2π.

На каждом ТУ с учетом результатов гамма-съемки и гамма-спектрометрических измерений отбиралось по три пробы почво-грунтов, представительно характеризующих площадку ТУ, с целью определения в них на этапе лабораторных испытаний удельных активностей естественных радионуклидов и цезия-137, формирующих дозы внешнего гамма-излучения на местности.

Пробы донных отложений отбирались в приустьевых частях русел водотоков, наиболее полно характеризующих радиогеохимические особенности того или иного водосборного бассейна, а также и на участках береговой полосы в районах расположения скважин подземных ядерных взрывов (ПЯВ) в местах возможной разгрузки подземных вод. Здесь же отбирались 20 проб воды из родников, мочажин и мелких водотоков. Пробы растительности (преимущественно ягеля) отбирались на ТУ по возможности равномерно расположенных на площади работ.

### Лабораторные исследования

Определение удельной активности техногенного цезия-137, и природных радионуклидов радия-226, тория-232 и калия-40, характеризующих радиоактивность почв, речных отложений и растительности, выполнено гамма-спектрометрическим методом. Исследования проводились на спектрометрических комплексах МКГБ-01 "РАДЭК", "Гамма-1С" в собственной Лаборатории радиационного контроля, аккредитованной в установленном порядке.

Определение удельной активности стронция-90 и изотопов плутония в части отобранных проб почво-грунтов и золы растений (только стронций) выполнено в радиационно-гигиенической лаборатории ФБУЗ "Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае". Процедура анализа заключалась в радиохимическом выделении искомых радионуклидов с дальнейшим измерением препаратов на радиометре УМФ-2000 (при определении стронция-90) или альфа-спектрометре "ORTEC" (при определении изотопов плутония).

Определение суммарной удельной альфа- и бета-активности водных проб было выполнено в собственной Лаборатории радиационного контроля. Водные пробы подвергались предварительному концентрированию путем выпаривания с дальнейшим измерением активности на низкофоновом радиометре УМФ-2000.

### Результаты полевых и лабораторных исследований и их обсуждение

В **таблице 1** приведены итоговые результаты измерения и определения основных радиационных параметров, характеризующих поверхностные почвы, растительность и воды открытых водоемов Эвенкии и Таймыра.

Обработка и обобщение большого объема данных полевых и лабораторных исследований показали, что тестовые участки, расположенные в бассейнах рек (обе

*Таблица 1. Результаты измерений и определений радиационных параметров на территории Эвенкии и Таймыра*

| Параметр | Эвенкия | | | | Таймыр | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | СШП-1 | СШП-2 | СМП | Все | Хатанга | Енисей | Талнах | Все |
| | Поверхностные почвы | | | | | | | |
| УА $^{226}$Ra, Бк/кг | 12,4±0,7 | 9,1±0,5 | 13,4±1,3 | 11,5±0,5 | 13,4±0,6 | 12,9±0,8 | 9,0±1,8 | 13,0±0,5 |
| УА $^{232}$Th, Бк/кг | 12,5±0,8 | 8,3±0,6 | 13,3±1,9 | 11,3±0,6 | 15,3±0,8 | 15,4±0,9 | 10,2±1,4 | 15,0±0,6 |
| УА $^{40}$K, Бк/кг | 409±26 | 258±22 | 415±78 | 359±24 | 376±20 | 380±20 | 150±10 | 368±15 |
| $A_{эфф}$, Бк/кг | 65,5±2,6 | 43,1±2,2 | 68,0±7,5 | 58,5±2,3 | 67,1±2,2 | 67,1±2,3 | 35,8±2,7 | 65,6±1,6 |
| УА $^{137}$Cs, Бк/кг | 8,5±1,5 | 9,3±1,2 | 14,2±4,8 | 10,0±2,1 | 6,0±0,7 | 9,9±1,8 | 26,9±7,4 | 8,7±1,1 |
| УА $^{90}$Sr, Бк/кг | 10,0±2,5 | 10,0±2,5 | 27,2±6,8 | 14,6±3,6 | <5,1 | 9,1±3,3 | 12,2±4,9 | 7,7±1,9 |
| УА Pu, Бк/кг | 0,8±0,2 | 0,7±0,2 | 2,4±0,6 | 1,2±0,3 | 1,0±0,8 | 0,9±0,6 | 1,9±0,6 | 1,1±0,5 |
| МАЭД, мкЗв/ч | 0,069±0,002 | 0,056±0,003 | 0,066±0,004 | 0,064±0,003 | 0,056±0,002 | 0,054±0,002 | 0,034±0,004 | 0,055±0,002 |
| | Красноярский край [2] | | | | Средние значения для почв мира [4] | | | |
| УА $^{226}$Ra, Бк/кг | 19,5±3,9 | | | | 32 | | | |
| УА $^{232}$Th, Бк/кг | 20,1±3,8 | | | | 32 | | | |
| УА $^{40}$K, Бк/кг | 368±35 | | | | 450 | | | |
| $A_{эфф}$, Бк/кг | 78,7±11,8 | | | | 115 | | | |
| УА $^{137}$Cs, Бк/кг | 8,7±1,5 | | | | 5–20 | | | |
| МАЭД, мкЗв/ч | 0,10±0,02 | | | | 0,10 | | | |
| | Растительность | | | | | | | |
| | Разнотравье | Зеленый мох | Ягель | | Разнотравье | Зеленый мох | Ягель | |
| УА $^{137}$Cs, Бк/кг | 3,1±0,7 | 5,7±1,0 | 23,9±2,8 | | <1,9 | 2,6±1,9 | 15,5±10,4 | |
| УА $^{90}$Sr, Бк/кг | 1,2±1,5 | 4,7±1,2 | 6,6±1,6 | | <1,7 | <1,8 | 4,3±2,6 | |
| | Вода открытых водоемов | | | | | | | |
| Уб, Бк/кг | <0,02 | | | | 0,03±0,01 | | | |
| Ув, Бк/кг | 0,35±0,03 | | | | 0,11±0,01 | | | |

Тунгуски, Хатанга и Енисей), характеризуются близостью *практически всех* исследованных радиационных параметров.

Эвенкия: распределение природных радионуклидов в почвах субширотных профилей обладает равномерным характером и не испытывает резких колебаний, что объясняется ландшафтными и геохимическими характеристиками долин рек Подкаменная и Нижняя Тунгуски; меридиональный профиль с уверенностью подтверждает резкое уменьшение активности природных радионуклидов в почвах по мере продвижения тестовых участков к северу.

Таймыр: проверка на статистическую совместимость подтвердила возможность объединения результатов, полученных на всех тестовых участках, за исключением трех участков вблизи Норильского пригорода – Талнаха. Три тестовых участка "Талнахской" группы расположены в зоне *низко-среднегорных* ландшафтов на *глубокометаморфизованных* образованиях архея Анабарского горного массива. Все остальные тестовые участки характеризуются *равнинными* ландшафтами на *терригенных* отложениях. Это ландшафтное отличие обусловило литологическую и геохимическую разницу, приведшую к видимому статистически обособлению по радиационным параметрам Талнахской группы тестовых участков от всех остальных.

*Мощность дозы гамма-излучения.* Для территорий Эвенкии и Таймыра характерны низкие (на 20–30% ниже средних величин по Красноярскому краю) значения мощности экспозиционной дозы на поверхности почвы и мощности амбиентного эквивалента дозы на высоте 1 м; так средняя величина МАЭД составила 0,064±0,003 мкЗв/ч для Эвенкии и 0,055±0,002 мкЗв/ч для Таймыра.

*Удельная активность ЕРН.* Значения удельной активности радия-226 и тория-232 в почвах Эвенкии и Таймыра тоже низкие (на 50% и более ниже среднемировых, на 25% и более среднекраевых величин). Удельная активность калия-40 в почвах в среднем ниже (на 20%) среднемировых значений, но практически совпадает со среднекраевым значением.

Горные породы литогенной основы, представленные туфами, базальтами и траппами, и характеризующиеся резко пониженными содержаниями природных радионуклидов, занимают большую часть территории Эвенкии и Таймыра (в местах преимущественного проживания людей), определяют ее низкий естественный радиационный фон. Удельная активность ЕРН в донных отложениях исследуемых территорий практически не отличается от аналогичных почвенных характеристик.

*Удельная активность Cs-137.* Поведение техногенного цезия существенно отличается от поведения природных радионуклидов. Большие вариации удельной активности на протяжении всех исследованных профилей говорят о мозаичности техногенного загрязнения.

Эвенкия: юго-восточная часть территории в 1,5–2 раза слабее загрязнена техногенным цезием по сравнению с северной и северо-западной частью. Среднее значение удельной активности цезия-137 в почвах не превышает 11 Бк/кг, что вполне соответствует "глобальному" уровню. На двух тестовых участках удельная активность цезия-137 превысила уровень регистрации – 35 Бк/кг [3]. Максимальное значение удельной активности цезия-137 составило 117 Бк/кг.

Таймыр: значение средней удельной активности цезия-137 в почве по всему Таймыру (8,7±1,1 Бк/кг) носит "спекулятивный" характер; существует географически и ландшафтно обособленный участок территории Таймыра (Талнахские участки), в почвах которого удельная активность цезия-137 в 3 раза выше, чем на всей остальной населенной территории. По своему "географическому" положению этот участок представляет собой выраженное предгорье плато Путорана. Вполне вероятно, что техногенные радионуклиды и, в первую очередь, цезий-137, переносимые в прошлом веке воздушными массами с Новоземельского полигона на материк, выпадали на поверхность земли тем вероятнее и обильнее, чем выше над уровнем моря расположена местность. Максимальное значение удельной активности цезия-137 составило 59 Бк/кг.

В донных отложениях значимых активностей цезия-137 не обнаружено. Среднее значение по Эвенкии составило <3 Бк/кг, по Таймыру – 5,0±1,2 Бк/кг.

*Другие техногенные радионуклиды в почвах*. Удельная активность техногенного стронция-90 и изотопов плутония в почве жестко коррелирует с удельной активностью цезия-137. Этот известный научный факт следует из общей физической природы путей и механизмов поступления упомянутых техногенных радионуклидов в природные объекты.

В почвах двух тестовых участков Эвенкии удельная активность изотопов плутония превысила краевой уровень регистрации – 2 Бк/кг. На этих же участках удельная активность стронция-90 значительно выше средней величины и составляет 24,8±6,2 и 43,2±10,8 Бк/кг соответственно. Удельная активность цезия-137 в почвах этих участков тоже достигает максимальных значений.

Максимальные значения удельной активности стронция-90 в почвах Таймыра не превышают 20 Бк/кг, что является средним уровнем для глобальных выпадений и не представляет какой-либо радиационной опасности для местного населения. А вот удельная активность изотопов плутония в трех случаях превысила краевой уровень регистрации – 2 Бк/кг. Показательно то, что удельная активность всех определяемых техногенных радионуклидов принимала максимальное значение вблизи н.п. Талнах. Радиационной опасности такой уровень активности не представляет, но факт превышения зарегистрирован.

*Удельная активность ТРН в растительности.* Радиационные исследования, проведенные на территории Эвенкии и Таймыра, показали, что определяющим фактором в степени концентрирования радионуклидов является тип растительности, но не характер подстилающих почв. Техногенные радионуклиды по-разному концентрируются различными типами растений. Из таблицы 1 видно, что удельная активность цезия-137 и стронция-90 в ягеле фактически в 3 раза выше, чем в остальных типах растительности, вне зависимости от почвенного субстрата. Максимальные значения удельной активности цезия-137 и стронция-90 в ягеле (в пересчете

на сырую массу) достигали для Эвенкии: 24 и 7 Бк/кг для Таймыра: 47 и 13 Бк/кг, соответственно. Такие значения свидетельствуют о повышенном уровне содержания техногенных радионуклидов в основной пище оленей – ягеле.

*Радиоактивность природных вод*. Как видно из таблицы 1, воды исследованных источников являются радиационно-безопасными; их дальнейшее исследование на активность каких-либо радионуклидов не является обязательным. Максимальное значение суммарной объемной альфа-активности (0,06±0,02 Бк/л) получено для пробы воды, отобранной в ручье бассейна реки Хатанга (Таймыр), максимальное значение суммарной удельной бета-активности (0,67±0,02 Бк/л) получено для пробы воды, отобранной в устье забетонированной скважины подземного ядерного взрыва "Кимберлит-3" (Эвенкия).

**Заключение**

На территории Эвенкии и Таймыра организована сеть тестовых участков (158 ТУ), на которых выполнен необходимый комплекс радиационных исследований и опробование основных компонентов природной среды (почв, донных отложений, воды и растительности). Оценка полученных результатов показала, что радиационная обстановка на территории Эвенкийского и Таймырского муниципальных районов характеризуется низкими значениями радиационных параметров и обусловлена радиогеохимической специализацией как почвообразующего субстрата, так и скальных пород, представленных преимущественно основными породами формации сибирских траппов. При столь низких значениях основных радиационных параметров, характерных для территории Эвенкии и Таймыра, нет необходимости говорить о заметном влиянии природных и техногенных (глобальное техногенное загрязнение) радиационных факторов на окружающую среду и человека.

На основании полученных данных проведена оценка современной радиационной обстановки на территории Эвенкии и Таймыра, которая может быть квалифицирована как благополучная.

***Литература***


1. *Отчет о выполнении работ по мероприятию "Проведение радиационного мониторинга девяти объектов подземных ядерных взрывов в мирных целях, расположенных на территории Красноярского края (заключительный). – Томск, 2011.*
2. *Радиационно-гигиенические паспорта территории Красноярского края за 2003–2014 гг. –Архив ФБУЗ "Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае".*
3. *Региональные нормативы качества окружающей среды. Допустимые значения радиационного загрязнения природной среды на территории Красноярского края. Утверждены постановлением Правительства Красноярского края от 18.12.2012 г. № 670-п.*
4. *Тихомиров Ф.А. Радиоактивность почв // Почвоведение : учебное пос. / под ред. В.А. Ковды, Б.Г. Розанова. – М. : Высшая школа, 1988. – Ч. 1.*


## РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЛУГОВЫХ ЭКОСИСТЕМ ПОЙМЫ Р. СОЖ СПУСТЯ ПОЧТИ 30 ЛЕТ ПОСЛЕ КАТАСТРОФЫ НА ЧАЭС


Н.М. Дайнеко, С.Ф. Тимофеев, С.В. Жадько

Гомельский государственный университет им. Ф. Скорины, Гомель, Республика Беларусь


## RADIOECOLOGICAL ASSESSMENT OF FLOODPLAIN MEADOW ECOSYSTEMS SOZH RIVER AFTER ALMOST 30 YEARS AFTER THE CHERNOBYL DISASTER


N.M. Dayneko, S.F. Timofeyev, S.V. Zhadko

Francisk Skorina Gomel State University, Gomel, Republic of Belarus


В особую группу земель регионов распространения деградированных земель входят сельскохозяйственные и лесные территории, подвергшиеся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС в апреле 1986 г. На территорию Беларуси выпало 70% всех радионуклидов, находящихся в реакторе на момент аварии. Значительная часть территории площадью 4,8 млн га (23% от общей площади), на которой было расположено 3 668 населенных пунктов и проживало 2,2 млн чел., загрязнена радионуклидами.

Глобальная техногенная и экологическая катастрофа XX столетия – авария на Чернобыльской АЭС привела к радиоактивному загрязнению почти 30% территории Республики Беларусь. Основные площади радиоактивного загрязнения земель приходятся на Гомельскую область, в том числе и на Ветковский, Добрушский, и Чечерский районы.

Особенно сильно пострадала от катастрофы на ЧАЭС сельскохозяйственная отрасль. В связи с радиоактивным загрязнением из сельскохозяйственного оборота было выведено 227,8 тыс. га сельскохозяйственных угодий, ликвидировано 54 колхоза и госхоза, закрыто 9 заводов перерабатывающей промышленности. Всего отселено из наиболее загрязненных территорий в другие районы страны более 135,0 тыс. человек из 471 населенного пункта.

Основные массивы сельскохозяйственных угодий, загрязненных $^{137}Cs$, сосредоточены в Гомельской (47,0% общей площади) и Могилевской (23,8%) областях. В Брестской, Гродненской и Минской области доля загрязненных земель невелика и составляет соответственно 6,5, 2,6 и 3,6%.

Загрязнение территории $^{90}Sr$ имеет более локальный характер. Загрязнение почвы радиостронцием с плотностью более 6 кБк/м$^2$ было обнаружено на 10% от общей площади страны. Максимальные уровни содержания в почве выявлены в границах 30-километровой зоны ЧАЭС, которые достигали величины 1798 кБк/м$^2$ в Хойникском районе Гомельской области.

Земли, загрязненные $^{90}Sr$, находятся в пределах зон загрязненных $^{137}Cs$, что затрудняет сельскохозяйственное производство.

Изучение продуктивности и удельной активности почвы и травяных кормов в пойме р. Сож проводили в 2013–2015 гг.

При выделении луговых ассоциаций использовали эколого-флористический подход Браун-Бланке [1], продуктивность определяли на пробных площадках 100 м$^2$, где закладывали учетные площадки размером 1х1 м$^2$ в 4-кратной повторности. Качество травяного корма определяли по Методическим указаниям по оценке качества и питательности кормов [2]. Определение содержания $^{137}Cs$ в растительных пробах производили на гамма-спектрометрах Tennelec-Oxford и Canberra-Packard. Массовую долю микроэлементов (железа, марганца, меди, цинка, кобальта, кадмия, свинца, хрома, никеля) в травяных кормах определяли методом ААС. Оценка степени радиоактивного загрязнения растений дана путем сопоставления полученных результатов с нормативными показателями РДУ-99 [3].

Анализ продуктивности луговых экосистем в пойме р. Сож Чечерского района (таблица 1) показал, что наибольшая продуктивность отмечалась в ассоциациях *Caricetum gracilis*, *Deschampsietum cespitosae* и *Poo – Festucetum pratensis*. Наименьшая продуктивность наблюдалась в ассоциации *Poetum angustifoliae*, *Agrostio vinealis – Calamagrostietum epigeios*. В первом укосе отчуждалось 65–80% от всего урожая зеленой массы. Внесение минеральных удобрений увеличивало продуктивность травостоя на 15–22%.

Плотность радиоактивного загрязнения данной территории составляет 110–514 кБк/м$^2$ или 2,9–13,9 Ки/км$^2$. Анализ удельной активности травостоя (табл. 2) показал, что получаемый корм этих угодий может быть пригоден для использования без ограничений, поскольку удельная активность цезия-137 в сене не достигает величины 1300 Бк/кг.

*Таблица 1. Продуктивность луговых экосистем в пойме р. Сож Чечерского района*

| Номер объекта, ассоциация | Продуктивность, ц/га сухой массы | | |
|---|---|---|---|
| | укос I | укос II | Всего |
| Естественный луг | | | |
| Объект 1. *Deschampsietum cespitosae* | 28,2/32,4 | 7,1/8,2 | 35,3/40,6 |
| Объект 2. *Poetum angustifoliae* | 15,317,9 | 5,9/7,7 | 21,2/25,6 |
| Объект 3. *Agrostio vinealis – Calamagrostietum epigeios* | 15,8/17,5 | 6,8/9,4 | 22,6/26,9 |
| Объект 4. *Caricetum gracilis* | 32,7/37,1 | 8,2/9,4 | 40,9/47,1 |
| Объект 5. *Poo – Festucetum pratensis* | 21,7/26,2 | 11,4/14,2 | 33,1/40,4 |
| $НСР_{0,5\ ц/га}$ | – | – | 1,6/1,7 |

*Таблица 2. Удельная активность $^{137}Cs$ почвы и травяных кормов луговых экосистем в пойме р. Сож Чечерского района*

| Номер объекта | Ассоциация | Удельная активность почвы, $^{137}Cs$, Бк/кг | Удельная активность травяных кормов, $^{137}Cs$, Бк/кг |
|---|---|---|---|
| 1 | *Deschampsietum cespitosae* | 227±35 | 26,7±3,3 |
| 2 | *Poetum angustifoliae* | 1411±215 | 122,1±16,5 |
| 3 | *Agrostio vinealis – Calamagrostietum epigeios* | 1211±185 | 98,6±11,2 |
| 4 | *Caricetum gracilis* | 1157±177 | 75,3±11,3 |
| 5 | *Poo – Festucetum pratensis* | 180±28 | 60,7±3,2 |
| 6 | Ежа сборная | 406±63 | 421,0±58 |
| 7 | Бобово-злаковая травосмесь | 447±67 | 30,5±6,1 |
| 8 | Ежа сборная | 1370±213 | 74,4±12,2 |
| 9 | Люцерна | 1903±291 | 55,9±7,5 |

*Таблица 3. Продуктивность луговых экосистем в пойме р. Ипуть Добрушского района*

| Номер объекта, ассоциация | Продуктивность,ц/га сухой массы | | |
|---|---|---|---|
| | укос I | укос II | Всего |
| Естественный луг | | | |
| Объект 1. *Caricetum gracilis* | 35,7/43,5 | 8,9/10,9 | 44,6/54,4 |
| Объект 2. *Agrostietum stoloniferae* | 20,1/23,1 | 8,6/11,3 | 28,7/34,4 |
| Объект 3. *Agrostio stoloniferae – Beckmannietum eruciformis* | 19,8/24,4 | 9,8/10,5 | 29,6/34,9 |

Примечание: в числителе указан вариант без удобрения, в знаменателе – с удобрением.

Анализ продуктивности луговых экосистем в пойме р. Ипуть Добрушского района (табл. 3) показал, что наибольшая продуктивность в обоих вариантах отмечена в ассоциации *Caricetum gracilis*, в двух других ассоциациях продуктивность практически была одинаковой. В первом укосе отчуждалось более половины зеленой массы. Внесение удобрений увеличило продуктивность на 17–22%.

Содержание радионуклидов в почве (таблица 4) находится в пределах 484–1629 Бк/кг или 131–440 кБк/м$^2$ (3,5–11,9 Ки/км$^2$). Содержание радионуклидов в почве сеяных лугов значительно меньше, чем на естественном луге и находится в пределах 64–602 Бк/кг или 17–162 кБк/м$^2$ (0,5–4,4 Ки/км$^2$).

Анализ удельной активности Cs$^{137}$ травяных кормов луговых экосистем в пойме р. Ипуть Добрушского района (табл. 4) показал, что в ассоциациях *Caricetum gracilis* и *Agrostietum stoloniferae* травяной корм не пригоден для скармливания сельскохозяйственных животных. В остальных ассоциациях и на сеяных лугах корм можно использовать без ограничений. Наибольший коэффициент накопления отмечен в ассоциациях *Agrostietum stoloniferae*, а также *Caricetum gracilis*. Минимальным накоплением цезия-137 характеризовались сеяные луга.

Анализ продуктивности луговых экосистем в пойме р. Сож Ветковского района (табл. 5) показал, что наибольшей продуктивностью отличались ассоциации *Agrostio stoloniferae – Beckmannietum eruciformis*, *Deschampsietum cespitosae*, *Caricetum gracilis*, *Junco-Dechampsictum cespitosae*, наименьшей продуктивностью – *Базальное сообщество Trifolium repens*. Внесение минеральных удобрений увеличило продуктивность на 15–22%. В первом укосе отчуждалось 80% зеленой массы.

Содержание радиоактивного цезия в почве (табл. 6) составило 517–3285 Бк/кг. При пересчете на плотность загрязнения эти значения составят соответственно 140–887 кБк/м$^2$ (3,7–24,0 Ки/км$^2$).

Результаты радиологического анализа (табл. 6) показали, что травяной корм сеяных лугов, а также полученный с естественных лугов в ассоциациях *Caricetum gracilis*, *Agrostio stoloniferae – Beckmannion eruciformis* можно использовать без ограничений, травяной корм трех ассоциаций: базального сообщества *Trifolium repens*, *Deschampsietum cespitosae* и *Deschampsio-Agrostietum tenuis* пригоден для получения молока с обязательной его переработкой в другие молочные продукты (сметана, масло). Травяной корм ассоциаций *Junco*

*Таблица 4. Удельная активность Cs$^{137}$ почвы и травяных кормов луговых экосистем в пойме р. Ипуть Добрушского района*

| Ассоциация | Удельная активность почвы, $^{137}$Cs, Бк/кг | Удельная активность травяных кормов, $^{137}$Cs, Бк/кг |
|---|---|---|
| *Caricetum gracilis* | 1629±254 | 2007±275 |
| *Agrostietum stoloniferae* | 484±75 | 1478±204 |
| *Agrostio stoloniferae – Beckmannietum eruciformis* | 1504±229 | 528±72 |
| Клевер луговой + ежа сборная | 602±93 | 114±11,3 |
| Люцерна + ежа сборная | 95±15 | 57,2±6,4 |
| Овсяница луговая + ежа сборная | 64±10 | 34,8±4,7 |

*Таблица 5. Продуктивность луговых экосистем в пойме р. Сож Ветковского района*

| Номер объекта, ассоциация | Продуктивность, ц/га сухой массы | | |
|---|---|---|---|
| | укос I | укос II | Всего |
| Объект 1. *Agrostio stoloniferae – Beckmannietum eruciformis* | 25,5/29,8 | 9,9/13,0 | 35,4/42,8 |
| Объект 2. *Junco compressi – Agrostietum stoloniferae* | 21,6/25,4 | 7,1/8,5 | 28,7/33,9 |
| Объект 3. *Базальное сообщество Trifolium repens* | 10,4/12,2 | 5,5/6,6 | 15,9/18,8 |
| Объект 4. *Deschampsietum cespitosae* | 27,5/33,2 | 8,2/10,4 | 35,7/43,6 |
| Объект 5. *Caricetum gracilis* | 38,9/45,6 | 9,7/11,5 | 48,6/57,1 |
| Объект 6. *Deschampsio-Agrostietum tenuis* | 21,5/26,3 | 7,2/8,8 | 28,7/35,1 |
| Объект 7. *Junco-Dechampsictum cespitosae* | 31,4/37,5 | 7,8/9,4 | 39,2/46,9 |
| $НСР_{0,5\ ц/га}$ | – | – | 2,1/2,2 |

*Таблица 6. Удельная активность $^{137}$Cs почвы и травяных кормов луговых экосистем в пойме р. Сож Ветковского района*

| Номер объекта | Ассоциация | Удельная активность почвы, $^{137}$Cs, Бк/кг | Удельная активность травяных кормов, $^{137}$Cs, Бк/кг |
|---|---|---|---|
| 1 | *Agrostio stoloniferae – Beckmannietum eruciformis* | 1087±148 | 3033±415 |
| 2 | *Junco compressi – Agrostietum stoloniferae* | 3488±477 | 3285±450 |
| 3 | *Базальное сообщество Trifolium repens* | 1503±244 | 1429±195 |
| 4 | *Deschampsietum cespitosae* | 1465±127 | 1223±183 |
| 5 | *Caricetum gracilis* | 408±56 | 988±105 |
| 6 | *Deschampsio-Agrostietum tenuis* | 1525±206 | 517±81 |
| 7 | *Junco-Dechampsictum cespitosae* | 1902±261 | 816±122 |
| 8 | Райграс пастбищный + ежа сборная | 30±3,8 | 1124±172 |
| 9 | Ежа сборная | 24±3,6 | 760±116 |
| 10 | Райграс пастбищный + клевер ползучий | 13,3±2,9 | 753±118 |

*compressi – Agrostietum stoloniferae* в связи с высокой удельной активностью не пригоден для кормления сельскохозяйственных животных.

Результаты исследований показали, что выявляются луговые сообщества, у которых удельная активность цезия-137 превышает республиканский допустимый уровень (РДУ-99), и этот травяной корм не пригоден для вскармливания сельскохозяйственным животным. У ряда других растительных сообществ травяной корм можно использовать животным, а полученную молочную продукцию перерабатывать на масло. Также встречаются растительные сообщества, которые по удельной активности травостоя отвечают нормам кормления сельскохозяйственных животных. Степень загрязнения травяных кормов зависит от загрязненности почвы. Следовательно, спустя более четверти века необходимо осуществлять радиологический контроль травяных кормов, получаемых в пойме р. Сож.

***Литература***


1. *Braun-Blanquet J. Pflanzensociologie. – Wien – New-York : Springer-Verlag, 1964. – 865 p.*
2. *Сычев В.Г., Лепешкин В.В. Методические указания по оценке качества и питательности кормов. – М. : ЦИНАО, 2002.*
3. *Рекомендации по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь на 2011–2015 гг. / В.С. Аверин и др. ; под. общ. ред. В.С. Аверина. – Гомель : Полеспечать, 2013. – 95 с.*


## РАДИОНУКЛИДЫ И ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ Р. ЕНИСЕЙ: ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И ХРОНОЛОГИЯ ИХ ПОСТУПЛЕНИЯ


Д.В. Дементьев, А.Я. Болсуновский, Р.В. Борисов, С.В. Косиненко

Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, dementyev@gmail.com


## RADIONUCLIDES AND HEAVY METALS IN BOTTOM SEDIMENTS OF THE YENISEI RIVER: SPATIAL DISTRIBUTION AND CHRONOLOGY OF THEIR ACCUMULATION


D.V. Dementyev, A.Ya. Bolsunovsky, R.V. Borisov, S.V. Kosinenko

Institute of Biophysics, SB RAS, Krasnoyarsk, Russia



For decades, the Yenisei River has received artificial radionuclides and heavy metals from the Mining-and-Chemical Combine (MCC) ROSATOM and industrial facilities of the city of Krasnoyarsk. Bottom sediments (BS) of the River accumulate radionuclides and heavy metals from water. Sediment layers located downstream of the MCC discharge point contain a wide range of artificial radionuclides: Eu isotopes, $^{137}Cs$, $^{60}Co$, and transuranium elements. The vertical distribution of radionuclides in bottom sediments is rather complex, with a number of extrema. Different radioisotope methods have been used to calculate sedimentation rates in several regions of the Yenisei River and date the maxima of radionuclide concentrations. In addition to artificial radionuclides, heavy metal concentrations have also been determined in the layers of sediments of the Yenisei River. For the metals studied, no significant concentration increases or consistent effects of industrial facilities on the chemical composition of bottom sediments have been revealed. In some parts of the River, Cd and Ni concentrations were higher than their threshold values, above which these metals may adversely affect the biota. Downstream of Krasnoyarsk, U and Th concentrations were increased. Thus, in some parts of the Yenisei River, aquatic organisms may be subjected to the joint adverse effects of contaminants, under increased concentrations of both radionuclides and heavy metals in bottom sediments.


Мониторинг содержания элементов в водных объектах вблизи городов и крупных промышленных предприятий является актуальной проблемой из-за постоянного ухудшения качества вод ввиду загрязнений их тяжелыми металлами (ТМ). Однако в реках с высокой скоростью течения показатели содержания металлов в воде не отражают полной картины загрязнения биоты и донных отложений (ДО) металлами [1]. Как правило, концентрации тяжелых металлов в воде ниже, чем в ДО, что во многом определяется их быстрым переходом из растворенного состояния во взвеси, обладающие высокой сорбционной способностью. Поэтому ДО в русле реки накапливают информацию о химических загрязнениях, присутствующих в воде [2, 3]. Енисей – одна из крупнейших рек мира – длительное время подвержена техногенному загрязнению, в том числе радиоактивному, в результате деятельности промышленных предприятий. Основным источником радиоактивного загрязнения реки являются сбросы Горно-химического комбината (ГХК) Росатома в г. Железногорск, производившего оружейный плутоний с 1958 года [4, 5]. Химическое загрязнение реки обусловлено промышленно-коммунальным комплексом г. Красноярска. После остановки последнего ядерного реактора на ГХК в апреле 2010 г. уровень радиоактивных сбросов в р. Енисей существенно снизился, однако в ДО реки за время работы ГХК накоплена значительная активность техногенных радионуклидов [5]. Таким образом, ДО реки Енисей в настоящий момент являются основным депо радионуклидов и тяжелых металлов, которые могут оказывать негативное влияние на гидробионтов реки. Целью работы является определение содержания тяжелых металлов и техногенных радионуклидов в донных отложений р. Енисей и оценка хронологии их поступления.

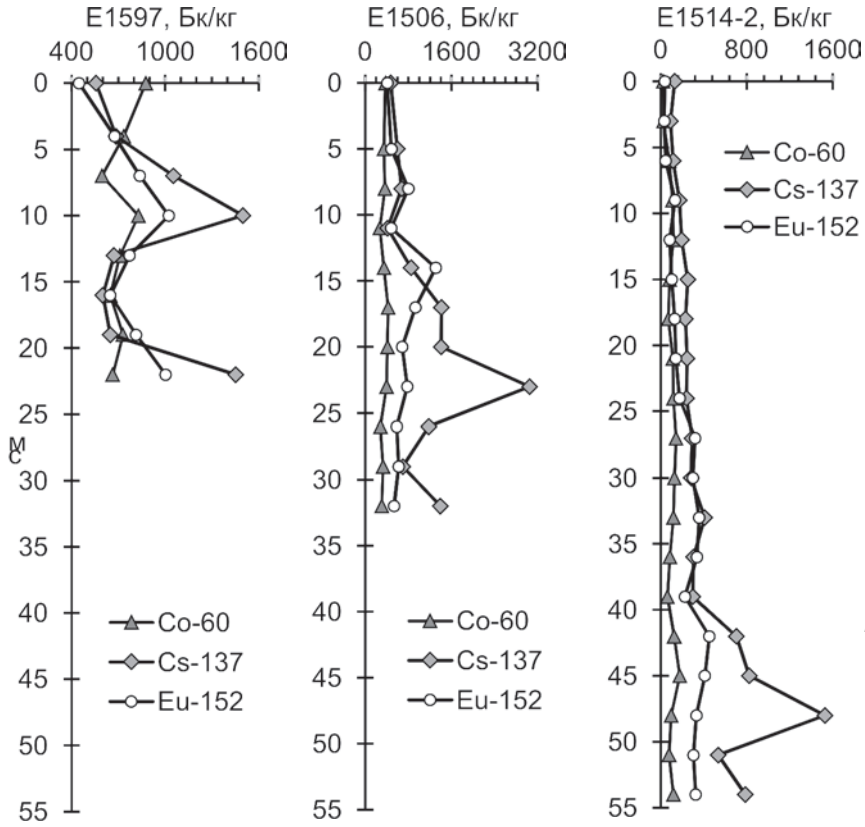



***Рис. 1.*** *Вертикальное распределение техногенных радионуклидов в кернах донных отложений вблизи с. Б. Балчуг в 1997, 2006 и 2014 гг.*

**Объекты и методы исследования.** Пробы донных отложений отбирали на участках р. Енисей: 1) вне зоны влияния промышленных предприятий, выше по течению г. Красноярска (20 км); 2) в зоне влияния промышленных стоков – от г. Красноярска до с. Есаулово (0–45 км по течению р. Енисей); 3) вблизи населенных пунктов с. Атаманово и с. Б. Балчуг (86–96 км) в зоне влияния сбросов ГХК; на значительном расстоянии вниз по течению (близ сел Каргино и Стрелка), в 320–330 км от Красноярска. В 2013 г. в ходе экспедиции были отобраны керны донных отложений в районе с. Бор (878–940 км вниз по течению р. Енисей).

Удельные активности γ-излучающих радионуклидов в образцах измеряли с помощью полупроводникового γ-спектрометра со сверхчистым германиевым детектором GX2320 (Canberra, США), спектры анализировали с помощью программного обеспечения Genie-2000 (Canberra, США). Общее содержание металлов в пробах определяли на атомно-абсорбционном спектрометре Квант 2А в аналитической лаборатории ИБФ СО РАН и инструментальным нейтронно-активационным анализом на исследовательском реакторе Национального исследовательского Томского политехнического университета (г. Томск).

**Техногенные радионуклиды в донных отложениях р. Енисей.** В ходе полевых работ были отобраны керны ДО выше по течению от ГХК возле с. Есаулово (45 км от Красноярска). В этих кернах, был зарегистрирован только один искусственный радионуклид – $^{137}$Cs, с максимальная активность 8 Бк/кг в нижних слоях ДО. Это содержание $^{137}$Cs можно принять в качестве фонового уровня радиоактивного загрязнения ДО в этой части Енисея, сформировавшегося в результате глобальных выпадений радионуклидов.

На участках р. Енисей, расположенных ниже по течению от ГХК, в слоях ДО, γ-спектрометрическими измерениями зарегистрированы техногенные радионуклиды, типичные для радиоактивных сбросов ГХК: изотопы Eu, $^{137}$Cs, $^{60}$Co и $^{241}$Am. Вертикальное распределение радионуклидов в кернах ДО является сложным и характеризуется несколькими минимумами и максимумами, обусловленными, как уровнем сбросов радионуклидов ГХК, так и гидрологическими условиями реки. В кернах ДО наблюдается вертикальное смещение вглубь максимумов удельной активности $^{137}$Cs на исследованных участках от 15 до 900 км вниз по течению от ГХК, а максимальная активность уменьшается на порядок. Также наблюдается смещение вниз максимумов активности техногенных радионуклидов со временем в пределах одного участка (рис. 1).

**Хронология поступления радионуклидов.** Скорости седиментации и возраст осадочных слоев на разных участках р. Енисей были определены с использованием различных подходов: метод неравновесного свинца и по соотношениям техногенных радионуклидов [6, 7]. Метод неравновесного свинца может быть использован только для кернов, в которых нет $^{152}$Eu, поскольку он излучает линию рентгеновского излучения, перекрывая энергию γ-излучения $^{210}$Pb. Поэтому, для определения скорости седиментации таких кернов, были использованы соотношения активностей техногенных радионуклидов: $^{137}$Cs/$^{60}$Co и $^{152}$Eu/$^{154}$Eu. Начальные значения этих

соотношений предполагаются постоянными, со временем они меняются в связи с различными периодами полураспада изотопов. На основе радионуклидных соотношений, были рассчитаны скорости седиментации кернов, отобранных ниже ГХК. Полученные значения скоростей находятся в диапазоне от 0,9 до 3,5 см/год. Скорости седиментации изменяются в связи с различными гидрологическими условиями на участках реки Енисей, а возле с. Стрелка значительное влияние оказывает впадение р. Ангары.

Полученные скорости седиментации были использованы для определения истории загрязнения донных отложений $^{137}$Cs. Наблюдаемые максимумы распределения $^{137}$Cs в кернах ДО с учетом ошибки определения скорости могут быть соотнесены с большими паводками на р. Енисей в 1988 и 2006 гг. Однако в кернах присутствуют максимумы $^{137}$Cs, которые нельзя отнести к паводкам. Самые высокие наводнения на р. Енисей за последние 60 лет произошли в 1966, 1988 и 2006 гг., также на ГХК происходили повышенные сбросы радионуклидов (в том числе $^{137}$Cs) в реку, но точные даты этих событий неизвестны, и наблюдаемые максимумы $^{137}$Cs могут быть свидетельствами этих событий. Река Енисей является уникальной экосистемой с ДО, которые содержат различные техногенные и природные радионуклиды, что позволяет датировать слои ДО с использованием различных методов и выявлять годы максимального поступления радионуклидов в прошлом (рис. 1).

**Тяжелые металлы в донных отложениях р. Енисей.** Исследование влияния промышленных предприятий на загрязнение ТМ донных отложений проводились в образцах, собранных на участке реки Енисей протяженностью более 100 км ниже по течению от города Красноярска. Было определено содержание 24 элементов. Распределение ТМ имеет неоднородный характер, когда в близлежащих точках значения могут отличаться в несколько раз, что не дает в полной мере оценить влияние деятельности промышленных предприятий. Концентрации Cd и Ni в некоторых точках близки, а иногда превышают, пороговые значения TEC (Threshold Effect Concentration) [8, 9], выше которых для биоты могут проявляться негативные эффекты. Отмечено повышение концентрации U, Th, Ce, Cs вниз по течению от Красноярска. Для исследованных металлов критических превышений, аномалий или явных закономерностей влияния промышленных предприятий на химический состав донных отложений не выявлено.

*Работа выполнена при поддержке гранта РНФ № 14-14-00076.*

***Литература***

1. *Оценка антропогенного загрязнения р. Енисей по содержанию металлов в основных компонентах экосистемы на участках, расположенных выше и ниже г. Красноярска / О.В. Анищенко, М.И. Гладышев, Е.С. Кравчук и др. // Журнал СФУ. Биология. – 2010. – Т. 3, № 1. – С. 82–98.*
2. *Кужина Г.Ш., Янтурин С.И. Исследование загрязнения тяжелыми металлами донных отложений верхнего течения р. Урал // Вестник ОГУ. – 2009. – № 6. – С. 582–584.*
3. *Гусева Н.В., Копылова Ю.Г., Солдатова Е.А. Подвижность химических элементов в системе вода–донные отложения // Известия Томского политехнического университета. – 2013. – Т. 323, № 1. – С. 45–51.*
4. *Radioactive contamination of the Yenisei River / S.M. Vakulovsky, I.I. Kryshev, A.I. Nikitin et al. // J. Environ. Radioactivity. – 1995. – Vol. 29. – P. 225–236.*
5. *Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River // Chem. Ecol. – 2010. – Vol. 26, No. 6. – P. 401–409.*
6. *Carroll J., Lerche I. Sedimentary Processes: Quantification using Radionuclides. – Elsevier, 2003.*
7. *Хронология формирования радиоактивно-загрязненных пойменных и донных отложений реки Енисей с помощью радиоактивных изотопов европия / З.Г. Гритченко, Ю.В. Кузнецов, В.К. Легин и др. // Радиохимия. – 2002. – Т. 44, № 2. – С. 185–190.*
8. *Burton Jr G.A. Sediment quality criteria in use around the world // Limnology. – 2002. – Vol. 3, Iss. 2. – P. 65–76.*
9. *MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. – 2000. – Vol. 39, Iss. 1. – P. 20–31.*

## В ПОИСКАХ ИНДИКАТОРОВ ВЛИЯНИЯ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ЯДЕРНОГО ПОЛИГОНА НА ПРИЛЕГАЮЩИЕ ТЕРРИТОРИИ

М.Т. Джамбаев, Н.В. Барановская, Л.В. Жорняк

Томский политехнический университет, Томск, Россия, merei-semei@mail.ru

## IN SEARCH OF THE IMPACT INDICATORS OF THE SEMIPALATINSK NUCLEAR TEST SITE IN THE SURROUNDING AREAS

M.T. Dzhambaev, N.V. Baranovskaya, L.V. Zhornyak

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

В статье представлены результаты комплексного изучения элементных составов компонентов внешней среды (почва, растение) продуктов питания (ткани животных, молоко) и биосубстратов человека (кровь, волосы) в зоне влияния бывшего Семипалатинского ядерного полигона. В исследуемых средах выявлены элементы – возможные индикаторы

присутствия радиоактивных осадков ядерных испытаний или химической нагрузки природных факторов воздействия.
***Ключевые слова:*** накопление химических элементов, геохимические ряды накопления, коэффициенты концентрации, почва, растение, ткани животных, молоко, кровь, волосы.

The article presents a comprehensive study of element composition of environmental components: soil, plants, biological substrates (blood, hair), and food (animal tissues, milk). Sampling was conducted in the impact zone of the former Semipalatinsk nuclear test site. The study identified chemical elements – possible indicators that point to the impact of anthropogenic (radioactive fallout from nuclear tests) or natural factors.

Высокий уровень аналитических исследований с использованием современной лабораторной техники дает возможность для более точного идентифицирования и определения зон воздействия техногенных или природных факторов на окружающую среду. Это становится особенно ценным в условиях оценки радиоэкологической обстановки территорий по следовым показателям радиационного воздействия по истечении длительного времени. При этом особенно важным является вопрос выявления индикаторов, указывающих на радиационное воздействие. Следует учитывать, что радиационное загрязнение прилегающей к ядерному полигону территории носит пятнистый характер, что создает необходимость проведения исследований на различных расстояниях и направлениях от источника [4, 6].

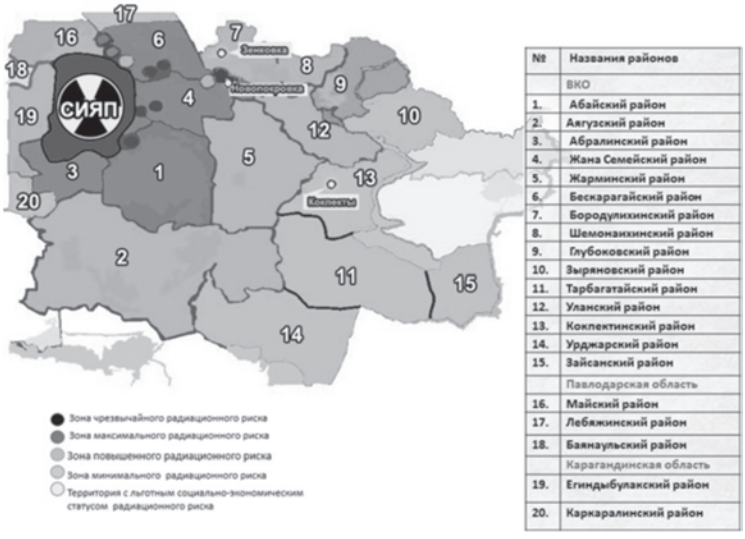
Часто при оценке геоэкологической ситуации территории в качестве объектов-индикаторов изменения состояния окружающей среды наряду с природными средами используют биосубстраты человека. При этом для объективной оценки рисков для человека от изменения состояния окружающей среды, а также для выявления наиболее индикаторных сред целесообразна одновременная съемка территории с отбором проб компонентов природной среды, продуктов питания и биосубстратов человека [1–3].

Целью работы является изучение индикаторных свойств компонентов окружающей среды (почва, растительность (полынь обыкновенная), солевые отложения (накипь), продукты питания (органы и ткани животных, молоко) и биосубстраты человека (кровь, волосы)), отобранных на территориях, прилегающих к Семипалатинскому ядерному полигону, посредством изучения в них уровней накопления химических элементов.

Исследования проводились на территории населенных пунктов: Новопокровка, Семипалатинская городская администрация; Зенковка, Бородулихинский район и Кокпекты, Кокпектинский район, Восточно-Казахстанская область Республики Казахстан. Данные территории отнесены к разным зонам радиационного риска, которые установлены в соответствии с законом Республики Казахстан от 1992 г. "О социальной защите граждан, пострадавших вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне" [7]. Следует отметить, что при разработке данного закона учитывался широкий спектр факторов, которые могли повлиять на уровень эффективной дозы облучения, например, рельеф местности, продолжительность времени отселения населения после проведения взрыва, сроки прибытия населения на постоянное проживание, преобладающее направление ветра, погодные условия в период проведения взрывов, виды проведенных взрывов и т.д. (рис. 1).

При проведении оценки геоэкологической ситуации на исследуемых территориях учитывались как природные, так и техногенные факторы воздействия, определяющие элементный состав компонентов окружающей среды. В природно-климатическом отношении район исследований (с. Новопокровка и с. Зенковка) расположен в сухостепной и степной природных зонах. Почвенный покров представлен темно-каштановыми почвами и черноземами. Около 30% территории региона покрыто лесами. В геологическом отношении район сложен породами ордовика, девона и карбона. Рудные месторождения расположены в породах девона. На данной территории выявлены участки с никеленосными корами выветривания серпентинитов, небольшие россыпи ильменита, пласты молодых углей, мелкие золоторудные точки, отдельные находки киновари, антимонита. Выявлено также наличие редких металлов. Здесь расположено Орловское месторождение меди, свинца и цинка.

Кокпектинский район в природно-климатическом отношении является уникальным районом. В нем соседствуют степной, пустынный и горно-таежный ландшафты. Геологическая характеристика Кокпектинской свиты по литологии и структурному положению представлена двумя подсвитами: 1) нижнекокпектинская (под-




| № | Названия районов |
|---|---|
| | ВКО |
| 1. | Абайский район |
| 2. | Аягузский район |
| 3. | Абралинский район |
| 4. | Жана Семейский район |
| 5. | Жарминский район |
| 6. | Бескарагайский район |
| 7. | Бородулихинский район |
| 8. | Шемонаихинский район |
| 9. | Глубоковский район |
| 10. | Зыряновский район |
| 11. | Тарбагатайский район |
| 12. | Уланский район |
| 13. | Кокпектинский район |
| 14. | Урджарский район |
| 15. | Зайсанский район |
| | Павлодарская область |
| 16. | Майский район |
| 17. | Лебяжинский район |
| 18. | Баянаульский район |
| | Карагандинская область |
| 19. | Егиндыбулакский район |
| 20. | Каркаралинский район |

***Рис. 1.*** *Схема зонирования территории, прилегающей к Семипалатинскому испытательному ядерному полигону (СИЯП) по уровню радиационного риска*

*Таблица 1. Геохимическая специфика исследуемых объектов в населенных пунктах по значениям коэффициентов концентраций*

| Нас. пункт | Геохимическая специфика сред | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | накипь | кровь | волосы | почва | полынь | ткани животных | молоко |
| с. Новопокровка | Sr1,7-U1,2-Lu1,2-Cr1,1-Na1,0-Nd1,0-Ca1,0<br>**СКК (28)=18,5**<br>**СКК (ККе≥1,5)=1,7** | Ca2,2-Yb2,2-Ta1,9-Ce1,8-Lu1,8-Ba1,8-Eu1,7-Sc1,6-Cs1,5-Hf1,3-Th1,2-Nd1,2-Na1,1-Sm1,1-Zn1,1-La1,1-Cr1,0-Br1,0-Fe1,0-Rb1,0<br>**СКК (28)= 31,2**<br>**СКК (ККе≥1,5)=14,3** | Sr1,7-U1,7-Fe1,4-Ca1,3-Zn1,3-Cs1,1-Ta1,1-Co1,1-Ba1,0<br>**СКК (28)=24,3**<br>**СКК (ККе≥1,5)=3,4** | Th1,2-Ta1,1-Hf1,1-Na1,1-Yb1,0-Ag1,0-La1,0-Ce1,0-Sm1,0-Rb1,0-Lu1,0-Tb1,0-U1,0-Eu1,0<br>**СКК (28)= 25,5**<br>**СКК (ККе≥1,5)=0** | Ag1,0<br>**СКК (28)= 11,0**<br>**СКК (ККе≥1,5)=1** | Hf1,3-Fe1,2-Na1,2-Au1,2-Sc1,1-Tb1,1-U1,1-Eu1,1-Ca1,1-Ag1,1-Ce1,1-Zn1,0-Th1,0-Co1,0-Cr1,0-Sr1,0-Ba1,0-Th1,0-Ca1,0-Sm1,0<br>**СКК (28)=28,0**<br>**СКК (ККе≥1,5)=0** | Ce1,3-Eu1,1-Sm1,1-Cs1,1-Ta1,1-Ag1,0<br>**СКК (28)=21,1**<br>**СКК (ККе≥1,5)=0** |
| с. Зенковка | Cs2,9-Co2,6-Th2,6-Yb2,6-Tb2,5-Ta2,4-Fe2,3-Sc2,3-Hf2,2-Sb2,1-La2,0-Rb2,0-As1,8-Ce1,7-Sm1,7-Cr1,5-Zn1,4-Eu1,4-Br1,1-Ba1,0<br>**СКК (28)=44,6**<br>**СКК (ККе≥1,5)=35,0** | U2,4-Au2,4-Sb2,1-Co2,1-Sr1,9-As1,4-Br1,2-Fe1,0-Cr1,0-Zn1,0<br>**СКК (28)= 30,8**<br>**СКК (ККе≥1,5)=13,2** | Sb1,7-Sm1,8-Nd1,7-Sc1,7-La1,6-Rb1,6-Lu1,6-Na1,5-Eu1,5-Ag1,5-Br1,3-Hf1,3-Co1,2-Yb1,2-As1,1-Ce1,0-Au1,0<br>**СКК (28)=33,0**<br>**СКК (ККе≥1,5)=16,4** | Ta1,2-Hf1,2-Cs1,2-Lu1,1-Sm1,1-Rb1,1-Th1,1-Tb1,1-Yb1,1-Cr1,1-La1,1-As1,1-Ce1,1-Eu1,1-Na1,1-Nd1,1-Cr1,0-Sc1,0-Ba1,0-Zn1,0-Fe1,0-Co1,0-Ag1,0-U1,0<br>**СКК (28)= 28,4**<br>**СКК (ККе≥1,5)=0** | U2,8-Br2,7-As2,5-Na2,3-Ba2,2-Sr2,1-Au2,1-Ca2,0-Zn2,0-Cs1,8-Sb1,7-Rb1,7-Th1,7-Co1,7-Sc1,7-Fe1,6-Hf1,6-Nd1,6-Lu1,6-Ta1,5-Cr1,5-Sm1,4-La1,2-Ag1,1-Ce1,0 Eu1,0<br>**СКК (28)=47,5**<br>**СКК (ККе≥1,5)=40,** | Cs1,7-Rb1,6-Sb1,4-Lu1,3-Br1,3-Ta1,2-Yb1,2-Nd1,2-As1,2-La1,2-Co1,0-Cr1,0-Sr1,0-Ba1,0-Th1,0-Ca1,0-Sm1,0<br>**СКК (28)=28,4**<br>**СКК (ККе≥1,5)=3,3** | La2,4-Sb2,1-Fe1,6-U1,4-Ta1,3-Co1,3-Cs1,2-Zn1,2-Yb1,1-Rb1,0<br>**СКК (28)=26,3**<br>**СКК (ККе≥1,5)=6,1** |
| с. Кокпекты | Lu1,4-Nd1,3-Sm1,3-Ca1,2-Na1,1-U1,1-Ba1,0-Br1,0<br>**СКК (28)= 18,2**<br>**СКК (ККе≥1,5)=0** | Tb1,9-Nd1,3-Ag1,3-Rb1,1-Na1,1-Sm1,1-Hf1,1-Th1,0-La1,0-Fe1,0-Cr1,0<br>**СКК (28)= 22,0**<br>**СКК (ККе≥1,5)=1,9** | Ag2,2-Cr2,0-Au1,9-Tb1,5-Hf1,2-Br1,1-Ba1,1-U1,1-Nd1,1-As1,1-Th1,1-Ta1,0<br>**СКК (28)=27,0**<br>**СКК (ККе≥1,5)=7,6** | Ca1,6-Br1,5-Sb1,5-Sr1,5-Zn1,4-Au1,4-Co1,2-As1,2-Ba1,1-Sc1,1-Fe1,1-U1,1-Cr1,0-Eu1,0-Ag1,0-Nd1,0-Tb1,0<br>**СКК (28)= 29,9**<br>**СКК (ККе≥1,5)=6,1** | Yb1,7-Tb1,7-Ta1,7-Lu1,6-Cr1,5-Sm1,5-Ce1,4-Fe1,4-Sc1,4-Th1,3-Eu1,3-Hf1,3-Nd1,3-Co1,2-Cs1,2-La1,2-Ba1,2-Sb1,2-Sr1,0-Ag1,0<br>**СКК (28)=33,2**<br>**СКК (ККе≥1,5)=9,7** | н.д. | Hf2,2-Sc1,8-Cr1,8-U1,7-Tb1,7-Ba1,6-Sr1,5-Sb1,5-Au1,5-Th1,5-Lu1,5-Yb1,4-Br1,4-As1,3-Na1,2-Rb1,2-Ca1,2-Ag1,1-Co1,1-Zn1,0-Fe1,0<br>**СКК (28)=35,8**<br>**СКК (ККе≥1,5)=18,3** |

Примечание: СКК (28) – сумма значений коэффициентов концентраций, рассчитанных относительно средних значений по выборке, в скобках указано количество элементов, принимаемых к расчету; КК – коэффициент концентрации.

свита песчаников), 2) верхнекокпектинская (подсвита углистых и глинистых алевролитов, мелко- и среднезернистых песчаников). Верхняя часть Кокпектинской свиты характеризуется полимиктовыми мелкозернистыми песчаниками и отпечатками флоры плохой сохранности [5]. Район имеет значительные запасы минерально-сырьевых ресурсов: полиметаллической руды, золота, сырья для кирпича, залежей кварца и полевошпатового сырья. Климат региона в целом резко континентальный с большой амплитудой суточных, сезонных и среднегодовых колебаний температуры воздуха.

В рамках выполняемой работы в каждом исследуемом населенном пункте было выбрано 10 жилых дворов, при этом, главным критерием был факт проживания респондентов на рассматриваемой территории не менее 10 лет. В каждом дворе по возможности отбирался весь комплекс исследуемых сред. В результате было отобрано 30 проб почвы, 26 проб полыни, 27 проб накипи, 30 проб крови, 27 проб волос, 16 проб тканей животных и 25 проб молока.

Для определения элементного состава исследуемых сред использовался инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА), который проводился на Томском исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т в аккредитованной лаборатории ядерно-геохимических методов исследования кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета (аналитики: А.Ф. Судыко, Л.В. Богутская). ИНАА позволил определить в составе исследуемых сред содержание 28 химических элементов. Полученные результаты были подвергнуты стандартной статистической обработке с помощью программы Statistica 10. Рассчитаны такие параметры как среднее арифметическое значение, стандартная ошибка среднего, стандартное отклонение, коэффициент вариации, медиана и мода содержания химических элементов в выборках.

По статистическим параметрам содержания химических элементов в составе почв в рассматриваемом ряде территорий выделяется населенный пункт Кокпекты, для почв которого свойственны сравнительно высокие значения содержаний таких элементов, как Ca, Fe, Co, As, Br, Sr, Ba, Au. По геохимическому ряду накапливаемых элементов, составленному по значениям их коэффициентов концентраций (КК), рассчитанных, относительно общего среднего по выборке для каждой исследуемой среды, также выделяется населенный пункт Кокпекты. Суммы значений КК элементов ≥1,5, а также суммарные показатели загрязнения элементами со значениями КК ≥1 в данном населенном пункте значительно выше, несмотря на сравнительно короткий ряд накапливаемых элементов в составе почвы. В почвах населенных пунктов Новопокровка и Зенковка отмечаются накопления таких радиоактивных элементов как Th, U, Cs, Кокпекты – Sr.

Аналогичным образом были проанализированы содержания химических элементов в полыни, солевых отложениях, продуктах питания и биосубстратах человека. В таблице 1 представлены геохимическая и биогеохимическая специфики исследуемых объектов на данной территории по содержанию различных химических элементов.

## Выводы

Уровни накопления химических элементов в природных средах и биосубстратах человека не одинаковы в зонах, характеризующихся различным уровнем радиационного риска.

Зоны с максимальным значением радиационного риска характеризуются меньшими значениями геохимических показателей и наоборот, что позволяет сделать вывод о необходимости районирования территорий с учетом радиохимического воздействия.

Живое вещество характеризуется значительно большей способностью к концентрированию химических элементов, что позволяет использовать его в качестве индикатора для биогеохимического районирования территории с выделением районов наиболее подверженных техногенному влиянию.

Для полыни, накипи и тканей животных, отобранных в селе Зенковка, относящейся к зоне повышенного радиационного риска, характерны самые широкие спектры элементов со сравнительно высокими их содержаниями.

В зоне минимального радиационного риска (с. Кокпекты) наблюдается тенденция более высоких уровней накопления химических элементов в составе проб почв и молока. В зоне максимального радиационного риска (с. Новопокровка) аналогичная тенденция наблюдается для проб крови человека.

Таким образом, выявлены геохимические и биогеохимические особенности накопления химических элементов в исследуемых компонентах природных сред и биосубстратов человека. По полученным результатам установлены условные ранги загрязнения исследуемых территорий, которые позволяют более комплексно подойти к оценке радиохимического воздействия СИЯП на прилегающую территорию.

***Литература***


1. *Барановская Н.В., Рихванов Л.П. Особенности геохимии техногенеза по данным изучения элементного состава живого вещества // Современные проблемы геохимии, геологии и поисков месторождений полезных ископаемых : материалы Международной научной конференции, посвященной 100-летию со дня рождения академика К.И. Лукашева, 14–16 марта 2007 г. – Минск, 2007. – С. 143–145.*
2. *Игнатова Т.Н. Элементный состав организма человека и его связь с факторами среды обитания : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск : ТПУ, 2010. – 22 с.*
3. *Игнатова Т.Н., Барановская Н.В., Рихванов Л.П. Естественные радиоактивные элементы в органах и тканях человека // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы 3 Международной конференции, г. Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск : STT, 2009. – С. 214–220.*
4. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии. – Томск : STT, 2009. – 430 с.*

5. *Сидоренко А.В. Геология СССР. Восточный Казахстан. – 12-е изд. – М. : Недра, 1967.*
6. *Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов. / колл. авторов под рук. проф. В.А. Логачева. – М. : Изд. АТ, 2002. – 639 с.*
7. *Закон Республики Казахстан от 18 декабря 1992 года № 1787-XII. О социальной защите граждан, пострадавших вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне.*

# ГОРНОРУДНАЯ ПРОМЫШЛЕННОСТЬ И ПРОБЛЕМА РЕАБИЛИТАЦИИ УРАНОВЫХ ОТХОДОВ В ГОРНЫХ УЧАСТКАХ (КИРГИЗИЯ)

Б.М. Дженбаев

Биолого-почвенный институт Национальной академии наук Киргизской Республики, Бишкек, Киргизия, kg.bek.bm@bk.ru

# MINING INDUSTRY AND THE PROBLEM OF REHABILITATION OF URANIUM WASTE IN THE MOUNTAIN AREAS (KYRGYZSTAN)

B.M. Dzhenbaev

Institute of Biology and Soil Sciences, NAS KR, Bishkek, Kyrgyzstan

В Киргизии главную горную экосистему составляют Тянь-Шань и сравнительно меньшая часть Памира. Горы не только хранители несметных богатств, но и являются главной экосистемой суши. В горах формируются водные ресурсы, питающие равнинные земли. Главные водные артерии Центральной Азии (Амударья, Сырдарья) формируются в горах Таджикистана и Киргизии и основным аккумулятором пресной воды являются горные ледники. Особенностью горной экосистемы является высокое биологическое разнообразие за счет вертикальной поясности, различий экологических условий на склонах разных экспозиций и их крутизны, пестроты геологических пород. Поскольку горы находятся в самых разных климатических поясах Земли, то в самом нижнем поясе, от подножия до 1000 м, сохраняется животный и растительный мир, типичный для данной зоны с геохимическими особенностями организмов. Развитие остальных горных экосистем зависит от высоты над уровнем моря. С повышением высоты уменьшается распространение растительного и животного мира и, естественно, меняются геохимические особенности [11, 13, 14].

Таким образом, горы последние крупные регионы, где сохраняются естественные ландшафты и используются в традиционном режиме (пастбища, скотоводство и др.), однако, добыча и транспортировка полезных ископаемых являются важнейшими факторами, угрожающими сохранению горных экосистем. В республике в основном хвостохранилища и отвалы расположены в горах и предгорных зонах, в районах населенных пунктов (городах), в сейсмически опасных горных участках, подверженных риску схода оползней и др. Горы Кыргызстана весьма богаты разными видами полезных ископаемых. По оценкам ученых геологов на территории Республики известно более 10 тыс. минеральных месторождений, из них 1000 считается перспективными. Горы богаты разнообразными полезными ископаемыми, которые добываются с давних времен и по настоящее время. Отходы горнорудной промышленности, содержащие не извлеченные токсичные химические элементы, складировались и продолжают складироваться на месте добычи в хвостхранилищах и отвалах. Наибольшую угрозу для людей и окружающей среды представляют захоронения отходов предприятий по добыче и переработке урановых руд, расположенных на севере и на юге республики. В настоящее время на территории нашей республики находится большое количество радиоактивных источников (около 1200). После развала СССР в Киргизии, в бесхозном состоянии оказалось 55 хвостохранилищ на площади 770 га, в которых заскладировано более 132 млн м$^3$ хвостов и 85 горных отвалов. Отходы, объемом 700 м$^3$, занимают площадь свыше 1500 га, в том числе 31 хвостохранилище и 25 отвалов – отходы уранового производства, объемом 51,83 млн м$^3$. По состоянию на 2014 г. их суммарная радиоактивность превышает 90 тыс. кюри (рис. 1).

В республике большинство хвостохранилищ и отвалов находятся в аварийном состоянии, подвергаются водной и ветровой эрозии и расположены в сейсмоопасных, оползнеопасных и селеопасных зонах. В случае их разрушения, вероятность чего высока, огромные территории, расположенные ниже, в долинах, где проживает большая часть населения, а также равнинные территории соседних государств, будут загрязнены веществами первого и второго класса химической опасности, в том числе радиоактивными элементами. Согласно прогнозным сценариям министерств чрезвычайных ситуаций Кыргызстана и Узбекистана, в случае разрушения урановых хвостохранилищ и отвалов, расположенных в окрестностях г. Майлуу-Суу, в зоне радиоактивного заражения окажется: 26 тыс.человек – на территории Кыргызстана; 2,4 млн чел. – в Узбекистане; 0,7 млн чел – в Таджикистане и 0,9 млн чел. в Казахстане [1, 6, 15].

В республике слабо изучено радиологическое воздействие бывших урановых производств на окружающую среду и население. Низкий уровень жизни населения, социальные и миграционные проблемы и т.д., вно-

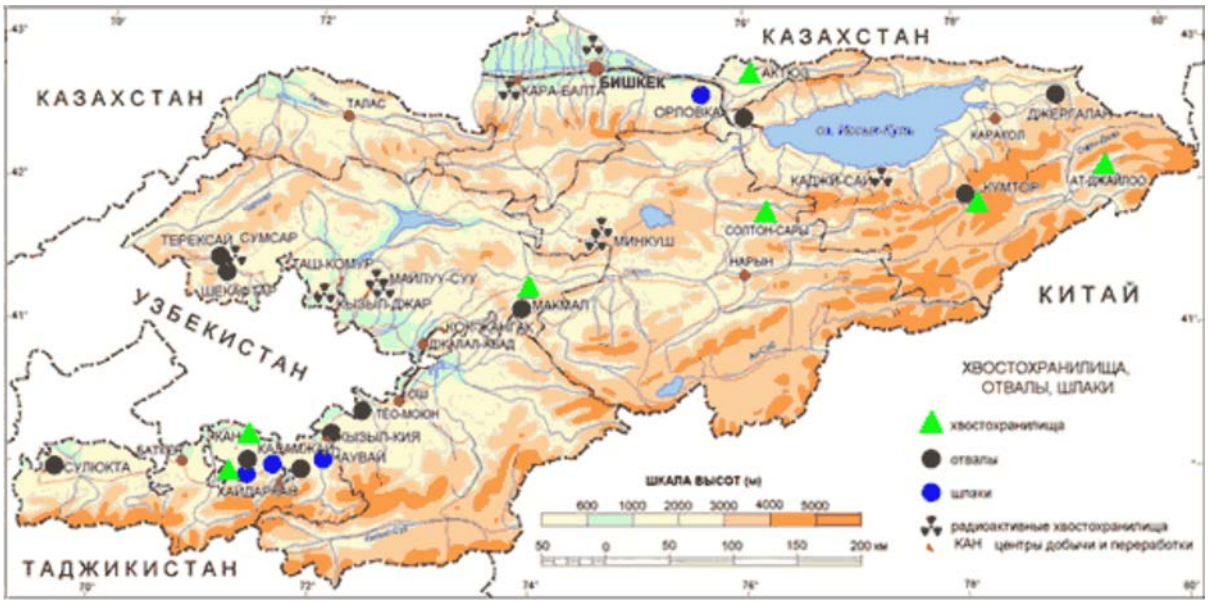



***Рис. 1.*** *Хвостохранилища, отвалы, шлаки и основные центры добычи и переработки полезных ископаемых Киргизии [15]*

сят свой вклад в общую неблагополучную социально-психологическую ситуацию в этих районах, включая угрозы и риски от радиации, а также другие потенциальные, т.е. физические риски. Радиоэкологические и биогеохимические исследования показали, что в республике содержание радионуклидов и микроэлементов в почвах, растениях и других объектах в провинциях и субрегионе, оконтуренных горными хребтами и в межгорных впадинах различно и имеет свои характерные особенности. Известно, что в горных районах республики распространены различные минеральные ресурсы (ртутно-сурьмяные, свинцовые, урановые, полиметаллические и др.). По результатам биогеохимических, радиобиогеохимических и геохимических исследований, выявлены растения, микроорганизмы и животные – концентраторы U, Th, Pb, Cu, Ni, Hg, Se, F и других химических элементов [7, 8, 12, 17, 18].

По оценкам ученых экологов, радиоэкологов, биогеохимиков, геологов, биологов и практиков большинство горных экосистем требуют самого щадящего режима использования или полного заповедования. Например, большая часть горных систем США, Швейцарии, ФРГ, Австрии, Италии и Испании превращена в национальные парки и заповедники. Целый ряд заповедников создан на горных территориях РФ (Кавказский, Сихотэ-Алинский, Саяно-Шушенский). В Киргизии в этом направлении за последние 25 лет есть положительные движения, например в 1991 г. было всего 3 заповедника и на 2015 г. 10 заповедников, а также существуют и другие формы заповедования (в целом занимают более 6% территории страны). В будущем в стране по проекту Государственного агентства охраны окружающей среды и лесного хозяйства увеличится площадь заповедников, национальных парков и др. форм в горных экосистемах до 10 и более процентов от площади республики [7, 10, 16].

## Заключение

Горные экосистемы отличаются повышенной уязвимостью и чувствительностью к антропогенным воздействиям, обусловленными высокими скоростями переноса вещества сверху вниз и высокой опасностью природных и техногенных катастроф. Именно биотическая компонента горных ландшафтов служит важнейшим стабилизирующим фактором, снижает риск возникновения бедствий и катастроф и дает возможность устойчивого развития этих регионов. Современная практика освоения горных территорий ведет к утрате биоразнообразия, разрушению биоты, эрозии почвенного покрова, дестабилизации горных экосистем и др. Основные угрозы для горных экосистем представляют факторы, преимущественно связанные с человеческой деятельностью. К ним относятся: изменение климата, добыча полезных ископаемых, развитие горнодобывающей промышленности; разрушительные способы лесопользования, нерациональное сельское хозяйство, перевыпас скота; чрезмерная эксплуатация промысловых видов, в первую очередь, млекопитающих, также инвазия широко распространенных видов в горы и усиление неорганизованного туризма.

В настоящее время истощаются привычные виды полезных ископаемых, как рудных, так и нерудных. И мы видим глобальную задачу науки в том, чтобы изыскать технологии, способные производить необходимый промышленный продукт из нетрадиционного сырья, причем как природного, так и вторичного. Тем более что вторичное сырье, нередко является отходами, которые требуют переработки, чтобы они не загрязняли природную среду. Поэтому, второй принцип научных изысканий можно сформулировать как поиск системных комплексных технологий добычи, производства и переработки имеющихся ресурсов, в какой бы форме они ни были, в продукты, необходимые для хозяйственно-экономичес-

кого развития регионов, в том числе и горных. Другими словами, как сконцентрировать рассеянные деятельностью человека ресурсы и как рассеять сконцентрированные отходы его деятельности.

Таким образом, основное направление деятельности (стратегия и план действий), обеспечивающее устойчивое развитие горных территорий Республики, должно быть направлено на сохранение и рациональное использование ресурсов, биологического и ландшафтного разнообразия в целях устойчивого социально-экономического развития Киргизской Республики. Важнейший аспект охраны природных экосистем – разработка эколого-биологических основ рационального использования естественной экосистемы. Планирование мероприятий по приведению объектов уранового наследия в хвостохранилищах и отвалах в безопасное состояние должно включать рассмотрение не только стратегию стабилизации (консервации) или другие альтернативные долговременные мониторинговые пути решения проблемы, а также проведение социальных мер по дезактивации и обустройству, социальной перспективы и др.

***Литература***


1. *Айтматов И.Т., Торгоев И.А., Алешин Ю.Г. Геоэкологические проблемы в горнопромышленном комплексе Кыргызстана // Наука и новые технологии. – 1997. – № 1. – С. 57–65.*
2. *Бакиров А. Минеральные богатства Кыргызстана // Наука и новые технологии. – 1997. – № 4. – С. 52–60.*
3. *Боконбаев К.Ж. Проблемы экологии высокогорных регионов (на примере Кыргызского Тянь-Шаня) // Наука и новые технологии. – 1997. – № 4. – С. 126–128.*
4. *Горный саммит [Электронный ресурс]. – Бишкек, 2002. – URL: www.globalmountainsummit.org.*
5. *Доклад ООН Комиссии по окружающей среде, сельскому хозяйству, местным и региональным вопросам (Ассамблея 20 июня 2005 года, 17-е заседание).*
6. *Дженбаев Б.М., Калдыбаев Б.К., Жолболдиев Б.Т. Проблемы радиоэкологии и радиационной безопасности бывших урановых производств в Кыргызстане // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2013. – Т. 53, № 4. – С. 428–431.*
7. *Дженбаев Б.М., Мурсалиев А.М. Биогеохимия природных и техногенных экосистем Кыргызстана. – Б. : Илим, 2012. – 404 с.*
8. *Ермаков В.В. Геохимическая экология как следствие системного изучения биосферы // Тр. биогеохим. лаб. – М. : Наука, 1998. – Т. 23. – С. 152–183.*
9. *Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины / В.В. Ковальский, И.Е. Воротницкая, В.С. Лекарев и др. // Труды Биогеохимической лаборатории. –М. : Наука, 1968. – [Т.] 12. – С. 25–53.*
10. *Котляков В.М. Избранные сочинения. – М. : Наука, 2001. – Кн. 3. География в меняющемся мире. – 411 с.*
11. *Мамытов А.М. Почвенные ресурсы и вопросы земельного кадастра Кыргызской Республики. – Бишкек : Кыргызстан, 1996. – 240 с.*
12. *Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). СП 2.6.1.799-99.*
13. *Проблема горной отрасли в Кыргызской Республике. – 2012. – 192 с.*
14. *Современное состояние и перспективы развития горно-геологической отрасли. – Бишкек, 2013. – 213 с.*
15. *Торгоев И.А, Алешин Ю.Г. Геоэкология и отходы горнопромышленного комплекса Кыргызстана. – Бишкек : Илим, 2009. – 240 с.*
16. *Radioecological Assessment of the Uranium Tailings in Tuyuk-Suu (Kyrgyzstan) / B.M. Djenbaev, B.T. Zholbolduev, T.N. Zhumaliev et al. // Journal of Geological Resource and Engineering.–- 2015. - Vol. 3, No. 2. – P. 89–97.*
17. *Djenbaev B.M., Kaldybaev B.K., Zholboldiev B.T. Radioactive waste. – 2012. – 502 p.*
18. *Monitoring and remediation of the legacy sites of uranium mining in Central Asia / A. Jakubick, M. Kurylchyk, O. Voitsekhovic et al. // Uranium, Mining and Hydrogeology. – 2008. – P. 389–405.*


## РАЗРАБОТКА ПРОГРАММНОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ ДЛЯ ОЦЕНКИ АКТИВНОСТИ И НУКЛИДНОГО СОСТАВА ТВС ТИПА ИРТ-3М ВО ВРЕМЯ ХРАНЕНИЯ


С.К. Дмитриев, М.Н. Аникин, И.И. Лебедев, О.К. Колесова

Томский политехнический университет, г. Томск, Россия, dmitriev@sibmail.com


## DEVELOPMENT OF SOFTWARE FOR THE EVALUATING OF ACTIVITY AND NUCLIDE COMPOSITION FOR IRT-3M TYPE FUEL ASSEMBLIES DURING STORAGE


S.K. Dmitriev, M.N. Anikin, I.I. Lebedev, O.K. Kolesova

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia



Analytical dependencies were obtained for spent fuel assembly. Using these dependencies allow calculate nuclide composition depending on the burnout and the activity of fuel assembly depending on the storage time. Using the obtained results mathematical model was developed, and based on the model program was developed. This program calculates the activity of FA at any time considering time and mode of operation. The resulting computational model showed high agreement with the experimental data, and this, in turn, allows for further research activity of the irradiated fuel assembly at the stage of storage and recycling.

### Исследовательский реактор ИРТ-Т

Реактор ИРТ-Т является исследовательским реактором бассейнового типа с использованием воды в качестве замедлителя, теплоносителя и верхней биологической защиты. Он является источником нейтронного и гамма излучения и предназначен для проведения научно-исследовательских работ по физике твердого тела, нейтронно-активационному анализу элементного состава веществ, производству радионуклидов, легированию кремния, нейтронной радиографии и других работ, связанных с использованием реакторного излучения. Реактор имеет водно-бериллиевый замедлитель и отражатель [2].

В активной зоне реактора используются тепловыделяющие сборки (ТВС) типа ИРТ-3М – восьмитрубные и шеститрубные. В таблице 1 приведены характеристики ТВС реактора ИРТ-Т.

### Определение концентраций нуклидов в ТВС ИРТ-3М во время эксплуатации

В настоящее время вопрос об изменении нуклидного состава ядерного топлива в тепловыделяющих сборках ядерных реакторов по-прежнему остается актуальным. Во время работы ядерного реактора в тепловыделяющих элементах образуется огромное количество нуклидов, являющихся источниками ионизирующего излучения. Таким образом, зная нуклидный состав топлива, задача определения радиационных характеристик облученного ядерного топлива становится легко выполнимой.

Основными параметрами, характеризующими облученные тепловыделяющие сборки (ОТВС) являются начальное количество ядерного топлива, энерговыработка ТВС, а также время выдержки после извлечения сборки из активной зоны. Таким образом для создания математической модели для определения активности ОТВС в любой момент времени в качестве входных данных используется значение концентраций нуклидов, образующихся в ядерном топливе, а также время хранения сборок.

В настоящей работе для расчета концентраций нуклидов, образующихся в ТВС типа ИРТ-3М при выгорании, использовалась высокодетализированная модель ТВС, применяемая в верифицированной полномасштабной модели реактора ИРТ-Т разработанной в прецизионной программе MCU-PTR с библиотекой оцененных ядерных данных MDBPT50 [5]. В расчетах применялась кусочно-постоянная интерполяция сечений взаимодействия нуклидов и плотности потока нейтронов.

Были получены значения концентраций нуклидов, содержащихся в ядерном топливе при его выгорании, через каждые 50 эффективных суток работы ректора ИРТ-Т для 8-трубной и 6-трубной ТВС, что обеспечивает оптимальное соотношение точности и времени расчета [4]. Первоначально были выбраны те нуклиды, вклад которых в гамма-фон от облученной ТВС реактора ВВЭР-1000 при времени выдержки 3 года и глубине выгорания 40,5 (МВт·сут)/кгU составлял суммарно более 90% [1]. Перечень нуклидов указан в таблице 2.

На основе данных приведенных в таблице 2 и оценки характеристик топлива реактора ИРТ-Т, а также его режимов работы был выбран ряд нуклидов, определяющих активность отработавшей сборки ИРТ-3М во временном интервале от времени выгрузки ТВС из активной зоны до 100 лет хранения.

Поскольку при эксплуатации ТВС основным параметром, определяющим текущее состояние сборки, является глубина выгорания топлива, измеряемая в процентах от начальной загрузки $U^{235}$ и рассчитываемая исходя из энерговыработки в текущей кампании реактора, то для каждого нуклида была получена аналитическая зависимость концентрации от глубины выгорания $U^{235}$ [6,7]. По полученным зависимостям были построены функции изменения концентрации каждого нуклида в ТВС. На рисунках 1–3 приведены зависимости, характеристический вид которых соответствует рассматриваемым нуклидам (для 8-трубной ТВС).

Таким образом, применяя полученные аналитические зависимости, можно точно определить значения

*Таблица 2. Вклад различных изотопов в источник гамма-квантов*

| Изотоп | Доля, % |
|---|---|
| $Sr^{90}$ | 2,04 |
| $Y^{90}$ | 12,52 |
| $Rh^{106}$ | 20,57 |
| $Sb^{125}$ | 1,70 |
| $Cs^{134}$ | 21,54 |
| $Ba^{137m}$ | 14,80 |
| $Ce^{144}$ | 4,18 |
| $Pr^{144}$ | 11,38 |
| $Eu^{154}$ | 1,78 |
| Всего | 90,49 |

*Таблица 1. Характеристики ТВС ИРТ-Т*

| Параметр | Значение |
|---|---|
| Количество твэлов в ТВС, шт. | 8 (6) |
| Тип твэла | трехслойный, дисперсионный |
| Толщина стенки твэла, мм | 1,4 |
| Обогащение топлива по U-235, % | 90 |
| Содержание U-235 в ТВС, г | 300 (264) |
| Концентрация U-235 в активной зоне, г/л | 101 (89) |
| Количество U-235, приходящегося на единицу площади поверхности теплообмена, г/м$^2$ | 192 |
| Поверхность теплоотдачи ТВС, м$^2$ | 1,56 (1,37) |

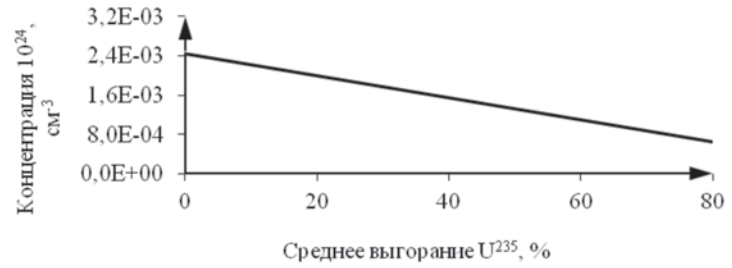



***Рис. 1.*** *Зависимость концентрации $U^{235}$ от глубины выгорания (линейное изменение)*

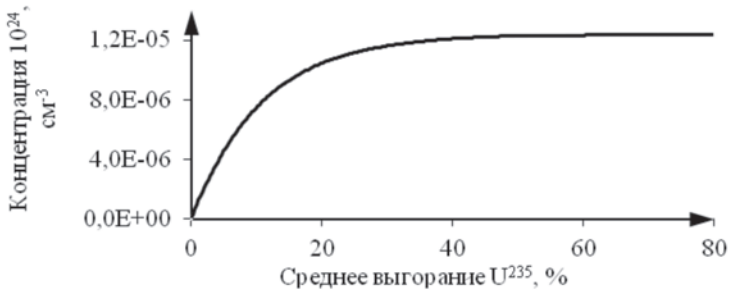



***Рис. 2.*** *Зависимость концентрации $Y^{91}$ ТВС от глубины выгорания (логарифмическое изменение)*

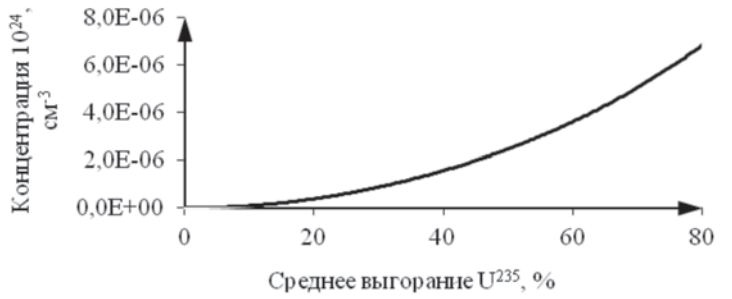



***Рис. 3.*** *Зависимость концентрации $Cs^{134}$ ТВС от глубины выгорания (экспоненциальное изменение)*

концентраций рассматриваемых нуклидов на момент выгрузки ОТВС из реактора в зависимости от достигнутой глубины выгорания конкретной тепловыделяющей сборки.

Математическая модель расчета концентраций нуклидов в ТВС ИРТ-3М во время хранения

В настоящей работе, при расчете концентраций нуклидов в сборке во время хранения, были использованы соотношения на основе закона сложного радиоактивного распада, который имеет вид:

$$\begin{cases} \dfrac{dN_1(t)}{dt} = -\lambda_1 N_1(t), \\ \dfrac{dN_2(t)}{dt} = \lambda_1 N_1(t) - \lambda_2 N_2(t), \\ \dfrac{dN_i(t)}{dt} = -\lambda_{i-1} N_{i-1}(t) - \lambda_i N_i(t), \end{cases} \quad (1)$$

где $N_i(t)$ – концентрация i-го нуклида в момент времени t, см$^{-3}$; $\lambda_i$ – постоянная распада i-го нуклида, с$^{-1}$.

Используя численные многошаговые методы решения дифференциальных уравнений, соотношение (1) можно привести к виду:

$$N_i^k = [\lambda_{i-1} N_{i-1}^{k-1} - \lambda_i N_i^{k-1}] \cdot \Delta t + N_i^{k-1}, \quad (2)$$

где D$t$ – временной шаг расчета, с; $k$ – номер итерации.

Соотношение (2) использовалось для расчета концентраций каждого нуклида в ОТВС ИРТ-3М, с временным шагом $\Delta t$ =60 с, что обеспечивает высокую точность и оптимальное время расчета. Полученные значения концентраций с помощью соотношения (2) сравнивались с расчетными значениями, полученными с помощью прецизионной программы MCU-PTR. При учете всех нуклидов, период полураспада которых сопоставим с временным шагом расчет, в каждой цепочке распада, численные многошаговые методы дают высокую точность расчета, с погрешностью не более 1,5%.

### Расчет активности ОТВС ИРТ-3М

Активность смеси радиоактивных изотопов является интегральной характеристикой и численно равна количеству распадов, которые происходят в смеси в единицу времени. При данном определении активности ОТВС, как правило, учитываются только альфа-, бета-распады, а также распады метастабильных изотопов, которые часто происходят путем испускания гамма-кванта. Испускание гамма-квантов в процессе бета-распада не рассматривается как распадный процесс [3]. В течение первых 100 лет хранения после остановки ре-

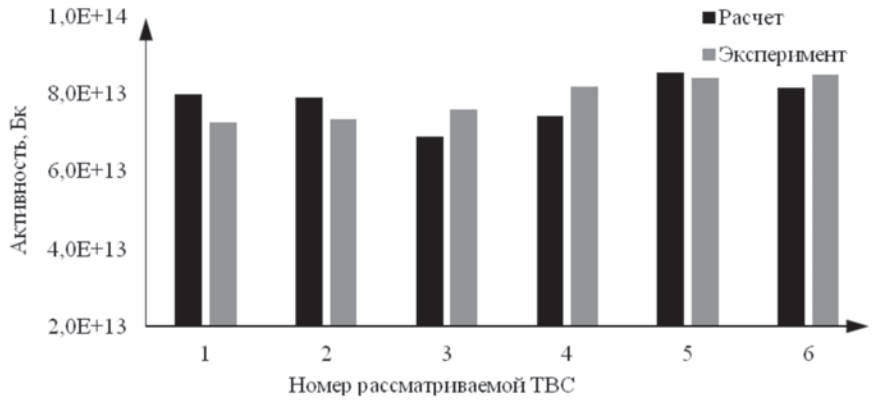



***Рис. 4.*** *Сравнение расчетных и экспериментальных значений активности некоторых 8-трубных ТВС ИРТ-3М*

актора активность практически полностью определяется бета-распадами продуктов деления, которые вносят определяющий вклад в энерговыделение и создают значительный гамма-фон вокруг отработавших сборок. Для расчета активности ОТВС используется хорошо известная формула:

$$A(t) = \sum_{i=1}^{I} \lambda_i \cdot N_i^{\Sigma}(t), \qquad (3)$$

где $N_i^y(t)$ – количество ядер i-го элемента в ОТВС.

Из формулы (3) видно, что помимо постоянной распада и концентрации каждого нуклида, для расчета активности ОТВС необходимо знать общее количество ядер каждого нуклида в сборке. В свою очередь общее количество ядер каждого нуклида для 6- и 8-трубной ТВС ИРТ-3М при одном режиме эксплуатации будет различным, что обусловлено разным содержанием $U^{235}$ в сборке, а также различием в геометрии сборок. Таким образом, для расчета суммарного количества ядер в сборке использовалась формула:

$$N_i^y(t) = N_i(t) \cdot V, \qquad (4)$$

где $V$" суммарный объем топливного сердечника в ТВС, $см^3$.

Для 6- и 8-трубной ТВС ИРТ-3М значения суммарного объема тепловыделяющих элементов равны 305 и 345 $см^3$ соответственно.

По описанной математической модели была написана программа, позволяющая определять концентрации, содержание ядер в ТВС и активность рассматриваемых в настоящей работе нуклидов, а, следовательно, с большой точностью активность ОТВС ИРТ-3М в любой момент времени хранения, с учетом времени и режимов эксплуатации тепловыделяющей сборки. Полученная расчетная модель показала высокое соответствие с экспериментальными данными. Сравнение некоторых ОТВС представлено на рисунке 4.

## Заключение

В ходе выполнения работы были получены аналитические зависимости изменения концентраций нуклидов, образующихся в ТВС в процессе выгорания топлива. Полученные зависимости использовались в качестве входных данных для моделирования процесса радиоактивного распада нуклидов, оказывающих существенный вклад активность и гамма-фон ОТВС.

Таким образом, была создана модель для расчета концентраций и активности нуклидов, оказывающих существенный вклад в гамма-фон и активность ОТВС ИРТ-3М, с учетом режима эксплуатации ядерной установки, глубины выгорания ядерного топлива, а также времени хранения облученной тепловыделяющей сборки.

На основе разработанной модели, была написана программа, которая производит расчет 6-ти и 8-ми трубной ТВС ИРТ-3М. Созданная расчетная модель показала высокое соответствие с экспериментальными данными, а это, в свою очередь, позволяет производить дальнейшие исследования активности облученной тепловыделяющей сборки на этапе хранения и утилизации.

***Литература***

1. *Бекман И.Н. Ядерная индустрия : курс лекций. – М., 2005. – 870 с.*
2. *Исследовательский ядерный реактор ИРТ-Т / В.А. Варлачев, Г.Г. Глухов, В.С. Скуридин и др. ; Томский политехнический университет. – 2011.*
3. *Обращение с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами в атомной энергетике / Н.Н. Давиденко, К.В. Куценко, Г.В. Тихомиров, А.А. Лаврухин. – НИЯУ МИФИ, 2007.*
4. *Кинетика изменения нуклидного состава топлива в тепловыделяющих сборках реактора ИРТ-Т / С.К. Дмитриев, А.С. Бусыгин, И.И. Лебедев и др.; Томский политехнический университет. – 2015.*
5. *Alekseev N.I., Gomin E.A. MCU-PTR program for high-precision calculations of pool and tank type research reactors // Atomic En. – 2011. – [Vol.] 109/3. – P. 149–158.*
6. *Feasibility study of using new fuel composition in IRT-T research reactor / A.G. Naymushin et al. // Advanced Materials Research. – 2015. – [Vol.] 1084. – C. 306–308.*
7. *Thermal analysis of IRT-T reactor fuel elements / A.G. Naymushin et al. // IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. – 2015. – Vol. 93: Modern Technique and Technologies (MTT'2015).*

# УРАН ВОСТОЧНОЙ ОКРАИНЫ ЗАПАДНО-СИБИРСКОЙ ПЛИТЫ, ИЛИ КАК ПРЕОДОЛЕТЬ УРАНОВЫЙ КРИЗИС

В.А. Домаренко[1], Е.А. Воробьёв[2], Ю.Б. Миронов[3], Е.В. Перегудина[1]

[1]Томский политехнический университет, г. Томск, viktor_domarenko@mail.ru
[2]ГФУГП "Урангео", г. Москва, vorobjev@urangeo.ru
[3]ФГУП ВСЕГЕИ, yuri_mironov@vsegei.ru

# URANIUM IN THE EASTERN MARGIN OF WESTERN SIBERIAN PLATE, OR HOW TO OVERCOME CRISIS OF URANIUM

V.A. Domarenko[1], E.A.Vorobyev[2], Yu.B. Mironov[3], E.V. Peregudina[1]

[1]Tomsk Polytechnic University, Tomsk
[2]Federal state unitary geological enterprise "Urangeo", Moscow
[3]Federal state unitary enterprise "A.P. Karpinsky Russian Geological Research Institute" (VSEGEI)

Теоретические построения [5], свидетельствующие о катагенно-осадочном, эксфильтрационном происхождении железных руд Западно-Сибирского бассейна являются дополнительным фактором принципиальной возможности глубинного происхождения не только радиоактивных металлов. но и ванадия, марганца, благородных металлов и железа.

Theoretical constructions [5], which provide evidence of catagenic-aqueous, exfiltration origin of ores of Western Siberian basin, are an additional attribute of principal opportunity for deep-seated origin of not only radioactive metals, but also of vanadium, manganese, noble metals and ferrum.

Со времен СССР отечественная урановая минерально-сырьевая база продолжает оставаться TERRA INCOGNITA как для геологических кругов России, так и, к сожалению, для тех, кто определяет сырьевую стратегию страны. Между тем, уран исключен из списка стратегических видов полезных ископаемых по Постановлению Правительства Российской Федерации от 2 апреля 2002 г. №210. Очевидно, наше Правительство считает, что ресурсы урана в России несметны и никаких проблем с ними не предвидится. Эта идея даже заложена в "Энергетическую стратегию России на период до 2030 года". Реальность далека от столь радужной картины. Попытаемся оценить ее с глобальных позиций.

Для общемирового оборота ядерного топлива в последнее десятилетие характерен резкий дефицит производства природного урана, покрываемый из складских запасов и вторичных источников. Мировое потребление урана постоянно растет, с 1993 по 2002 гг. оно увеличилось с 50 до 67 тыс. т в год (на 34%). А производство урана за счет его добычи из недр в этот период оставалось на уровне 32–35 тыс. т. в год.

Дефицит производства урана в течение всех этих лет покрывался, в основном, за счет складских запасов и экспорта из стран СНГ и, в первую очередь, – из России. Неконтролируемый экспорт урана из России являлся, по-видимому, одной из главных причин, определяющих парадоксально низкий уровень мировых цен на уран, опустившихся в 1998 г. до 22,75 долл./кг. В настоящее время мировая рыночная конъюнктура находится на переломе, обусловленным тем очевидным обстоятельством, что к 2020 г. существенно истощатся разведанные запасы урана в главных странах-продуцентах – Канаде и Австралии. Чуткий барометр мировых цен уже почувствовал надвигающееся сырьевое "ненастье" – с 2003 г. цены медленно поползли вверх.

Россия ощутит сырьевой урановый кризис гораздо раньше 2020 г., т.к. в ближайшие 7–8 лет она превратится из экспортера природного урана в его импортера.

Годовая потребность России в уране, с учетом выполнения международных обязательств по обеспечению топливом АЭС, построенных за рубежом по российским проектам, составляет около 15 тыс. т в год. Годовое производство урана составляет только около 3 тыс. т в год. Оно обеспечивается единственным урандобывающим предприятием – АООТ "Приаргунское производственное горно-химическое объединение" (АООТ "ППГХО") в Читинской области. Около 70% потребности страны в природном уране удовлетворяется за счет складских резервов, созданных в бывшем Советском Союзе. Исчерпание этих резервов следует ожидать к 2010 г.

Возможности роста мощностей урандобывающей промышленности в перспективе до 2020 г. и далее остаются крайне ограниченными. АООТ "ППГХО" работает на пределе своих возможностей и на неуклонно ухудшающейся минерально-сырьевой базе. Промышленность может задействовать в указанный период не более двух новых добывающих предприятий на основе технологии СПВ (скважинного подземного выщелачивания) с общей годовой производительностью не выше 1000–1500 т урана на базе ранее открытых некрупных месторождений т.н. "палеодолинного типа" в Курганской области и Республике Бурятии. Этот прирост добычи урана не может изменить общую крайне негативную многолетнюю тенденцию с обеспеченностью сырьем отечественных АЭС, не говоря уже об экспортных возможностях страны [1].

Упомянутая "Энергетическая стратегия России на период до 2020 года", одобренная Правительством РФ в мае 2003 г., не сбалансирована с состоянием собственной урановой минерально-сырьевой базы. Сегодня в России эксплуатируется 30 ядерных энергоблоков на 10 АЭС с общей установленной мощностью более 22 ГВт,

выработавших в 2002 г. 141,3 млрд кВт/ч (16% от общего производства электроэнергии в России). В последние годы, начиная с 1998 г., весь прирост выработки электроэнергии в стране (около 8 млрд кВт/ч ежегодно) обеспечивает атомная энергетика. "Энергетической стратегией..." предусматривается до 2011 г. завершить строительство и ввести в действие 6 новых энергоблоков с установленной мощностью 6 ГВт, а к 2020 г. – удвоить установленные мощности АЭС с достижением производства электроэнергии 300 млрд кВт/ч (23% от общего производства электроэнергии). Планируется также развитие производства тепловой энергии от атомных энергоисточников до 30 млн Гкал/год. "Громадье" этих планов опирается на ошибочное представление о том, что природные кладовые урана полны, запасы урана в них разложены по полочкам и занесены в амбарные книги.

Крупнейшие в мире запасы урана в недрах, разведанные в СССР, с распадом державы оказались, в основном, за рубежами России. Запасы урана в недрах Российской Федерации составляют около 180 тыс. т, однако по своим качественным показателям они значительно уступают зарубежным (Канада, Австралия, Казахстан). Среди них рентабельные для промышленного освоения запасы (т.н. "активные" запасы) составляют менее 30%. Основная их часть сосредоточена на территории деятельности АООТ "ППГХО". Разведочные работы за счет средств государственного бюджета с 1985 г. практически прекращены. АООТ "ППГХО" за счет своих средств проводит в небольших объемах работы по доразведке флангов и глубоких горизонтов эксплуатируемых месторождений, наращивая запасы урана на первые сотни тонн, что не решает проблемы долговременной обеспеченности предприятия сырьем. Даже если завтра геологи обнаружат новое крупное сверхрентабельное урановое месторождение, до 2020 г. роста разведанных запасов урана в российских недрах ожидать не приходится, т.к. от открытия уранового месторождения до его передачи добывающей промышленности проходит 15–20 лет.

Есть ли у геологов шансы на скорое открытие таких месторождений?

Россия занимает 7-е место в мире по разведанным запасам урана в недрах (около 180 тыс. т). Первые места занимают: Австралия (более 894 тыс. т), Казахстан (681 тыс. т) и Канада (507 тыс. т). Государственным балансом запасов урана России учтены запасы 16 месторождений, из которых 15 сосредоточены в одном районе – Стрельцовском в Забайкалье и пригодны под горный способ добычи. Одно месторождение, расположенное в Зауралье, пригодно для добычи способом скважинного подземного выщелачивания.

Государственным балансом учтены также запасы 38 урановых месторождений, относимые к забалансовым. Среди последних выделяется запасы Эльконского и Ергенинского урановорудных районов, рассматриваемые как резервные. Так, в Эльконском районе в Республике Саха (Якутия) запасы урана количественно превосходят (более 200 тыс. т) все балансовые запасы в стране, но из-за рядового качества руд они могут стать рентабельными только при цене на уран, превосходящей 80 дол./кг.

Таким образом, современное состояние урановой минерально-сырьевой базы России может быть оценено как критическое, требующее немедленной и энергичной государственной помощи, прежде всего, в части финансирования геологоразведочных работ.

Однако Россия, получившая в наследство от СССР скудную и низкокачественную МСБ урана, обладает высокими и достаточно надежными перспективами коренного ее улучшения. Прогнозные ресурсы урана, утвержденные Министерством природных ресурсов РФ около 600 тыс. т при цене не выше 80 долл./кг, но для их подтверждения требуются значительные объемы геолого-разведочных работ.

Основными направлениями этих ГРР являются: поиски, оценка и подготовка к эксплуатации месторождений т.н. "палеодолинного типа" и месторождений, связанных с региональными зонами пластового окисления (ЗПО) пригодных для отработки способом подземного выщелачивания урана (ПВ); поиски, оценка и подготовка к эксплуатации месторождений с рудами повышенного качества и, в первую очередь, месторождений т.н. "типа несогласия", составляющих основу урановой сырьевой базы Канады и Австралии.

На территории России определены три крупных урановорудных района палеодолинного типа – Зауральский, Западно-Сибирский и Витимский, в которых практически завершены прогнозно-геологические исследования, выделены, ранжированы и частично изучены перспективные площади под поиски месторождений урана под ПВ, выявлены, частично оценены и подготовлены под промышленное освоение урановые месторождения т.н. "палеодолинного типа". Общие прогнозные ресурсы урана в этих районах составляют 278 тыс. т.

Учитывая широкий общий фронт рекомендуемых ГРР, можно поставить ожидаемую результативность ГРР в прямую зависимость от их объемов (главным образом, бурения) и, следовательно, от вложения финансовых средств.

*В Западно-Сибирском урановорудном районе* с начала 70-х годов силами ГГП "Березовгеология" Первого главка (современная "Урангеологразведка" в усеченном видепроводятся прогнозно-геологические и поисково-оценочные работы, направленные на выявление гидрогенных (под ПВ) урановых месторождений в связи с региональными ЗПО и палеодолинами мезозойско-кайнозойского возраста. Здесь выявлены Малиновское, Пригородное и Смоленское урановые месторождения и 6 рудопроявлений урана гидрогенного типа. Прогнозные ресурсы урана в палеодолинах оцениваются в 40 тыс. т. Однако они не решают проблему расширения МСБ урана.

Перспективы района на уран могут быть связаны с выявлением новых структурных обстановок и новых промышленно-генетических типов месторождений региональных зон пластового окисления, пока не имеющих аналогов в мировой практике [2]. В случае получения положительных результатов в связи с региональными ЗПО ресурсы могут быть увеличены в десятки и сотни раз.

Нами в процессе выполнения программы МПР РФ "Оценка урановоносного потенциала обрамления Западно-Сибирской плиты" выявлены некоторые факторы, которые на наш взгляд позволяют под несколько иным углом зрения взглянуть на историю геологического развития внутренних районов Западной Сибири, ее геологическое строение и закономерности размещения полезных ископаемых, в том числе урана.

Выявлена исключительно слабая буровая изученность междуречья Обь-Енисей, что предопределило низкий уровень достоверности картографического материала. Достоверность материала, полученного по данным бурения структурно-поисковых скважин на нефть конца 50-х – начале 60-х годов XX в. оставляет желать лучшего, так как выход керна по ним составляет не более 15%. Геологическая интерпретация проводилась по результатам электрокаротажа и не всегда корректна. При документации керна практически нигде не указывается окраска пород, которая является важным индикатором физико-химических и геохимических преобразований горных пород. Гамма-каротаж проводился не по всем скважинам не специализированными организациями, не заинтересованными в получении достоверных результатов. Часть скважин остановлена с пиками по гамма-каротажу на забое, что не допустимо с точки зрения современных требований. Партией массовых поисков, тем не менее обнаружены ряд аномальных концентраций, которые, как нам представляется, были неверно проинтерпретированы. Проверить это можно только бурением с получением качественного кернового материла по интересующим интервалами серьезными петрогеохимическими исследованиями.

Изученный в далеко не полном объеме материал, особенно по гидрогеологическому строению и геологическим особенностям региона позволяют выявить некоторые закономерности и сделать предварительные выводы.

**1.** В пределах Обь-Енисейского междуречья по данным гидрогеохимического районирования отчетливо выделяются три гидрогеохимические зоны по всему разрезу осадочного чехла, соответствующие смене палеофациальных обстановок:

- западная зона, в основном развитая на левобережье р. Оби с водами существенно хлоридного состава;
- восточная – развитая в основном на правобережье р. Оби простирающаяся вплоть до р. Енисей с водами существенно гидрокарбонатного состава.

Границей между зонами являются отложения с водами смешанного хлоридно-гидрокарбонатного состава. Ширина полосы, смешанных простирающихся в субмеридиональном направлении (с осью в районе г. Колпашево достигает 150–200 км.

Количество хлоридов в воде в пределах этой полосы резко меняется от 1500–3000 до 10–20 мг/л, т.е. от рассолов до нормальных пресных вод. В этих же зонах отмечается перераспределение газов в воде, валового железа и других параметров.

Зона смешанных вод на уровне меловых (верхнемеловых) отложений в первом приближении совпадает со сменой литофаций от субконтинентальных через прибрежно-морские к абиссальным, с одной стороны, и к границе распространения железоносных отложений известного Западно-Сибирского железорудного бассейна. Последнее обстоятельство является на наш взгляд важным рудоконтролирующим и рудолокализующим фактором.

Подтверждением этому являются те немногочисленные аномалии, найденные нами в архивах, а также данные полевых наблюдений (Трубачевское проявление урана, аномалии по 0,01% в верхнемеловом горизонте на Кетском профиле структурно поискового бурения, аномальные повышения по гамма каротажу на Парбигском и Обском профилям. В пределах этой же зоны отмечаются аномальные концентрации урана в воде до $10^{-4}$–$10^{-5}$ г/л, повышенные концентрации урана в углях до 0,4% (Усманское проявление, выявленное предшественниками) и до 0,04% (Усть-Тымское проявление – наши данные).

Косвенным свидетельством смены геохимической обстановки являются данные, полученные при интерпретации наземных полевых радиометрических, гамма-спектрометрических и ТЛД- наблюдений. В пределах переходной зоны с запада на восток резко снижается значение общей радиоактивности, содержаний урана (по радию), наблюдается интенсивное перераспределение тория и дифференциация торий/уранового отношения. Дифференцируются и аномалии ТЛД.

Наиболее ярко проявлена изменчивость суммарного показателя коэффициентов корреляции надфоновых концентраций радиоэлементов и калия (индекс Лященко – $I_л$), который в пределах переходной зоны принимает резко аномальные значения при практически нулевых значениях на флангах. Для объяснения причин такого явления необходимы дополнительные исследования.

**2.** Наличие переходной зоны или зоны градиентов, а по большому счету барьерной зоны приурочено, по нашему мнению, к восточной границе Западно-Сибирского юрско-нижнемелового нефтегазоносного бассейна и совпадает с Западно-Сибирским железорудным поясом, расположенным на границе смены палеофациальных обстановок от континентальной на восток до прибрежно-морской и морской на западе. Известно, что на периферии нефтегазоносных бассейнов отмечаются месторождения рудных полезных ископаемых, в том числе, Mo, V, Ca, Sr, Mn, Fe и другие компоненты, в том числе U.При этом не исключается механизм элизионного перетока и эксфильтрационный характер оруденения.

Теоретические основы механизма эпигенетического и, в какой-то мере, эксфильтрационного рудообразования заложены в работах Б.А. Лебедева и др. [4], Г.В. Комарова [3], Адамса [7], И.Г. Печенкина [6], и других исследователей. В частности, Б.А. Лебедев теоретически обосновал химизм процесса взаимодействия углеводородов и породы, принципиальная формула которого выглядит следующим образом:

$$2[SiO_4]^4+CH_4 \rightarrow @\ SiO_4+2H_2O+CO_2,$$

то есть при взаимодействии углеводородов с алюмосиликатной породой образуется некоторое количество

кремнекислоты, воды и углекислоты. Последние, как известно, являются достаточно агрессивной средой и при благоприятных условиях могут выщелачивать и переносить металлы.

В ходе наложенного эпигенеза происходит перераспределение вещества и пустотного пространства. Обычно это сопровождается суммарным уменьшением общей пористости, но нередко при возрастании доли эффективных пустот. Последнее играет решающую роль при миграции флюидов, особенно вертикальной. Определяющее значение имеет поступление в осадочный чехол из фундамента углекислоты. Взаимодействие $CO_2$ с породами происходит с образованием, с одной стороны, пород с повышенной эффективной пористостью – вместилищ подавляющей части подвижных жидкостей, а с другой, – пород с крайне низкой пористостью, но повышенной трещинной проницаемостью, по которым преимущественно происходит миграция флюидов в условиях аномально-высоких пластовых давлений. В частности, в терригенных разрезах наиболее высокая трещиноватость типична для зон наложенной карбонатизации (которые суть не что иное, как следы миграции $CO_2$).

Формирование в осадочных бассейнах как залежей нефти и газа, так и стратиформных залежей эпигенетических руд генетически взаимосвязано, поскольку оба процесса обусловлены наложенным эпигенезом. С этих позиций механизмы нефтегазонакопления и рудообразования весьма схожи: двигающийся по эффективному пустотному пространству агрессивный флюид взаимодействует с вмещающими породами, производя их боковые изменения с перераспределением вещества, после чего эффективный коллектор, в том числе новообразованный, заполняется полезными компонентами (углеводородами в нефтегазоносных бассейнах или рудными минералами в рудоносных бассейнах или в рудоносных частях нефтегазоносных бассейнов).

Важное различие этих процессов состоит в характере движущегося флюида: металлоносного водного раствора в рудогенезе и углеводородного (безводного) флюида в нафтогенезе. Преобладание того или другого типа мигрирующих флюидов причинно связано со стадией развития бассейна и с интенсивностью тектонических движений.

На ранних этапах преимущественного прогибания осадочного бассейна движение вод крайне медленное и обусловлено их постепенным отжатием при уплотнении пород. Именно на этих этапах широко проявляется миграция углеводородных смесей, в основном обусловленная компрессионной энергией растворенного газа (определяющей в том числе возникновение аномально-высоких пластовых давлений). Это приводит к формированию промышленных залежей нефти и газа в крупных антиклинальных структурах.

На поздних этапах региональных воздыманий при широком развитии дизъюнктивных нарушений происходит раскрытие гидродинамически замкнутых систем, и в миграцию вовлекаются колоссальные массы пластовых соленых вод, двигающихся как за счет компрессионного механизма (как и в случае углеводородных флюидов), так и за счет эксфильтрационного механизма. В итоге нефтегазонакопление и эпигенетическое рудообразование разделены как во времени жизни осадочного бассейна, так и в пространстве. Формирование эпигенетических руд происходит преимущественно в воздымающихся раскрытых частях осадочных бассейнов, а формирование залежей нефти и газа в наиболее гидродинамически изолированных частях бассейнов, надежно экранированных региональными покрышками.

Увеличение интенсивности тектонических подвижек приходится для Западно-Сибирского бассейна на верхнемел-палеогеновое время, после формирования основных залежей железных руд или близко одновременно с ними. Это приводило к частичному раскрыванию системы и элизионному перетоку растворов из областей высоких давлений в области низких, т.е. к поверхности. Областями разгрузки рудоносных растворов могут являться железоносные горизонты, горизонты, обогащенные органикой и т.п. сорбенты.

Следует заметить, что существуют теоретические построения [5], свидетельствующие о катагенно-осадочном, эксфильтрационном происхождении железных руд Западно-Сибирского бассейна, что является дополнительным фактором принципиальной возможности глубинного происхождения не только радиоактивных металлов. но и ванадия, марганца, благородных металлов. Железо Колпашевского, Нарымского и Бакчарского горизонтов могло служить физико-химическим барьером для рудоносных растворов как эксфильтрацинных, двигающихся со значительных глубин, так и инфильтрационных движущихся с юго-востока, со стороны Алтае-Саяна и с востока – со стороны Енисейского кряжа. Косвенным свидетельством тому являются аномалии по гамма-каротажу в некоторых скважинах, пересекающих железоносные отложения. Протяженность выявленной барьерной зоны около 6 тыс. км.

Для заверки теоретических представлений необходимо проведение и комплексных прогнозно-геологических исследований с большим объемом структурно-поискового бурения исследований. При получении положительных результатов возможно резкое, в десятки и сотни раз, увеличение ураноносного потенциала России.

***Литература***


1. *Оценка ураноносного потенциала Западно-Сибирской плиты и ее складчатого обрамления. – Геохимия и рудообразование радиоактивных, благородных и редких металлов в эндогенных и экзогенных процессах / В.А. Домаренко, Е.А. Воробьёв и др. // Материалы Всероссийской конференции с иностранным участием, посвященной 80-летию Ф.П. Кределева. – Улан-Удэ, 2007. – С. 64–69.*
2. *Комарова Г.В. Гидрогенные месторождения урана. Основы теории рудообразования. – М. : Атомиздат, 1980. – С. 230–246.*
3. *Влияние эпигенетических процессов на параметры коллекторов и покрышек в мезозойских отложениях Западно-Сибирской низменности / Б.А. Лебедев, Г.Б. Аристова, Е.Г. Бро и др. – Л. : Недра, 1976. – 132 с.*
4. *Павлов Д.И. Зоны катагенной разгрузки подземных вод*

*нефтегазоносных бассейнов и осадочный рудогенез // Геология рудных месторождений. – 1995. – Т. 37, № 2. – С. 122–131.*

5. *Печенкин И.Г., Грушевой Г.В. Металлогения ураносных осадочных бассейнов Евразии. – М. : РИС "ВИМС", 2015. – 224 с.*
6. *Adams S.S., Saucier A.E. GeoIogy and recognition criteria for uraniferous humate deposits Grants Uranium Region, New Mexico, final report 1981 / prepared for the U.S. Department of Energy Grand Junction. – Colorado. – P. 9–12, 24–59–63, 70–119.*

# ОСОБЕННОСТИ ПОСТУПЛЕНИЯ БЕРИЛЛИЯ-7 В НИЖНИЕ СЛОИ АТМОСФЕРЫ И ЗАКОНОМЕРНОСТИ ЕГО НАКОПЛЕНИЯ В РАСТЕНИЯХ НА СЕВЕРО-ЗАПАДЕ РОССИИ

С.В. Дружинин, Г.П. Киселев

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики Российской академии наук, Архангельск, Россия, druzhininserg@yandex.ru

# FEATURES INTAKE OF BERYLLIUM-7 IN THE LOWER LAYERS OF THE ATMOSPHERE AND REGULARITY OF ITS ACCUMULATION IN PLANTS IN THE NORTHWEST OF RUSSIA

S.V. Druzhinin, G.P. Kiselev

Federal Research Centre for Integrated Study of the Arctic of the Russian Academy of Sciences, Arkhangelsk, Russia

The article contains research data cosmogenic radionuclide $^{7}Be$ in air aerosols, precipitation and vegetation in the North – West of Russia. $^{7}Be$ activity ranges from 0,07 to 2,51 mBq/m$^3$ in air aerosols and from 0,03 to 12,9 Bq/l in precipitation. Plants accumulate radionuclide $^{7}Be$ during the growing season. His activity reaches significant values up to 600 Bq/kg by the end of the growing season in the upper parts of plants mainly and depends on the number dropped during the growing season precipitation.

Бериллий-7 ($^{7}Be$) – радиоактивный изотоп космогенного происхождения с периодом полураспада 53,22 дня [20]. В природных условиях $^{7}Be$ впервые был обнаружен американскими исследователями в атмосфере в начале 50-х гг. прошлого века [19]. Ими же показан механизм образования $^{7}Be$ в атмосфере, связанный с воздействием космических лучей.

Основные ядерные реакции, приводящие к образованию $^{7}Be$ в атмосфере Земли, протекают при взаимодействиях первичных и вторичных космических лучей с атомами азота и кислорода в стратосфере (70%) и тропосфере (30%), когда происходят так называемые реакции скалывания $_{7}N^{14}(p, X)\ _{4}Be^{7}$, $_{8}O^{16}(p, X)\ _{4}Be^{7}$, $_{7}N^{14}(n, X)\ _{4}Be^{7}$ и $_{8}O^{16}(n,X)\ _{4}Be^{7}$ [13, 22, 24].

Поступление в земную атмосферу первичных космических лучей (в основном протонов) высоких энергий вызывает в атмосфере ряд ядерных превращений с образованием большого числа вторичных лучей, которые в свою очередь порождают другие ядерные реакции. Один протон с энергией $>10^{14}$ эВ может создать $10^{6}$–$10^{9}$ вторичных частиц, такой каскад покрывает большую территорию, и это явление называется широким атмосферным ливнем. Оно было открыто русским физиком, академиком Д.В. Скобельцыным с помощью камеры Вильсона в 1929 г. [6, 14, 15]. В каскаде ядерных реакций широкого атмосферного ливня существует большая вероятность образования $^{7}Be$.

В работах авторов [3, 4, 13, 16, 17, 21–24] сообщается, что скорость образования $^{7}Be$ в атмосфере зависит от высоты, широты местности, а также изменяется в соответствии с одиннадцатилетними циклами солнечной активности, которые модулируют поток космических лучей через магнитное поле Земли. Образуясь в стратосфере и верхних слоях тропосферы, атомарный $^{7}Be$ окисляется и быстро адсорбируется на аэрозолях субмикронного размера. Запас $^{7}Be$ в атмосфере оценивается величиной $1{,}8\cdot10^{17}$ Бк, что соответствует значению около 810 атомов/м$^2$·с, а средняя концентрация в тропосфере составляет 12,5 мБк/м$^3$. На земную поверхность $^{7}Be$ в основном попадает в виде "сухих" (с аэрозолями воздуха) и "мокрых" (с атмосферными осадками) выпадений [3, 4, 13, 16, 17, 21–24]. Таким образом, образовавшись в верхних слоях атмосферы, он вместе с аэрозолями воздуха и атмосферными осадками попадает на поверхность Земли и включается в компоненты природной среды.

В работе Безуглова с соавторами [2] показаны фотоядерные реакции образования $^{7}Be$ в атмосфере, полученные экспериментальным путем. В их работе экспериментально рассматриваются реакции $_{6}C^{12}(\gamma,X)\ _{4}Be^{7}$, $_{7}N^{14}(\gamma,X)_{4}Be^{7}$, $_{8}O^{16}(\gamma,X)_{4}Be^{7}$ и говорится, что этот путь образования $^{7}Be$ до недавнего времени не учитывался. Как утверждают авторы работы [2], фотопроизводство $^{7}Be$ имеет значительный вклад в поток радионуклида на поверхность Земли независимо от широты местности, при этом значительное его количество образуется на малых высотах.

Кроме вышеперечисленных исследователей вопросами изучения $^{7}$Be в атмосфере занимались и другие ученые, результаты исследований которых представлены в работах [1, 5, 7–12].

Как отмечается в монографии В.П. Шевченко [18], аэрозоли – это совокупность мельчайших частиц или жидкостей, взвешенных в газовой фазе атмосферы, и существуют два главных источника аэрозольных частиц в атмосфере – частицы, возникающие при диспергировании материала с поверхности Земли и частицы, образующиеся в результате химических реакций в верхних слоях атмосферы. Таким образом, в основном аэрозоли, образующиеся в верхних слоях атмосферы, становятся носителями космогенного радионуклида $^{7}$Be.

Исследование $^{7}$Be в различных регионах и средах обусловлено его неравномерном поступлением на земную поверхность, как в пространстве, так и во времени. Активность $^{7}$Be в атмосферных осадках, аэрозолях приземного слоя воздуха и некоторых частях растений в определенные периоды превышает активность радионуклидов естественного и искусственного происхождения. До настоящего времени полностью не выявлена степень влияния $^{7}$Be, как его радиоактивных, так и токсичных соединений в воздействии на растения и другие живые организмы.

Активность радионуклида $^{7}$Be в компонентах природных сред определялась методом гамма-спектрометрии по линии 477,7 КэВ с применением сцинтилляционного гамма-спектрометра "Прогресс-гамма" с программным обеспечением "Прогресс 2000".

Атмосферные осадки и аэрозоли атмосферного воздуха рассматриваются нами как основные составляющие, с помощью которых поступает поток радионуклида $^{7}$Be на земную поверхность.

Отбор проб аэрозолей воздуха осуществлялся на стационарной площадке лаборатории в г. Архангельске с помощью фильтрационной установки, расположенной на высоте трех метров от поверхности земли. Метод заключается в фильтрации определенного объема исследуемого воздуха через фильтрующую ткань "Петрянова–Соколова" (фильтрующее полотно ФПП-15-1,5), помещенную в фильтродержатели марлевой основой внутрь, с последующим измерением радиоактивности фильтра или его золы. Фильтрующий материал ФПП-15-1,5 представляет собой слой электростатистически заряженных ультратонких волокон полиэтилена хлорированного со средним диаметром 1,5 мкм, нанесенный на марлевую подложку, что делает его высокоэффективным фильтрующим полотном.

Прокачка воздуха проводилась от 5 до 10 суток, затем фильтр заменялся на новый, а фильтр с аэрозолями после подготовительных процедур измерялся на гамма-спектрометре "Прогресс-гамма". Таким образом, определялась объемная активность радионуклидов в аэрозолях приземного воздуха, а после озоления фильтров – масса минеральной части аэрозолей.

Отбор проб атмосферных осадков проводился на стационарной площадке в г. Архангельске, где в период выпадения осадков устанавливался надувной пластиковый бассейн площадью 1,8 м$^{2}$. После сбора осадков проводились подготовительные процедуры, которые в основном заключались в фильтрации, упариванию, озолению фильтров. Счетный образец замерялся в геометрии Маринелли на гамма-спектрометре "Прогресс-гамма".

Для отбора проб растений были выбраны три стационарных пробных площадки размером 100х100 м в различных рельефах местности:

– возвышенность в Приморском районе Архангельской области за урочищем Куртяево в 35 км от г. Северодвинска (по дороге Северодвинск-Онега) на берегу р. Верховки,
– низина (заболоченная территория) – недалеко от Мироновой горы в 12 км от г. Северодвинска,
– площадка в 26 км от г. Архангельска, в 6 км от д. Ижмы по дороге на Лапоминку на Беломорско-Кулойском плато (исследовательский участок "Лапоминка", координаты – N 64°45,52', E 40°40,35'), площадка относится к природной зоне тайги (подзона северной тайги).

Кроме вышеперечисленных стационарных пробных площадок исследования и опробование растений проводилось по всей территории Архангельской области, включая северные, приарктические и арктические районы, на территории Республики Карелия, Вологодской области.

Для исследований содержания, накопления и миграции радионуклида $^{7}$Be и других радионуклидов естественного и искусственного происхождения в растениях отбирались пробы мхов и лишайников, листьев и ветвей березы, ольхи, осины, ивы, хвои и ветвей ели и лиственницы. На исследовательском участке "Лапоминка" пробы ветвей и листьев деревьев отбирались в течение вегетационного периода.

Пробы мха *Polytrichum sp.* отбирались на исследовательской площадке "Лапоминка" в течение вегетационного периода. Пробы мха разрезались на три части – верхнюю фотосинтезирующую, среднюю осветленную и нижнюю затемненную.

Пробы мха *Sphagnums sp.* и лишайника *Cladonia sp.* отбирались в районе Мироновой горы, расположенной в 20 км от г. Северодвинска по Онежской дороге (координаты места отбора – N 64°30,15', E 39°39,23').

Пробы растений в лабораторных условиях делились на нужные фрагменты -листья отделялись от ветвей, ветви – от стволов, далее измельчались, мхи и лишайники разрезались на части по морфологическим признакам и годам прироста, пробы чистились от посторонних предметов и частей других растений, сушились до воздушно-сухого состояния. Подготовленные счетные образцы измерялись в геометрии Маринелли на гамма-спектрометре "Прогресс-гамма".

Все места отбора проб фиксировались спутниковым навигатором GPS. Пробы упаковывались, сопровождались этикетками и доставлялись в лабораторию для дальнейшей подготовки счетных образцов.

Значения активности радионуклида $^{7}$Be, пересчитывались по закону радиоактивного распада на день отбора проб. Все результаты измерений статистически обрабатывались. Погрешность измерений не превышает 10–15%, что является допустимым.

Исследования приземного слоя атмосферного воздуха (аэрозоли воздуха) и атмосферных осадков (дождь и снег) г. Архангельска показали, что объемная активность $^{7}$Be изменяется во времени. Вариации активности $^{7}$Be в приземном слое воздуха находились в пределах от 0,07 до 2,51 мБк/м$^{3}$, в атмосферных осадках – от 0,03 до 12,9 Бк/л. Неоднородность поступления $^{7}$Be с аэрозолями воздуха связано с изменением физических параметров атмосферы, выявлена прямая связь с атмосферным давлением и обратная связь с относительной влажностью воздуха, температура воздуха особой роли не играет. Активность радионуклида $^{7}$Be в атмосферных осадках зависит, в основном, от объема выпадающих атмосферных осадков и количества в них взвешенных веществ. В сухую погоду активность $^{7}$Be в приземном воздухе, как правило, возрастает, в период длительных выпадений осадков – уменьшается, для атмосферных осадков характерна высокая активность $^{7}$Be в начале их выпадения, при увеличении длительности выпадения осадков происходит спад активности $^{7}$Be до значений ниже пределов обнаружения, что свидетельствует о факторе вымывания $^{7}$Be из атмосферного воздуха.

Аэрозоли атмосферного воздуха и атмосферные осадки являются источником поступления $^{7}$Be на поверхность, в том числе и в растения. Согласно проведенным исследованиям накопление радионуклида $^{7}$Be в растениях (лиственных и хвойных породах деревьев, мхах и кустистых лишайниках) происходит в период вегетации, причем накопление в различных частях растений идет неравномерно. Не смотря на короткий период полураспада $^{7}$Be (53,22 дня), к концу вегетационного периода значение удельной активности $^{7}$Be в верхних частях растений в несколько раз превышает значения активности других гамма-активных радионуклидов. Максимальное значение активности $^{7}$Be было зафиксировано в лишайниках рода *Cladonia sp.* Установлено, что на территории Европейского Севера России накопление $^{7}$Be в растениях происходит неоднородно и зависит от географического положения, климатических условий произрастания и длительности вегетационного периода.

Измерение активности $^{7}$Be в почвах показали незначительные количества, находящиеся на границе обнаружения.

За период проведения исследований лиственных пород деревьев в течение вегетационных периодов с 2009 по 2015 гг. на исследовательской площадке "Лапоминка" было установлено, что накопление радионуклида $^{7}$Be происходит в верхних вегетативных органах растений в течение всего периода вегетации и к концу вегетационного периода значения удельной активности $^{7}$Be максимальны, причем максимальные значения активности $^{7}$Be в листьях, ветвях и стволе различны, в листьях наибольшие (max), в ветвях – полова значений от листьев (medium), в стволе – половина значений от ветвей (minimum). Такая же закономерность наблюдалась во всех древесных растениях, отобранных на территории Архангельской области и Республики Карелия и других местах Северо-Запада.

Проведенные дополнительные экспериментальные работы, связанные с раздельным измерением коры, луба и древесины, показали, что наибольшие значения активности $^{7}$Be присущи лубу (проводящая ткань сосудистых растений, по которой происходит транспорт продуктов фотосинтеза к частям растения). Уменьшение значений удельной активности $^{7}$Be от листьев через ветви к стволу позволяет предположить, что основной путь




***Рис. 1.*** *Динамика максимальных значений удельной активности $^{7}$Be в конце вегетационного периода с 2009 по 2015 гг. и процент дождливых дней в эти периоды*

поступления $^{7}$Be в растения происходит через листья, так как активность $^{7}$Be в почвенных горизонтах исследовательской площадки находилась на низком уровне, не достаточном для накопления фиксируемых значений в растении. Проводимые исследования так же показали, что в разные вегетационные периоды максимальные значения активности $^{7}$Be неоднородны и зависят в большей степени не от продолжительности периода вегетации, а от количества выпавших атмосферных осадков и количества дней с осадками за вегетационный период (рис. 1).

Объемная активность $^{7}$Be в поверхностной речной (р. Северная Двина) и морской воде (Белое и Баренцево море), как правило, не превышает 1 Бк/л. В зимний период (с начала ледостава до начала паводка) и в сухой период (промежуток без интенсивных дождей) активность $^{7}$Be в поверхностной воде не фиксируется, что свидетельствует о его поступлении с атмосферными осадками и талыми снеговыми водами.

Исследования тканей и органов северного оленя (*Rangifer sp.*) показали наличие в них $^{7}$Be в следующих значениях удельной активности: почки – до 195 Бк/кг, костная ткань позвонков – от 26 до 94 Бк/кг, селезенка – до 64 Бк/кг, мышечная ткань – от 10 до 54 Бк/кг, сердце – до 46 Бк/кг, ткань легких до 10 Бк/кг (в единичных случаях).

Проведенные исследования позволяют проследить путь $^{7}$Be от его поступления на поверхность и в растения до миграции по пищевым цепям, что в свою очередь может являться показателем связи атмосферы (в том числе и верхних слоев) и биосферы.

Исходя из вышесказанного и того, что после образования радионуклид $^{7}$Be сразу адсорбируется на аэрозолях верхних слоев стратосферы (т.к. является приоритетным местом его образования), то он может служить индикатором поступления, как аэрозолей, так и воздушных масс из стратосферы в приземный слой тропосферы, а так же $^{7}$Be может выступать показателем взаимосвязи атмосферы и биосферы. Таким образом, с помощью $^{7}$Be можно не только отделить естественный источник аэрозолей атмосферы от искусственного (источник аэрозолей антропогенного происхождения), но и проследить их поступление и миграцию в компонентах биосферы.

Дальнейшее экспериментальное подтверждение связи накопления $^{7}$Be в растениях с количеством выпавших атмосферных осадков позволит применить данный метод для установления площадного распределения как поступления $^{7}$Be, так и его накопления в растениях исследуемого региона.

***Литература***


1. *Арбузова А.П., Батраков Г.Ф., Иванова Т.М. Временная изменчивость концентрации $^{7}$Be в приземной атмосфере и сухих выпадениях в Севастопольском регионе // Система контроля окружающей среды : сб. науч. статей. – Севастополь, 2010. – Вып. 14. – С. 173–181.*
2. *Безуглов М.В., Малышевский В.С., Малыхина Т.В. Фоторождение космогенного бериллия-7 в земной атмосфере // Электронный научный журнал "Исследовано в России". – 2011. – С. 589–601. – URL: http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2011/046.pdf.*
3. *Содержание космогенного Be-7 в приземном слое воздуха умеренных широт / Е.А. Бураева, М.Г. Давыдов, Л.В. Зорина и др. // Атомная энергия. – 2007. – Т. 102, вып. 6. – С. 370–374.*
4. *Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества : справ. изд. / В.А. Баженов, Л.А. Булдаков, И.Я. Василенко и др. ; под ред. В.А. Филова и др. – Л. : Химия, 1990. – 464 с.*
5. *Гритченко З.Г., Флегонтов В.М., Флейшман Д.Г. Радиоактивные выпадения $^{7}$Be и $^{22}$Na в районе Ленинграда в 1960–1973 гг. // Космогенные радиоактивные изотопы. – 1975. – Вып. 3. – С. 71–81.*
6. *Широкие атмосферные ливни космических лучей / Н.А. Добротин, Г.Т. Зацепин, И.Л. Розенталь др. // Успехи физических наук. – 1953. – Т. 49, вып. 2. – С. 185–242.*
7. *Дружинин С.В., Киселев Г.П. Бериллий-7 в аэрозолях воздуха акватории Баренцева и Белого морей в июне-июле 2012 года // Юдахинские чтения. Геодинамика и экология Баренц-региона в XXI в. : матер. докл. Всероссийской науч. конф. с межд. участием. – Архангельск, 2014. – С. 78–81.*
8. *Дружинин С.В., Киселев Г.П. Изотопы бериллий-7, полоний-210, свинец-210 в атмосферных осадках и аэрозолях г. Архангельска // Вестник Поморского университета. Сер. "Естественные науки". – Архангельск : ПГУ, 2010. – № 4. – С. 15–19.*
9. *Киселев Г.П., Дружинин С.В. Бериллий-7 в природных средах побережья Белого моря // Система Белого моря. Том III. Рассеянный осадочный материал гидросферы. Микробные процессы и загрязнения. – М. : Научный мир, 2013. – С. 405–413.*
10. *Киселев Г.П., Дружинин С.В. Особенности распределения бериллия-7 в атмосферных выпадениях и растениях Европейского Севера России // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2013. – № 2(23). – С. 46–51.*
11. *Мельник Н.А. Радиационный мониторинг естественных радионуклидов в северных широтах // Север-2003: Проблемы и решения : мат. науч. конф. – Апатиты : КНЦ РАН, 2004. – С. 77–89.*
12. *Петрова Т.Б., Миктяев П.С., Власов В.К. Вариации содержания $^{7}$Be в приземном слое атмосферы в средних широтах // Вестник Московского университета. Сер. Химия. – 2009. – Т. 50, № 5. – С. 396–401.*
13. *Сапожников Ю.А. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. – М., 2006. – 286 с.*
14. *Сокуров В.Ф. Физика космических лучей: космическая радиация. – Ростов-н/Д. : Феникс, 2005. – 193 с.*
15. *Стожков Ю.И., Базилевская Г.А. Космические лучи в атмосфере Земли // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 3. Физ. Астрон. – 2010. – № 4. – С. 5–11.*
16. *Ферронский В.А., Поляков В.В., Романов В.В. Космогенные изотопы гидросферы. – М. : Наука, 1984.*
17. *Ферронский В.И., Поляков В.А. Изотопия гидросферы Земли. – М. : Научный мир, 2009. – 632 с.*
18. *Шевченко В.П. Влияние аэрозолей на среду и морское осадконакопление в Арктике / под ред. акад. А.П. Ли-*

*сицына. – М. : Наука, 2006. – 226 с.*

19. *Arnold J.R., Al-Salih H.A. Beryllium-7 produced by cosmic rays // Science. – 1955. – № 121. – P. 451–453.*
20. *Audi G., Wapstra A.H., Thibault C. The AME2003 atomic mass evaluation (II). Tables, graphs, and references // Nuclear Physics A. – 2003. – Vol. 729. – P. 337–676.*
21. *Koch D., Mann M. Spational and temporal variability of $^{7}$Be surface concentrations. – Tellus, 1996. – P. 387–396.*
22. *Lal D., Peters B. Cosmic ray produced radioactivity on the earth // Handbuch der Physik. – 1967. – [Vol.] 46. – P. 551–612.*
23. *Seasonal and spatial variation of atmospheric $^{210}$Pb and $^{7}$Be deposition: features of the Japan Sea side of Japan / M. Yamamoto, A. Sakaguchi, K. Sasaki et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2006. – Vol. 86. – P. 110–131.*
24. *Yoshimori M. Production and behavior of beryllium-7 radionuclide in the upper atmosphere // Advances in Space Research. – 2005. – Vol. 36. – P. 922–926.*

# РАДИОАКТИВНОСТЬ КАК ИСТОЧНИК БЕЗГРАНИЧНОЙ ЭНЕРГИИ

Д.С. Дюсембинов

Казахско-русский международный университет, Актобе, Казахстан

# RADIOACTIVITY AS A SOURCE OF UNLIMITED ENERGY

D.S. Ducembinov

Kazakh-Russian International University, Aktobe, Kazakhstan

Представленная статья является гипотезой, предположением, возможности преобразования радиоактивности в электрический ток не традиционным методом, отбросив классические теории как догму и взглянув на этот вопрос под другим углом зрения.

Presented article is a hypothesis, speculation, the possibility of radioactivity conversion into electricity is not the traditional method, rejecting the classical theories as dogma and looking at the matter from a different angle.

Открытие радиоактивности А. Беккерелем в девятнадцатом веке было большим успехом того времени, и его применение не заставило себя ждать, так как огромный потенциал этого явления обретал очень перспективные очертания. Со временем человечество изучило действие процесса радиоактивности, были разработаны определенные механизмы создания огромного количество энергии, которая применялась как в мирных целях, так и в военных, последствия которых заставило относиться к радиоактивности как к самому большому злу на планете ядерное оружье, последствия их испытаний, аварии на атомных электростанциях и т д.

Если рассматривать радиоактивность как элемент негативных последствий, то мы в конечном итоге получим радио фобию в обществе и научный тупик, в процессе изучения данного направления.

Если рассмотреть существующую теорию, радиоактивностью является распад атомного ядра. Но если на минуту представить, что процесса распада нет, а есть внутреннее и внешнее магнитное поле ядра и электрона, заряды которых движутся параллельно друг другу, тем самым создавая идеальную структуру внутреннего магнитного поля, которое удерживает заряды электрона на определенном расстоянии от ядра, тем самым сохраняя его физическое и материальное инертное состояние.

И если мы согласимся с этой теории и рассмотрим ее как полноценную гипотезу, то для человека откроются новые возможности получение и управление энергией будущего.

Первый шаг к процессу о управлении радиоактивности это понимание природы его возникновения. Как мы предположили выше, что отсутствует распад ядра, а есть движение зарядов параллельно друг другу. Таким образом, при изменении скорости электрона по отношению к ядру в пространстве магнитного поля возникает турбулентность, завихрение, что в процессе непрерывного движение влечет за собой постепенное уплотнение в структуре магнитного поля, и в зависимости от нахождения этого уплотнения она образует собственную плотность с внутренним магнитным полем. Как только магнитное поле сгустка образованного турбулентностью, превысит поле электрона, заряженная частица высвобождается на поверхность, и хаотически движется в пространстве. Возникает вопрос, а как получается три вида излучения, альфа, бета и гамма, как вы знаете, у каждого вида излучения имеются свои характерные особенности. Альфа-лучи имеют моментальный эффект обжигают поверхность но при этом не имеют проникающих способностей; соответственно можно предположить, что данный сгусток энергии возник на поверхности, то есть – в небольшом расстоянии от электрона, что позволило ему высвободиться не приобретая большой плотности. Также, рассматривая позиции, бета излучение, мы знаем, что проникающая способность данного излучения сильнее, чем альфа излучение, а гамма луч имеют собственную частоту колебания, что позволяет им

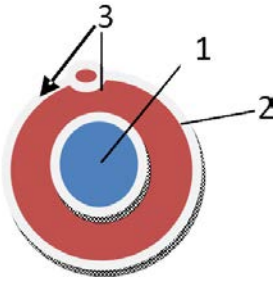



***Рис. 1.*** *Строение атома и движущегося по его поверхности электрического заряда: 1 – ядро; 2 – электрон; 3 – электрический заряд*

проникать в структуру материи и изменять ее. Таким образом, можно предположить, что расстояние образование сгустков в структуре атома, и чем он ближе к ядру, тем плотнее, соответственно, приобретает свою частоту колебания.

Также мы можем рассмотреть процесс получения электрической энергии, как вы знаете, для того, чтобы генерировать электрический ток, необходимо создать движение магнита в катушке, что приводит к возникновению электрического тока. Если и этот процесс рассмотреть с точки зрения вышеизложенной гипотезы, то можно получить объективное объяснение и электричеству – при движении магнита в структуре атома происходит деформация со стороны быстрого воздействия магнитного поля на поверхность электрона, что приводит к вынужденному высвобождению энергии электрического тока с плотностью, равной плотности магнитного поля электрона. Затем свободный заряд остается на поверхности электрона, так как магнитное поле электрона притягивает его, а магнитное поле ядра выталкивает и не позволяет проникнуть в структуру атома, так как электроны двигаются относительно ядру, электрические заряды тоже двигаются на поверхности проводника относительно направления электрона, скользя по поверхности (рис. 1).

Исходя из этого, можно предположить, что процесс радиоактивности – это совершенствование структуры формирования образующихся элементов. Таким образом, каждый химический элемент имеет внутренний источник энергии, определяющий основу движения внутренней энергии ядра и электрона. Его структурой являются два основных фактора – скорость и его плотность, что также является основным показателем химического элемента.

Основной идеей статьи является предположение о преобразовании любого источника энергии в электрическую – за счет содействия движения структуры заряда в зависимости от его плотности и частоты колебания замедлять или ускорять их. В процессе преобразования электрического тока очень важно использовать частоту колебания химического элемента.

Правильно подобранная частота позволяет замедлить или ускорить движение зарядов.

Таким образом, представленная гипотеза открывает положительные стороны и возможность максимально эффективно преобразовывать радиоактивность в электрический ток. Это позволит получить безграничное количество энергии для жизнедеятельности человека.

***Литература***

1. *Матвеев А.Н. Электричество и магнетизм. – М. : Высшая школа, 1983.*
2. *Мухин К.Н. Экспериментальная ядерная физика. Т. 1. Физика атомного ядра. – М. : Энергоатомиздат, 1983.*

# ИЗУЧЕНИЕ РАВНОВЕСИЙ АКТИНОИДОВ И ЛАНТАНОИДОВ В МЕТАЛЛОНОСНЫХ РУДНИЧНЫХ ВОДАХ МЕСТОРОЖДЕНИЯ ВОЛЬФРАМА БОМ-ГОРХОН (ЗАБАЙКАЛЬЕ)

О.В. Еремин[1], Л.В. Замана[1], Е.С. Эпова[1], О.К. Смирнова[2]

[1]Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН, Чита, Россия, yeroleg@yandex.ru
[2]Геологический институт СО РАН, Улан-Удэ, Россия, meta@gin.bscnet.ru

# THE STUDY OF THE EQUILIBRIA OF THE ACTINIDES AND LANTHANIDES IN METALLIFEROUS MINE WATERS OF THE TUNGSTEN DEPOSIT BOM-GORKHON (TRANSBAIKALIA)

O.V. Eremin[1], L.V. Zamana[1], E.S. Epova[1], O.K. Smirnova[2]

[1]Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology SB RAS,Chita, Russia
[2]Geological Institute SB RAS, Ulan-Ude, Russia

The calculation of thermodynamic equilibria for mine waters of tungsten deposit Bom-Gorkhon have been carried out by usage of the "Selector" software. The results of modelling showed that the composition of the solution is supersaturated in the sulfate, fluoride and phosphate anions. The soluble forms of lanthanides are precipitated in fluorides, fluorocarbonates and phosphates. The actinides at equilibrium exist in soluble forms of uranyl carbonates and thorium sulphates.

Водные объекты горнорудных ландшафтов часто характеризуются повышенными содержаниями актиноидов и лантаноидов [3, 6, 10]. Поведение этих элементов в природных водных растворах представляет интерес как в вопросах геоэкологических последствий деятельности горной промышленности на окружающую среду, так и в возможностях рентабельного извлечения ценных металлов. В настоящей работе представлены результаты расчетов термодинамических равновесий в техногенных водных растворах действующего рудника месторождения вольфрама Бом-Горхон.

Бом-Горхонское месторождение вольфрама гюбне-

*Таблица 1. Результаты расчета термодинамических равновесий в техногенном водном растворе из отстойника вольфрамового рудника Бом-Горхон с использованием ПК "Селектор".*

| Компонент | Аналитические показатели [6] | Концентрации при равновесии | Основные равновесные водные формы | Твердые фазы, равновесные с раствором |
|---|---|---|---|---|
| | | | Макрокомпоненты, концентрации, мг/л | |
| pH | 3,04 | 3,00 | | |
| $SO_4^{2-}$ | 2100 | 872 | $SO_4^{2-}$ | Сульфаты (Ca,Mg,Sr,Zn,Cu,Ni,Na,K) – 1,29 г |
| $Cl^-$ | 2,8 | 2,79 | $Cl^-$ | |
| $F^-$ | 262 | 34,2 | $F^-$ | |
| P(общ.) | 0,045 | 0,02 | $H_2PO_4^-$ | |
| Si(общ.) | 12,7 | $4\cdot10^{-11}$ | $SiO_2$ | $Al_{0,1384}Al_{1,29}Fe_{0,335}Mg_{0,445}Al_{0,18}Si_{3,82}O_{10}(OH)_2$ монтмориллонит – 8,5 мг, $SiO_2$ – 16,1 мг |
| Ca | 820,7 | 307,2 | $Ca^{2+}$, $CaF^+$, $CaSO_4$ | $CaF_2$ – 0,234 г |
| Mg | 11,4 | $1,4\cdot10^{-4}$ | $MgSO_4$, $Mg^{2+}$,$MgF^+$ | |
| Sr | 0,266 | $2,6\cdot10^{-2}$ | $Sr^{2+}$,$SrF^+$ | |
| Na | 13,1 | 12,8 | $Na^+$ | |
| K | 3,59 | 0,29 | $K^+$,$KSO_4^-$ | |
| | | | Микрокомпоненты, концентрации, мкг/л | |
| Al | 139218 | – | – | $Al_2SO_4OH\cdot7H_2O$ – 0,75 г |
| Mn | 11791 | 535 | $Mn^{2+}$, $MnSO_4$ | $MnO_2$ – 18,3 мг |
| Fe | 427 | – | – | |
| Zn | 69915 | 68093 | $Zn^{2+}$,$ZnF^+$ | |
| Cu | 49,4 | 47,6 | $Cu^{2+}$,$CuF^+$ | |
| Cd | 2,75 | 2,7 | $Cd^{2+}$,$CdF^+$ | |
| Ni | 87,8 | 86,4 | $Ni^{2+}$,$NiF^+$ | |
| Co | 67,2 | 67,2 | $Co^{2+}$,$CoF^+$ | |
| Li | 1062 | 1062 | $Li^+$ | |
| As | 0,5 | – | – | $Cu_9(SO_4)(AsO_4)_2(OH)_{10}(H_2O)_7$ парнауит – $4,1\cdot10^{-3}$ мг |
| Mo | 1,3 | 1,3 | $HMoO_4^-$, $MoO_4^-$ | |
| V | 3,12 | 3,12 | $H_3VO_4$, VO2+ | |
| La | 771 | – | – | $LaF_3$, $CeF_3$, $PrF_3$, $NdF_3$ |
| Ce | 1855 | $2\cdot10^{-7}$ | $CeF_2^+$, $CeF^{2+}$ | Карбонаты – $Ce_{0,5}La_{0,25}Nd_{0,2}Pr_{0,05}CO_3F$ |
| Pr | 142 | $1,2\cdot10^{-5}$ | $PrF_2^+$, $PrF^{2+}$,$PrF_3$ | бастнезит и $Ce_{0,95}La_{0,6}Nd_{0,35}Pr_{0,1}(CO_3)_3F_2$ |
| Nd | 492 | – | – | паризит – 3,75 мг |
| Sm | 86 | $4\cdot10^{-2}$ | $SmF_2^+$, $SmF^{2+}$,$SmF_3$ | $SmF_3$ |
| Eu | 16 | $1,6\cdot10^{-4}$ | $EuF_2^+$, $EuF^{2+}$,$EuF_3$ | $EuF_3$ |
| Gd | 82 | $2\cdot10^{-5}$ | $GdF_2^+$, $GdF^{2+}$,$GdF_3$, $GdF_4^-$ | $GdF_3$ |
| Tb | 11,4 | 3,9e–4 | $TbF_2^+$, $TbF^{2+}$,$TbF_3$, $TbF_4^-$ | $TbF_3$ |
| Dy | 59 | $5,9\cdot10^{-6}$ | $DyF_2^+$, $DyF^{2+}$,$DyF_3$, $DyF_4^-$ | $DyF_3$ |
| Ho | 10,8 | $1,3\cdot10^{-3}$ | $HoF_2^+$, $HoF^{2+}$,$HoF_3$, $HoF_4^-$, $HoSO_4^+$ | $HoF_3$ $ErF_3$ |
| Er | 29 | $7\cdot10^{-6}$ | $ErF_2^+$, $ErF^{2+}$,$ErF_3$, $ErF_4^-$, $ErSO_4^+$ | $YF_3$, $YPO_4$ $YbF_3$, $YbPO_4$ |
| Y | 324 | $3,32\cdot10^{-4}$ | $Y^{3+}$ | $LuF_3$, $LuPO_4$, Фториды лантаноидов |
| Yb | 26 | 10,1 | $Yb^{3+}$,$YbF_2^+$, $YbF^{2+}$,$YbF_3$ | и иттрия – 2 мг, фосфаты (Y, Yb, Lu) – 0,22 мг |
| Lu | 3,69 | $4,5\cdot10^{-3}$ | $Lu^{3+}$, $LuF_2^+$, $LuF^{2+}$,$uF_3$, $LuH_2PO_4^{2+}$ | |
| Tm | 4 | 4 | $Tm^{3+}$,$TmF_2^+$, $TmF^{2+}$,$TmF_3$, $TmF_4^-$, $TmSO_4^+$ | |
| U | 321 | 321 | $UO_2(CO_3)_3^{4-}$ | |
| Th | 943 | 943 | $Th(SO_4)_3^{2-}$ | |



***Рис. 1.*** *Старый водоотстойник на территории действующего рудника месторождения вольфрама Бом-Горхон*

рит-сульфидно-кварцевого минерального типа грейзеновой формации расположено в юго-западной части Забайкальского края [8]. Вольфрамоносные кварцевые жилы локализованы в гранитах гуджирского магматического комплекса позднеюрского возраста. Главными минералами жил являются кварц, микроклин, мусковит, пирит, гюбнерит. Добыча и обогащение руд ведется с 80-х годов прошлого столетия до настоящего времени. В результате переработки руд по флотационно-гравитационной технологической схеме получаются товарные вольфрамитовый и сульфидный концентраты. Массивы отходов обогащения размещаются вниз по течению ручьев Зун-Тигня и Бом-Горхон. Они дренируются водами обогатительной фабрики и атмосферными осадками. Объект настоящего исследования представляет старый водоотстойник рудника (рис. 1). Химический состав воды приведен в таблице 1.

В программном комплексе “Селектор” [9] была сформирована модель открытой системы “раствор-твердые фазы”, представленная 1 л техногенного раствора при температуре 25 °С и давлении 1 атм. Возможные твердые фазы модельной системы представлялись как собственно мономинеральные фазы (кварц и др.) так и фазы твердых растворов – для химических классов цеолитов, слоистых силикатов, сульфатов, фторидов, фосфатов, карбонатов. Термодинамические свойства компонентов водного раствора, атмосферы и твердых фаз взяты из термодинамических баз ПК “Селектор”, дополненные данными из работ [1, 2, 4, 5, 7, 11–19]. Результаты моделирования представлены в таблице 1.

По результатам расчетов (табл. 1) можно видеть, что исходный раствор пересыщен по сульфатам, фторидам и фосфат анионам. Как следствие в осадок выпадает большое количество сульфатов – гипс ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$), эпсомит ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$), госларит ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$), халькантит ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$), целестин ($SrSO_4$), мирабилит ($Na_2SO_4 \cdot 10H_2O$), блёдит ($Na_2Mg(SO_4)_2 \cdot 4H_2O$), леонит ($K_2Mg(SO_4)_2 \cdot 4H_2O$), глауберит ($Na_2Ca(SO_4)_2$). Избыток фторид-ионов приводит к образованию флюорита ($CaF_2$) и фторидов всех лантаноидов за исключением туллия ($TmF_3$). Отсутствие туллия в фазе твердых растворов фторидов лантаноидов связано с отсутствием термодинамических данных для $TmF_3$. Отметим, что образование твердой фазы фосфатных соединений характерно только для тяжелых лантаноидов – Lu, Yb и иттрия (Y). Легкие лантаноиды, наряду с фазой фторидов, осаждаются в минералах бастнезите ($Ce_{0,5}La_{0,25}Nd_{0,2}Pr_{0,05}CO_3F$) и паризите ($CaCe_{0,95}La_{0,6}Nd_{0,35}Pr_{0,1}(CO_3)_3F_2$).

Алюминий из раствора полностью осаждается в виде алунита ($Al_2SO_4OH \cdot 7H_2O$) и монтмориллонита ($Al_{0,1384}Al_{1,29}Fe_{0,335}Mg_{0,445}Al_{0,18}Si_{3,82}O_{10}(OH)_2$). Основное количество марганца из водных форм переходит в фазу оксида ($MnO_2$). Кремний, совместно со смектитом, образует $SiO_2$. Растворимые формы мышьяка осаждаются в сульфоарсенат меди – парнауит ($Cu_9(SO_4)(AsO_4)_2(OH)_{10} \cdot 7H_2O$).

Несмотря на значительные содержания урана и тория в растворе, они не образуют каких-либо твердых фаз и присутствуют при равновесии в виде карбонатов уранила и сульфатов тория. По результатам рентген-анализа донных осадков, опробованных из изучаемого водоотстойника и в грунтах по течению прорывов дамбы, присутствуют следующие соединения этих актиноидов – $Ca(UO_2)_2V_2O_8 \cdot 8H_2O$, $Mg(UO_2)_2((P,As)O_4)_2$, $UO_2MoO_4 \cdot 4H_2O$, $U(+6)(Nb,Ta)_2O_8$, $(UO_2)_2AlOH(VO_4)_2 \cdot 8H_2O$, $ThSiO_4$. Термодинамика этих веществ была оценена по аддитивности составляющих их ионных компонентов, и эти соединения были включены в термодинамическую модель, однако в итоговых равновесных составах твердых фаз они не появлялись. Вероятно, их образование происходит не в процессах осаждения из водного раствора с определенными концентрациями компонентов, а в результате испарения (вымораживания) или формирования из поровых вод.

*Работа поддержана РФФИ и Правительством Забайкальского края (проект № 14-05-98012 р_сибирь_а)*

***Литература***

1. *Булах А.Г., Булах К.Г. Физико-химические свойства минералов и компонентов гидротермальных растворов. – Л. : Недра. 1978. – 167 с.*
2. *Теплоемкость и термодинамические функции $PrPO_4$ в области низких температур / К.С. Гавричев, В.М. Гуревич, М.А. Рюмин и др. // Геохимия. – 2016. – № 4. – С. 389–395.*
3. *Еремин О.В., Абрамов Б.Н. Распределение лантаноидов и иттрия в породах и карьерных водах Шерловогорского олово-полиметаллического месторождения (Восточное Забайкалье) // Вода: химия и экология. – 2016. – № 1. – С. 18–23.*
4. *Расчет стандартных термодинамических потенциалов сульфатов и гидроксосульфатов алюминия / О.В. Еремин, О.С. Русаль, В.А. Бычинский и др. // Журнал неорганической химии. – 2015. – № 8. – С. 1048–1055.*
5. *Унифицированный способ расчета термодинамических свойств природных цеолитов по кристаллохимической формуле / О.В. Еремин, Е.С. Эпова, О.С. Русаль и др. // Журнал неорганической химии. – 2016. – № 8.*

6. *Замана Л.В., Чечель Л.П. Геохимия дренажных вод горнорудных объектов вольфрамового месторождения Бом-Горхон (Забайкалье) // Химия в интересах устойчивого развития. – 2014. – № 23. – С. 267–273.*
7. *Основные черты геохимии урана / под ред. акад. А.П. Виноградова. – 2-е изд., стереотипное и исправленное. – Томск : STT, 2013. – 374 с.*
8. *Сизых В.И. Бом-Горхонское вольфрамовое месторождение // Месторождения Забайкалья. – М. : Геоинформмарк, 1993. – Т. 1., кн. 1. – С. 134–138.*
9. *Чудненко К.В. Термодинамическое моделирование в геохимии: теория, алгоритмы, программное обеспечение, приложения. – Новосибирск : Гео, 2010. – 287 с.*
10. *Изучение комплексной сорбции в системе геотехногенные растворы – цеолитовые породы / Е.С. Эпова, О.В. Ерёмин, Р.А. Филенко и др. // Химия в интересах устойчивого развития. – 2013. – № 21. – С. 207–210.*
11. *Capelli E., Benes O., Konings R.J.M. Thermodynamic assessment of the LiF-$ThF_4$-$PuF_3$-$UF_4$ system // Journal of Nuclear Materials. – 2015. – Vol. 462. – P. 43–53.*
12. *Gaboreau S., Vieillard Ph. Prediction of Gibbs free energies of formation of minerals of the alunite supergroup // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2004. – Vol. 68, No. 16. – P. 3307–3316.*
13. *Gysi A.P., Williams-Jones A.E. The thermodynamic properties of bastnasite-(Ce) and parisite-(Ce) // Chemical Geology. – 2015. – Vol. 392. – P. 87–101.*
14. *Kim E.-Y., Osseo-Asare K. Aqueous stability of thorium and rare earth metals in monazite hydrometallurgy: Eh–pH diagrams for the systems Th-, Ce-, La-, Nd-($PO_4$)-($SO_4$)-$H_2O$ at 25 °C // Hydrometallurgy. – 2012. – Vol. 113–114. – P. 67–78.*
15. *Lapidus G.T., Doyle F.M. Selective thorium and uranium extraction from monazite: I. Single-stage oxalate leaching // Hydrometallurgy. – 2015. – Vol. 154. – P. 102–110.*
16. *Thermodynamic investigations of oxyfluoride of thorium and uranium / S. Mukherjee, S. Dash, S.K. Mukerjee et al // Journal of Nuclear Materials. – 2015. – Vol. 465. – P. 604–614.*
17. *Thermodynamics of solid phases containing rare earth oxides / A. Navrotsky, W. Lee, A. Mielewczyk-Gryn et al. // J. Chem. Thermodynamics. – 2015. – Vol. 86. – P. 126–141.*
18. *Rawat D., Dash S., Joshi A.R. Thermodynamic studies of thorium phosphate diphosphate and phase investigations of Th-P-O and Th-P-$H_2O$ systems // Thermochimica Acta. – 2014. – Vol. 581. – P. 1–13.*
19. *First experimental determination of the solubility constant of coffinite / S. Szenknect, A. Mesbah, Th. Cordara et al. // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2016. – Vol. 181. – P. 36–53.*

# КОМПЛЕКСНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ТРИТИЕВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОД БАССЕЙНА Р. ШАГАН

А.Ж. Есимбеков, А.О. Айдарханов, М.Р. Актаев, С.Н. Лукашенко

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан, esimbekov@nnc.kz

# INTEGRATED STUDIES OF THE TRITIUM CONTAMINATION OF THE SHAGAN RIVER WATERS

A.Zh. Esimbekov, A.O. Aidarkhanov, M.R. Aktayev, S.N. Lukashenko

Radiation Safety and Ecology Institute NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

As a result, work was analyzed the amount of data on the tritium contamination of ground water in the area of Shagan River from 1 to 30 km from the "atomic" lake for the period from 2011 to 2015. The nature of groundwater contamination in this interval differ anomalously high concentration and intense. change of tritium activity As a result, the range has been allocated 4, the most characteristic of the area: the first section of 1 to 3 km, the second portion from 5 to 8 km, the third portion 8 and 14th km and a fourth portion from 15 to 30 km from the "Atomic "lake. Tritium activity in the first and third portions ranges from 500 to 30 000 Bq / kg, the second region has weathered the character at the level of 43 000 Bq / kg, on the fourth section of ak-ciency of tritium also has sustained the character at the level of 15 000 Bq / kg and It is gradually reduced to 2000 Bq / kg. In order to define the mechanisms and pathways of tritium water entering the Shagan River complex in these areas additional work was carried out. In the area 1 to 3 km of the source of contamination of the Shagan River Basin waters are grounds Nabal "Atomic" lake of which are washed out of man-made radionuclides, including tritium, with precipitation and waters of the lake with the seasonal changes of the water level in the lake. In the second section, from 5 to 8 km from the "Atomic" lake is established that the source of pollution-tion are fractured water coming from the "Balapan" site with the left bank. Contaminated water fissure directly enter the surface water flow, simultaneously contaminating water and groundwater. In the next section, remote from the "atomic" lake from 8 to 14 km fissure water comes to the surface and the flow does not directly pass through the thickness of sediments in passing polluting underflow stream, which in turn contaminate the surface and ground water. The plot is from 15 to 30 km from the "Atomic" lake is different in the absence of surface-dotoka in large parts of the site and is generally characterized by a gradual decrease in the activity of tritium in groundwater. This pattern of groundwater contamination at the site due to the inflow of pollution on the underflow stream from the previous site and observed a gradual reduction in pollution, which indicates the possible presence of the inflow-fractured water.

## Введение

Река Шаган представляет собой самый протяженный поверхностный водоток. Она протекает на территории юго-восточной части СИП и вместе с притоком – р. Ащису, впадает в "Атомное озеро". Река характеризуется широкими пойменными равнинами, в пределах которых поверхностный водоток периодически меняет русло после значительных весенних паводков. В результате

этого, на отдельных участках реки может наблюдаться присутствие основного русла и "старого" русла. Наиболее наглядно это можно увидеть на участке выхода реки из "Атомного" озера, и на участке с 8 по 14 км от "Атомного озера".

Одной из особенностей реки является фрагментарное наличие поверхностного водотока на всем протяжении русла, что связано с понижениями и повышениями рельефа местности.

Еще одной особенностью является различия в геологическом составе пород и отложений, слагающих русло. В основном русло реки слагают рыхлые осадочные отложения, такие как песок, гравий, суглинки, глины. Но также существуют участки, где русло реки слагают обнаженные коренные породы.

Такие геологические условия протекания реки обуславливают влияние различных подземных вод, залегающих в этих геологических средах.

За период с 2011 по 2015 г. были изучены подземные воды бассейна р. Шаган на участке с 1 по 30 км от "Атомного" озера. Исследовались следующие виды подземных вод, распространенных в бассейне реки:

- Подрусловые воды – залегающие и протекающие под руслом реки в толще осадочных отложений слагающих русло реки. Подрусловые воды существуют и протекают даже если отсутствует поверхностный водоток реки.
- Грунтовые воды – залегающие также в осадочных породах. Распространены грунтовые воды там, где залегают вмещающие их осадочные породы, а в бассейне р. Шаган грунтовые воды распространены в основном на обоих берегах реки на глубине до 10–15 м.
- Трещинные воды – залегают в коренных скалистых породах в пустотах и трещинах. В основном коренные породы лежат под слоем осадочных отложений в том числе и глин, но часто выходят на дневную поверхность.

В общей сложности было создано более двухсот скважин для отбора и исследования грунтовых, трещинных и подрусловых вод.

По данным этих исследований, распределение трития в грунтовых водах было охарактеризовано аномально высокими концентрациями и интенсивным изменением активности трития. Такой характер загрязнения тритием грунтовых вод позволил выделить следующие участки:

- первый участок с 1 по 3 км;
- второй участок с 5 по 8 км;
- третий участок с 8 по14 км;
- и четвертый участок с 15 по 30 км от "Атомного" озера.

Необходимость определения механизмов загрязнения на выделенных участках обуславливают цель данной работы. Таким образом, целью данной работы являлось определение механизмов и путей поступления трития в воды р. Шаган. Для достижения данной цели была поставлена задача – определить механизмы загрязнения тритием вод реки на каждом из выбранных участков.

Данные о механизмах и путях поступления трития в воды реки Шаган – необходимы, так как р. Шаган является притоком р. Иртыш и используется в хозяйственной деятельности. Полученные данные будут использованы для контроля и прогноза тритиевого загрязнения вод бассейна р. Шаган.

## Методика работ

Исследовательские работы включали в себя полевую и камеральную часть.

В полевую часть входило создание скважин для отбора грунтовых и трещинных вод, отбор и измерение температуры подрусловых и поверхностных вод. Измерение температуры поверхностных и подрусловых вод проводилось для определения подтока более холодных трещинных вод.

Создание скважин проводилось самоходной буровой установкой ЛБУ 50-07 (рис. 1).

Вскрытие горизонтов грунтовых вод проводилось вращательным способом. Для проходки толщ осадочных отложений в качестве бурового инструмента использовалась шнек диаметром 135 мм. При вращательном способе в качестве породоразрушающего инструмента использовались шнеки, при вращении которых происходило вскрытие и вынос осадочных пород.

Скважины для отбора проб трещинных вод создавались ударно-вращательным методом, путем вскрытия твердых коренных пород, вмещающих трещинные воды. При ударно-вращательном методе в качестве породоразрушающего инструмента использовался пневмоударный молоток, работающий под действием сжатого воздуха и разрушающий породу ударно-скалывающим действием.

Буровые работы включали в себя: описание геоморфологических условий в месте заложения скважин, описание литологии слагающих пород, измерение глубины забоя скважин, измерение уровня грунтовых вод, описание обводненности скважин. Процессы бурения вращательным и ударно-вращательным методом показаны на рисунке (рис. 2)



***Рис. 1.*** *Буровая установка ЛБУ 50-07*



*а*

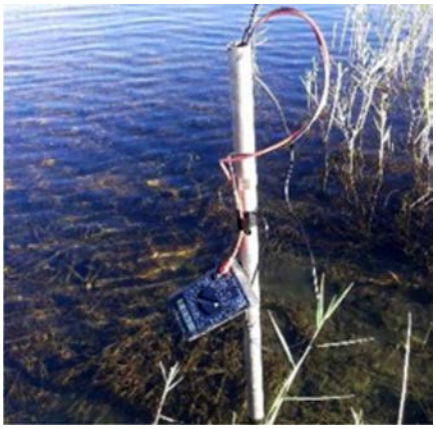


*б*

***Рис. 2.*** *Процесс бурения вращательным (а) и ударно-вращательным способом (б)*



*а*



*б*

***Рис. 3.*** *Процесс измерения температуры подрусловых (а) и поверхностных (б) вод*

Измерение температуры поверхностных и подрусловых вод проводилось электронным термометром. Для измерения подрусловых вод в пойменной части реки делалось углубление в земле не более 0,5 м до появления подрусловых вод, затем проводилось измерение температуры воды. Процесс измерения поверхностных и подрусловых вод показан на рисунке (рис. 3).

В камеральную часть входили лабораторные анализы (β-спектрометрический и общий химический анализ), построение литологических колонок и разрезов слагающих русло геологических пород, анализ полученных результатов.

Лабораторные работы по анализу отобранных проб проводились в соответствии с методическими указаниями и инструкциями на поверенной специализированной аппаратуре. Определение удельной активности трития в анализируемых пробах проводилось бета-спектрометрическими методом [1].

## Результаты и обсуждения

***Участок с 1 по 2 км от “Атомного” озера.*** На данном участке механизм формирования загрязнения определялся поэтапно. Сначала был определен характер загрязнения тритием и температурный режим поверхностных вод на основном и старом руслах реки, начиная от “Атомного” озера и до 2 км вниз по течению (рис. 4).

Результаты β-спектрометрических и температурных измерений представлены на графиках (рис. 5*а*, *б*).

Согласно представленному графику видно, что активность трития на “старом” русле составляет ~45000 Бк/кг, что значительно превышает значения на основном русле, где активность трития составляет не более 1700 Бк/кг.

Также прослеживается снижение температуры в интервале высоких значений трития на “старом” русле и на двух участках на основном русле, что свидетельствует о подтоке более холодных подземных вод.

Первоначально, это объяснялось подтоком подземных вод с пл. “Балапан”. С целью проверки данного предположения был создан ряд скважин по профилю, расположенному с запада на восток с пл. “Балапан” (рис. 4). По этому профилю было пробурено 6 скважин и вскрыт горизонт грунтовых вод. Активность трития в грунтовых водах и геологическое строение, полученное по результатам бурения, представлено на рисунке 6.

В результате было установлено, что активность трития в грунтовых водах, поступающих с пл. “Балапан”, в скважинах 12АО и 13АО ниже пределов минимально-детектируемых значений используемой аппаратуры (≤13 Бк/кг). Максимальные значения трития

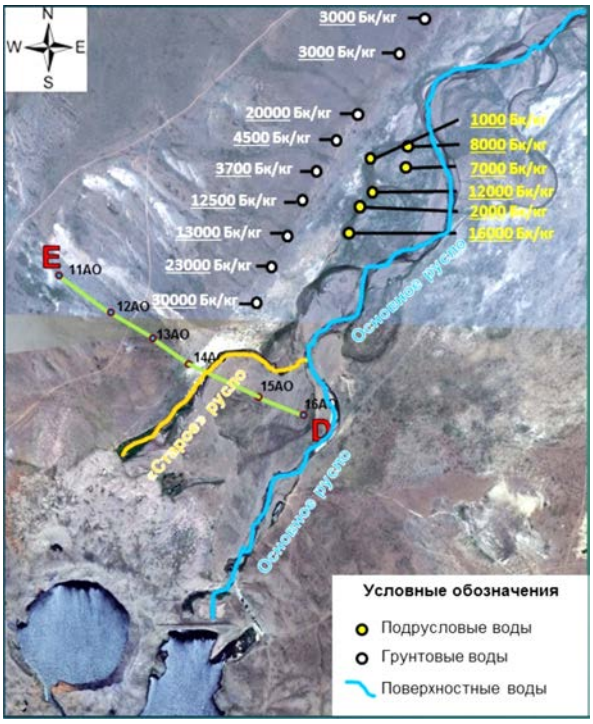



***Рис. 4.*** *Участок выхода р. Шаган из "Атомного" озера*

(15 000 Бк/кг) фиксируются в скважине 14АО, пробуренной на расстоянии 100 м от "старого" русла и входящей в зону влияния поверхностного водотока на грунтовые воды. В скважинах 15АО и 16АО удаленных от "старого" русла на 100 и 300 м соответственно активность трития постепенно снижается и составляет 7 500 и 5 500 Бк/кг соответственно.

Из геологического разреза также видно, что общий уровень грунтовых вод имеет сток с пл. "Балапан" в сторону русла р. Шаган.

Данные результаты свидетельствуют об отсутствии влияния грунтовых вод, поступающих с пл. "Балапан", на загрязнение тритием поверхностных вод р. Шаган. Следовательно, источником загрязнения на данном участке являются грунты навала "Атомного" озера из которых происходит вымывание техногенных радионуклидов, в том числе и трития, с атмосферными осадками и водами озера при сезонных изменениях уровня воды в озере.

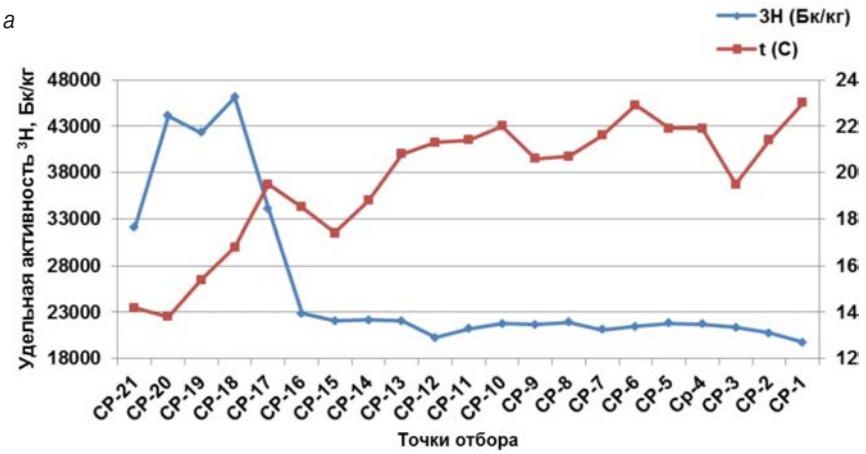
Это подтверждают результаты исследования грунтовых и подрусловых вод в пойменной части реки. Грунтовые и подрусловые воды, протекающие в пойменной части, продолжающей направление старого русла, сохраняют аналогичные высокие значения. Активность трития в грунтовых водах составляет в пределах 20 000–30 000 Бк/кг, а в подрусловых водах находится на уровне 12 000–16 000 Бк/кг (рис. 4).

Таким образом, на участке с 1 по 2 км от "Атомного" озера источником загрязнения вод бассейна р. Шаган являются грунты навала "Атомного" озера из которых происходит вымывание техногенных радионуклидов, в том числе и трития, с атмосферными осадками и водами озера при сезонных изменениях уровня воды в озере.

***Участок с 5 по 8 км от "Атомного" озера.*** Данный участок характеризуется максимальными концентрациями трития в грунтовых и поверхностных водах. Характер тритиевого загрязнения вод представлен на графике (рис. 7).

Как видно из графика, степень загрязнения поверхностных вод выше уровня загрязнения грунтовых вод, что говорит о том, что грунтовые воды не являются источником загрязнения на данном участке. Были исследованы трещинные воды, так как на данном участке происходит обнажение коренных пород, и рус-

*а*




*б*

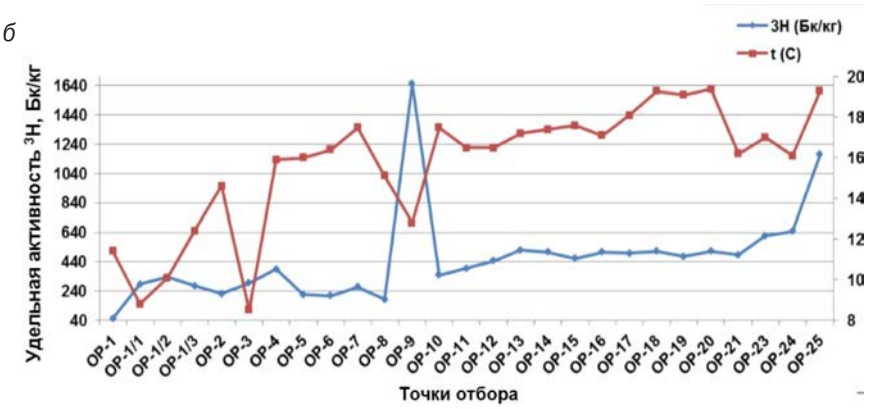



***Рис. 5.*** *Удельная активность $^3H$ и температура на участках "старого" (а) и основного (б) русла р. Шаган на выходе из "Атомного" озера*

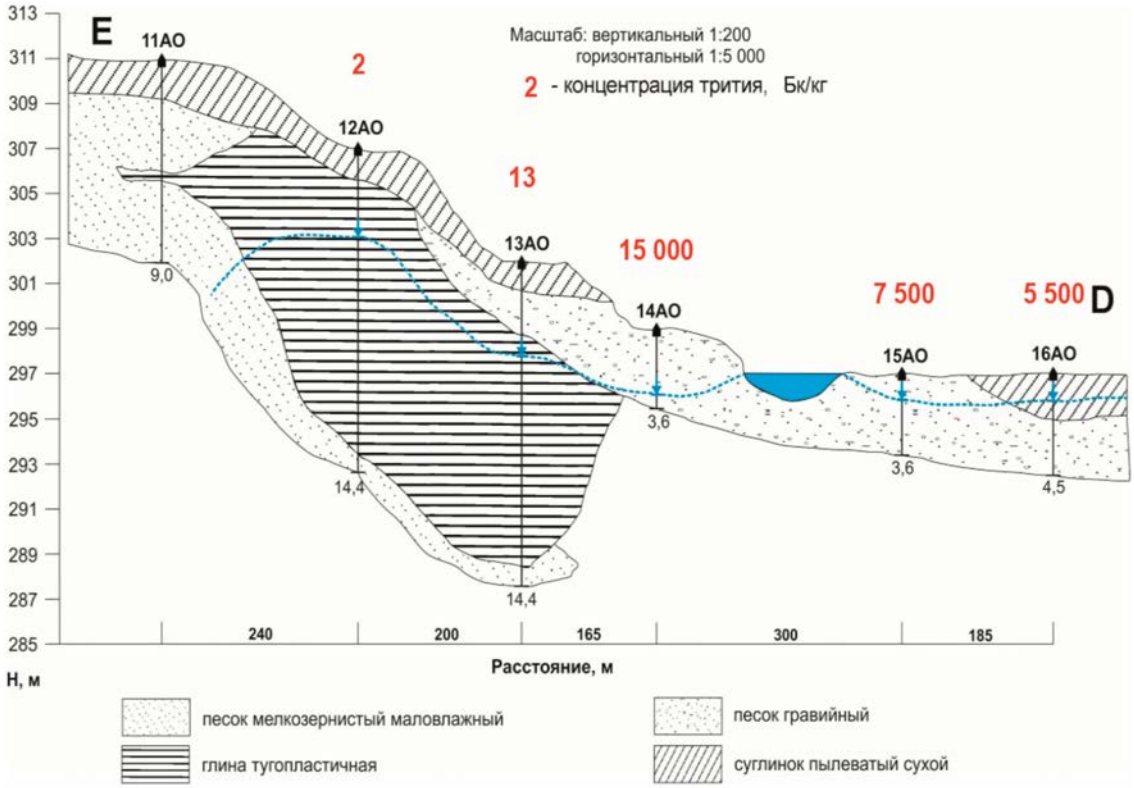



***Рис. 6.*** *Геологический разрез по профилю E–D*

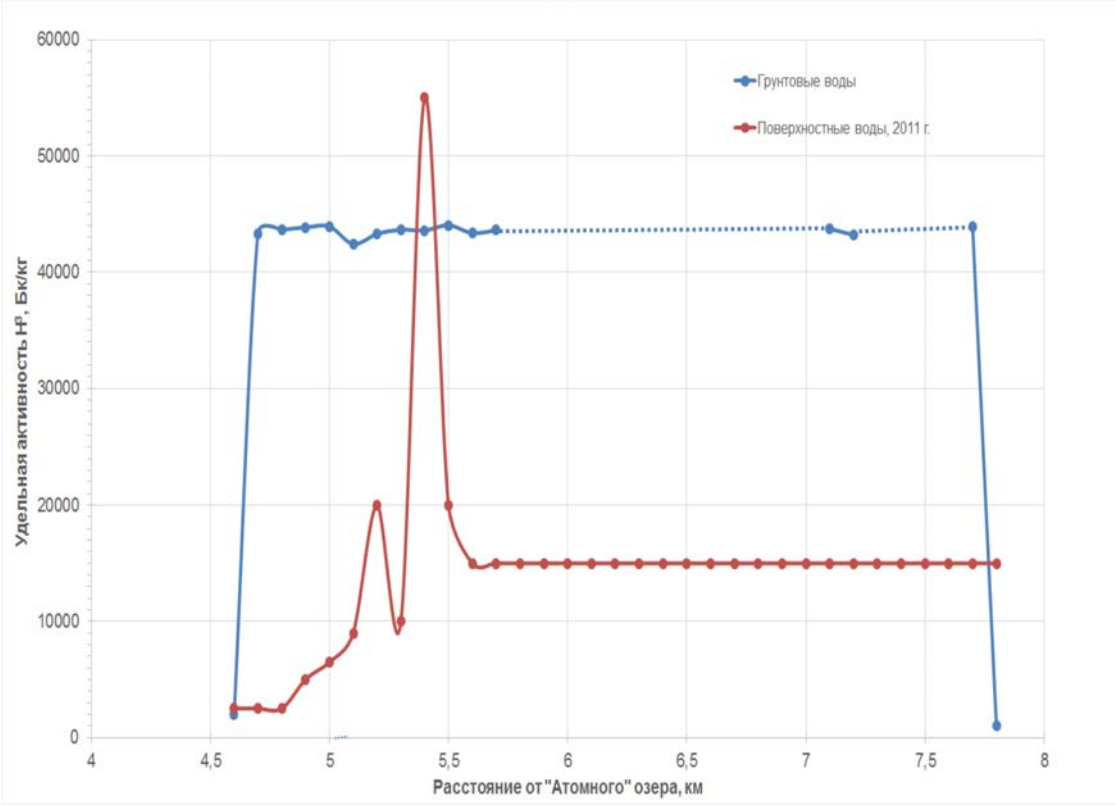



***Рис. 7.*** *Удельная активность $^{3}$H в грунтовых и поверхностных водах на участке с 5 по 8 км от "Атомного" озера*

ло протекает по скалистым породам вмещающим трещинные воды. Исследование трещинных вод проводилось по профилю А-В, проложенному перпендикулярно руслу и пересекающему правый и левый берег реки (рис. 8).

По профилю были созданы 4 скважины, две на левом берегу и две на правом берегу.

В результате установлено, что активность трития в трещинных водах на несколько порядков превышает активность трития в грунтовых водах. Активность трития в трещинных водах левого берега составляет 300000–350000 Бк/кг, на правом берегу активность трития составляет 36000 Бк/кг.




***Рис. 8.*** *Расположение исследовательского профиля А–В*

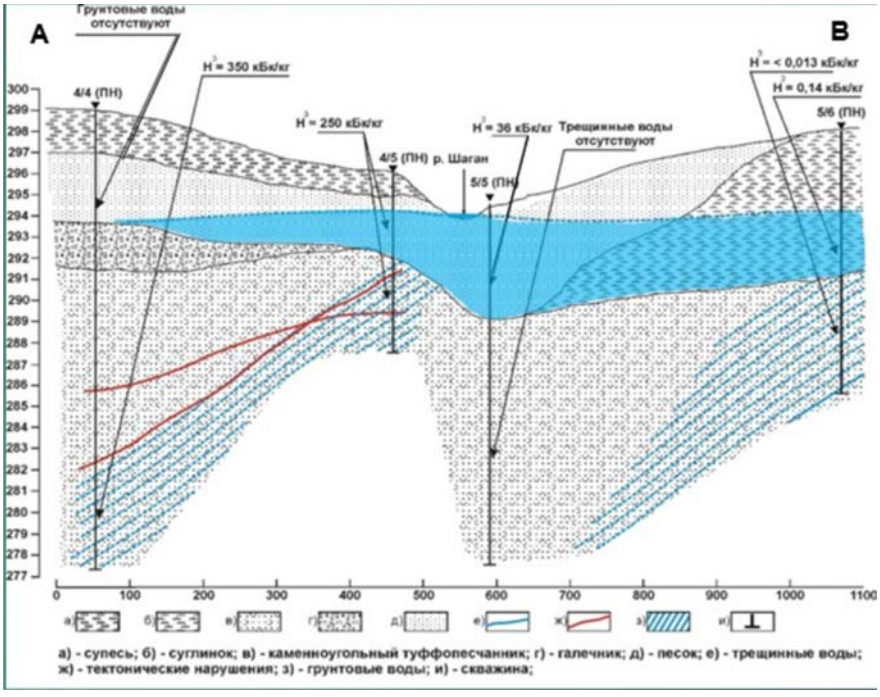



***Рис. 9.*** *Геологический разрез по профилю А–В*

По результатам бурения скважин по профилю А-В был построен геологический разрез, который характеризуется выклиниванием осадочных отложений у русла реки и отсутствием водоупорных глин, что свидетельствует о прямом поступлении трещинных вод в поверхностные воды реки (рис. 9).

Данное утверждение подтверждают результаты термометрии, проведенной в поверхностных водах послойно (рис. 10).

Температура воды у дна, в точке максимальных концентрации трития (5,1 км от “Атомного” озера), на несколько градусов ниже, чем у поверхности, что свидетельствует о подтоке более холодных трещинных вод. А в точке, с минимальной активностью трития (2,6 км от “Атомного” озера) изменение температуры по глубине не происходит, следовательно, подтока трещинных вод нет.

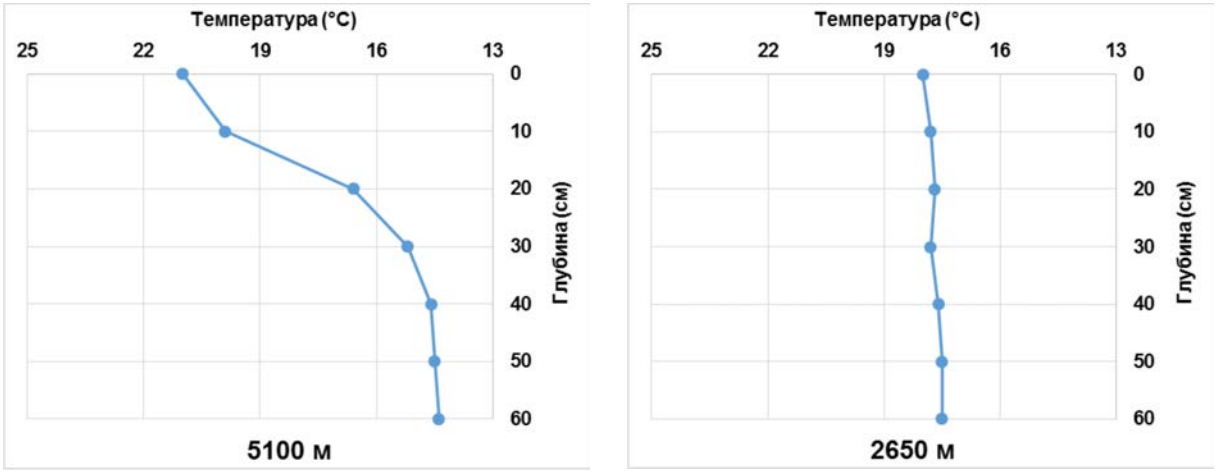
Таким образом, на этом участке источником загрязнения являются трещинные воды, поступающие с пл. “Балапан” с левобережной части. Загрязненные трещинные воды напрямую поступают в поверхностный водоток, попутно загрязняя грунтовые воды.

***Участок с 8 по 12 км от “Атомного” озера.*** Механизм и пути поступления загрязнения на данном участке определялись исходя из геоморфологической характеристики русла реки. На этом интервале отсутствует визуальный выход коренных пород на поверхность, и, следовательно, прямое поступление трещинных вод отсутствует. Русло протекает по равнинной местности, и характерно выделяется широкая пойменная часть, расположенная в понижении слева от поверхностного водотока и надпойменная часть, отличающаяся повышением относительно поймы реки. Таким образом, были выделены две зоны исследования: зона распространения подрусловых вод или пойменная часть и зона распространения грунтовых вод или надпойменная часть (рис. 11).

Было исследовано три участка распространения подрусловых вод: один основной и два дополнительных. Подрусловые воды дополнительных участках исследовалась для оценки влияния подрусловых вод, загрязненным на участке с 5 по 8 км от “Атомного” озера, на загрязнение поверхностных вод данного участка.

На основном участке, подрусловый поток исследовался для определения возможного источника загрязнения поверхностных вод. Грунтовые воды исследовались по всей ширине надпойменной части левого берега.

В результате были полу-




*а* *б*

***Рис. 10.*** *Изменение температуры по глубине поверхностного потока р. Шаган на удалении 5,1 км (а) и 2,6 км (б) от "Атомного" озера*

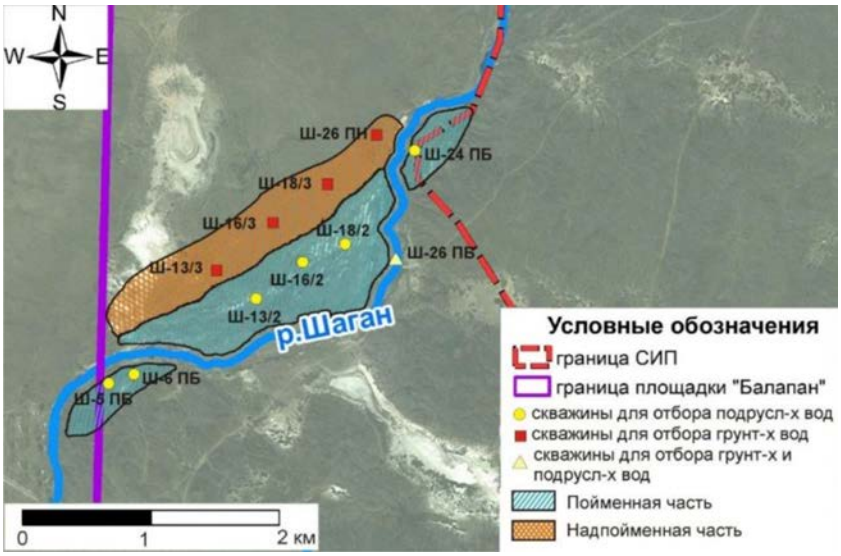



***Рис. 11.*** *Расположение зон исследования и скважин*

чены данные по содержанию трития на всех трех участках распространения подрусловых вод и в надпойменной части. Данные представлены на графиках (рис. 12).

Согласно полученным данным, тритиевое загрязнение подрусловых вод на дополнительных участках составляет от 1500 до 5000 Бк/кг, тогда как уровень загрязнения поверхностных вод на участке с 5 по 8 км составляет ~45000 Бк/кг. Это свидетельствует о том что, подрусловые и поверхностные воды участка с 5 по 8 км от "Атомного" озера не являются источником загрязнения на данном участке.

Грунтовые воды, имеющие уровень загрязнения от 200 до 5000 Бк/кг, также не являются источником загрязнения на данном участке.

Следовательно, на основном участке, где подрусловые воды наиболее загрязнены тритием в пределах 21000–23000 Бк/кг, происходит подток загрязненных трещинных вод, и далее загрязнение через подрусловые воды поступает в поверхностный водоток.

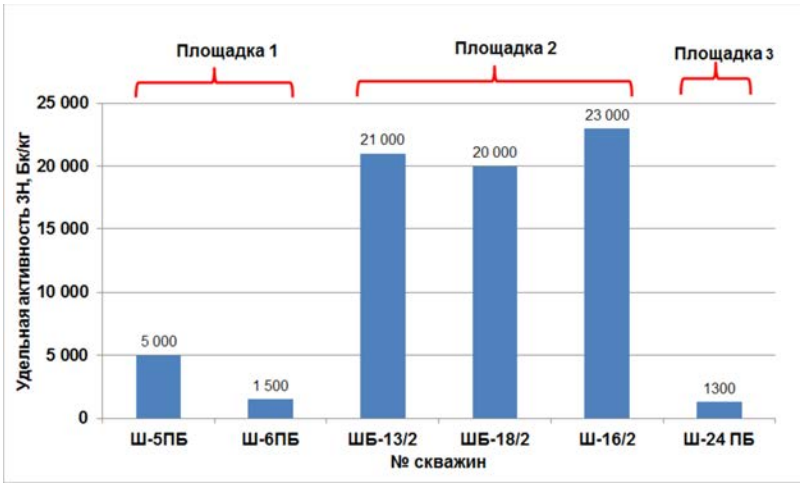
Такой механизм загрязнения подтверждают результаты термометрии поверхностных вод (рис. 13).

Температура поверхностных вод на исследуемом участке в целом равномерна и держится в пределах от 17 до 27 °С, что говорит об отсутствии прямого поступления трещинных вод.

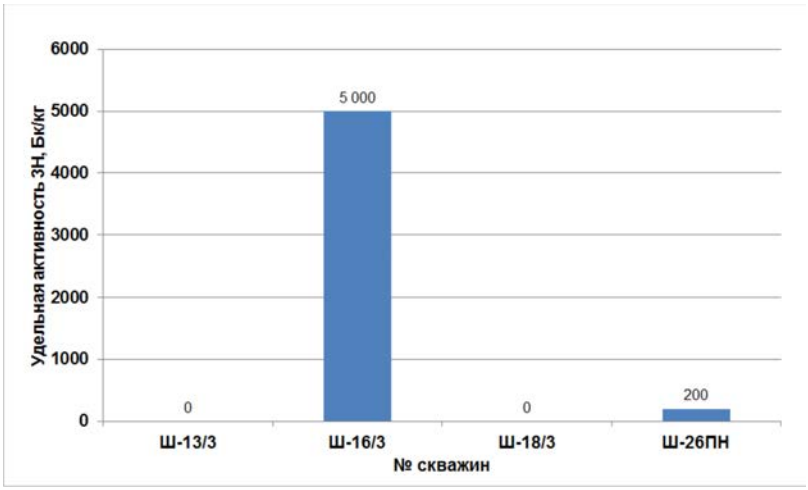
***Участок с 14 по 30 км от "Атомного" озера.*** Участок с 15 по 30 км от "Атомного" озера отличается отсутствием поверхностного водотока на практически на всем протяжении. Обзорная карта участка с расположением исследовательских профилей представлена на рисунке (рис. 14).

Содержание трития в грунтовых водах данного участка представлено на графике (рис. 15).

В целом, характер загрязнения данного участка отличается постепенным снижением активности трития в грунтовых водах. В интервале с 15 по 20 км, наблюдается выдержанный характер активности трития. Такой характер загрязнения грунтовых вод на данном участке




*а*




*б*

***Рис. 12.*** *Удельная активность $^{3}H$ в подрусловых (а) и грунтовых водах (б) исследуемого участка*

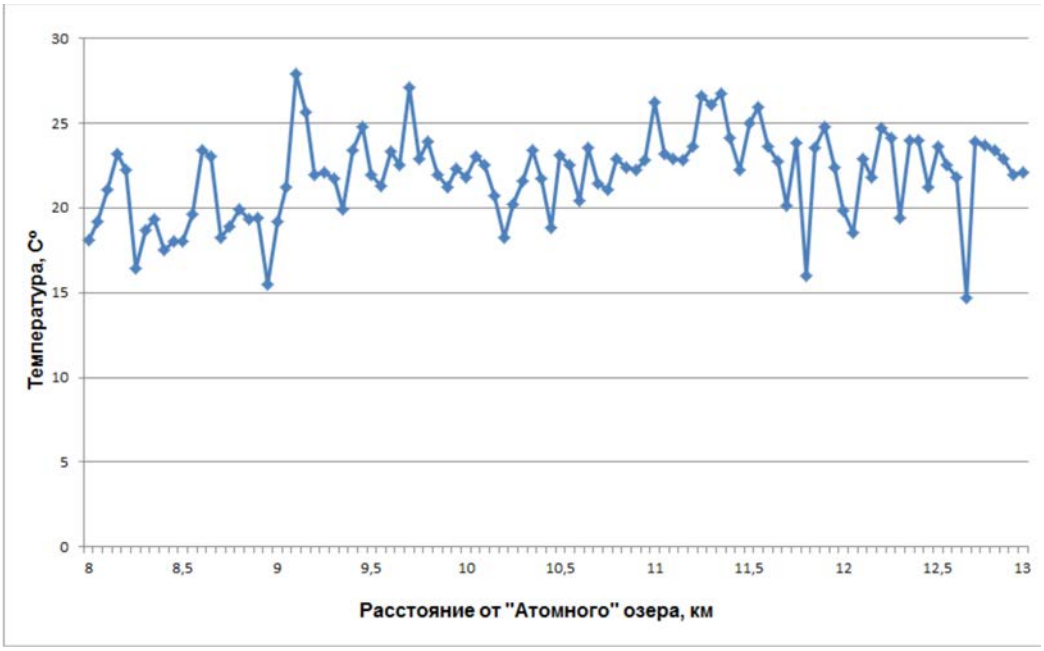



***Рис. 13.*** *Изменение температуры поверхностных вод исследуемого участка*

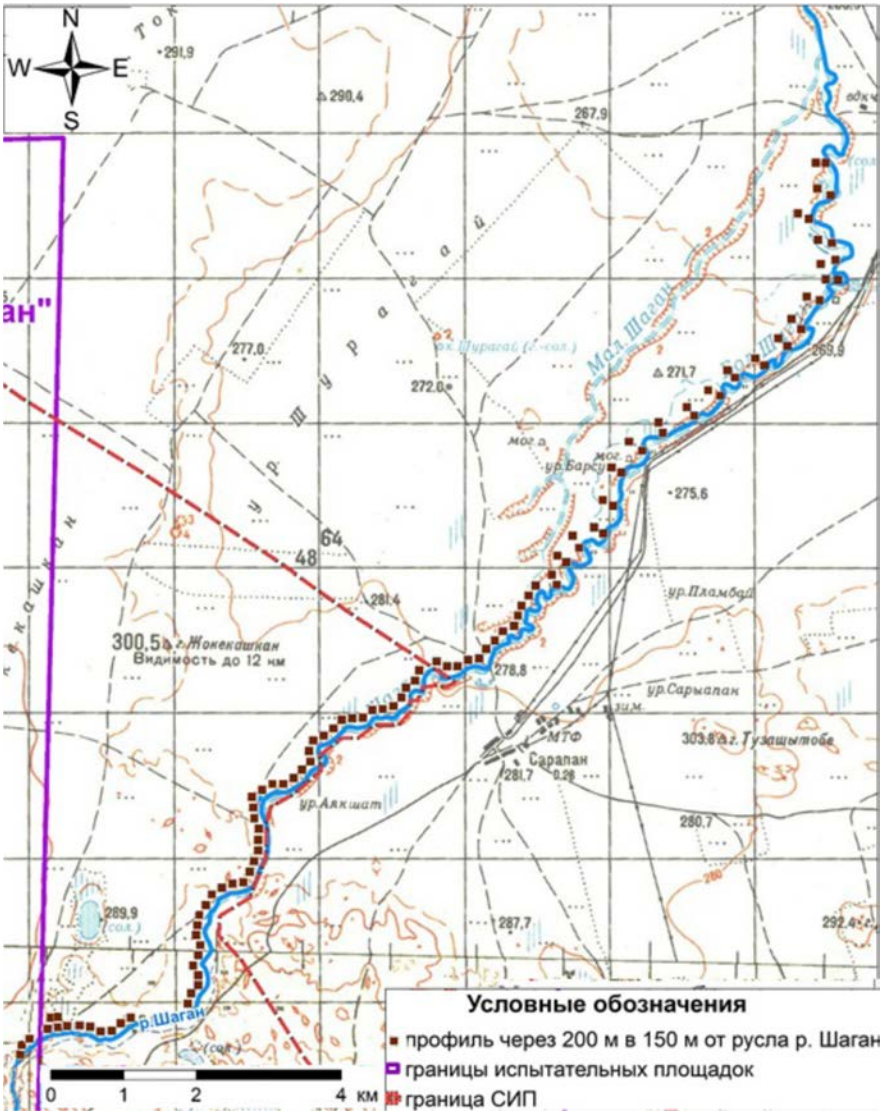



***Рис. 14.*** *Расположение исследовательских профилей на участке исследования*

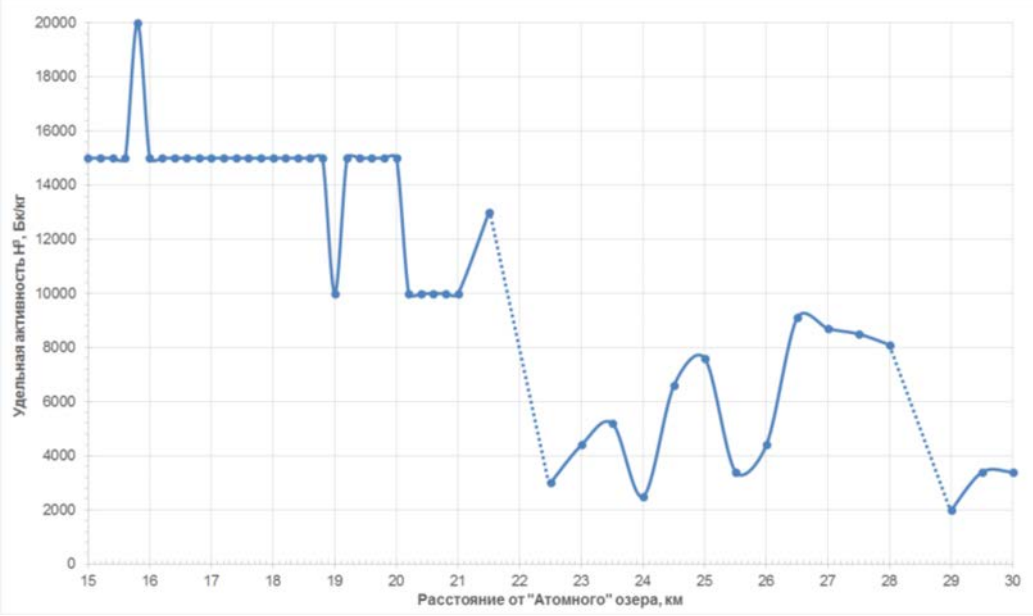



***Рис. 15.*** *Удельная активность $^{3}H$ в грунтовых водах исследуемого участка*

обусловлен поступлением загрязнения по подрусловому потоку с предыдущего участка и прослеживается постепенное снижение загрязнения, что свидетельствует об отсутствии подтока трещинных вод.

**Выводы**

В результате анализа данных о радионуклидном загрязнении вод бассейна р. Шаган, полученных за период с 2011 по 2015 гг., мы определили характер загрязнения подземных вод на всем исследовательском интервале с 1 по 30 км от "Атомного" озера, а также установили механизмы и пути формирования загрязнения на каждом из 4 выделенных участках:

– на первом участке с 1 по 2 км от "Атомного" озера загрязнение формируется за счет поступления вод "Атомного" озера по направлению "старого" русла. Грунтовые и трещинные воды пл. "Балапан" не оказывают влияние на загрязнение;
– на втором участке, на удалении 5 км от "Атомного" озера, поверхностные, подрусловые и грунтовые воды загрязняют трещинные воды, поступая непосредственно в русло реки;
– на третьем участке, с 8 по 12 км от "Атомного" озера, источником загрязнения также являются трещинные воды, но поступают в поверхностные и грунтовые воды не напрямую, а через подрусловый поток;.
– и на четвертом участке, с 14 по 30 км от "Атомного" озера, происходит постепенное снижение загрязнения, что свидетельствует об отсутствии подтока трещинных вод.

***Литература***

1. *Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета. – Международный стандарт ISO 9698:1989 (E). – Введ. 1989-12-01. – М. : ВЦП НТЛИД, 1990.*

# РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В САЖИСТЫХ БУРЫХ УГЛЯХ ЮГО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ КАНСКО-АЧИНСКОГО УГОЛЬНОГО БАССЕЙНА

Т.К. Жданов, М.С. Мельгунов

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, mike@igm.nsc.ru

# RADIOACTIVE ELEMENTS IN SOOTY BROWN COALS OF KANSKO-ACHINSK COAL BASIN SOUTH-WESTERN PART

T.K. Zhdanov, M.S. Melgunov

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy Siberian Branch Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russia

Изучено распределение радиоактивных элементов уранового ряда ($^{238}$U, $^{226}$Ra и $^{210}$Pb) в сажистых бурых углях ряда месторождений юго-западной части Канско-Ачинского угольного бассейна. Показано, что повышенные содержания указанных элементов, вплоть до аномальных величин, характерны для всех изученных объектов. Это, по-видимому, является характерной особенностью высокоокисленных бурых углей в приконтактной с перекрывающими четвертичными отложениями зоне. По состоянию радиоактивного равновесия между $^{238}$U и $^{226}$Ra выделяются три типа радиоактивных аномалий: урановая, радиевая и равновесная.

We studied the distribution of radioactive elements of the uranium series ($^{238}$U, $^{226}$Ra and $^{210}$Pb) in sooty brown coals of some deposits of South-Western part of Kansk-Achinsk coal basin. It was shown that higher contents of these elements, up to anomalous values are characteristic for all the studied objects. This apparently is a characteristic feature high oxidized brown coal at the contact with overlying Quaternary deposits of the area. There are three types of the radioactive equilibrium anomalies between $^{238}$U and $^{226}$Ra: uranium, radium and equilibrium.

**Введение**

Канско-Ачинский угольный бассейн находится на территории Красноярского края (более 80%) и частично в пределах Кемеровской и Иркутской областей, имеет протяженность в широтном направлении 800 км от р. Золотой Китат на западе до р. Бирюсы на востоке. Площадь развития континентальных угленосных отложений составляет около 60 тыс. км$^2$ [2]. Юрские отложения бурых углей Канско-Ачинского угольного бассейна это источник горючего для тепловых станций и печного отопления, используемого местным населением. Ранние и средние юрские угольные формации в западной части бассейна формируют большую синклиналь с плавно погружающимся северным и южным крыльями. Мощность слоев углей достигает 60–80 м. В настоящее время в активной разработке находятся девять крупных месторождений бурых углей, с запада на восток: Тисульское, Урюпское, Барандатское, Березовское, Кубитеньское, Алтатское, Назаровское, Итататское, Боготольское. Слои угля в этой части бассейна залегают почти горизонтально и очень удобны для открытой добычи, поскольку расположены на небольшой глубине. Мощность перекрывающих четвертичных отложений здесь колеблется нескольких метров до нескольких десятков метров. Обычно рядовые (неизмененные) угли характеризуются низкими содержаниями микроэлементов и, соответственно, низкой радиоактивностью. В соответствии с литературными данными [1, 4] средние содер-

жания урана в неизмененных углях для различных отложений западной части Канско-Ачинского бассейна варьируют от 1 до 11 г/т, что соответствует его удельной активности 12–140 Бк/кг. Содержания тория в рядовых и высокоокисленных углях, как правило, не превышает 3 г/т [2]. Зольность рядовых углей находится в пределах 6–16%. Обычно верхняя часть угольных пластов, расположенная непосредственно под четвертичными отложениями, окислена. Самые верхние горизонты окисленных углей (0,5–1,5 метра от места контакта с четвертичными отложениями) сильно выветрены. Уголь здесь часто становится рыхлым и имеет сажистую структуру. Поэтому такие образования часто называют сажистыми углями. Гумусовые кислоты, присутствующие в высокоокисленных сажистых углях, представляют собой мощный геохимический барьер. Взаимодействие с гумусовыми кислотами приводит к аккумуляции урана в углях Канско-Ачинского угольного бассейна [4]. Зольность таких углей увеличивается до 25–35%. Содержания урана в окисленных и, особенно, в сажистых углях могут достигать 2100 г/т (26000 Бк/кг).

Целью данной работы является выявление основных закономерностей вертикального распределения радиоактивных элементов уранового ряда в сажистых углях юго-западной части Канско-Ачинского угольного бассейна.

## Объект исследования

Для изучения вертикального распределения радионуклидов уранового ряда в сажистых углях, на ряде месторождений юго-западной части Канско-Ачинского бассейна была отобрана серия вертикальных профилей высокоокисленных сажистых углей: 1) Итатский разрез – 3 профиля; 2) Березовский разрез – 2; 3) естественный выход углей у д. Глинка – 6; 4) Ново-Алтатский разрез – 2. Глубина отбора от контакта с перекрывающими четвертичными отложениями не превышала 2,5 м. Все профили отбирались послойно, с интервалами от 2 до 20 см.

## Методики определения радиоактивных элементов

Определение $^{238}$U, $^{226}$Ra и $^{210}$Pb проводилось методом высокоразрешающей полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием HPGe детектора колодезного типа EGPC192-P21-R (EURISYS MESURES, Франция) по методике, изложенной в работах [3, 6]. Рабочий объем детектора 200 см$^3$, разрешение лучше 2,1 кэВ на энергии 1,33 МэВ. Методика учитывает влияние ряда мешающих факторов: геометрии измерения, плотности анализируемого образца, наложения мешающих пиков и эффекта каскадного суммирования аналитических гамма-линий. Для определения радионуклидов использовались следующие аналитические гамма линии: $^{238}$U – низкоэнергетические линии $^{234}$Th 63,3 кэВ (выход линии 4,8%) и 92,38–92,8 кэВ (5,6%), $^{226}$Ra – 186,1 кэВ (3,5%), $^{210}$Pb – 46,5 кэВ (4,25%). При расчете содержаний $^{226}$Ra учитывался вклад наложенной линии 185,7 кэВ ($^{235}$U). Нижний предел обнаружения активностей указанных радионуклидов составляет 0,02 Бк при массе навески 10 г и времени измерения 12 ч. Аналитическая ошибка единичного измерения при тех же начальных условиях зависит от абсолютной величины удельных активностей (Ауд, Бк/кг) определяемых радионуклидов и составляет по критерию 2 сигма ±10% для Ауд>100 Бк/кг, ±15% при 40<Ауд<100 Бк/кг, ±20% при 10<Ауд<40 Бк/кг, ±30% при 2<Ауд<10 Бк/кг. Длительность измерения единичного образца составляла от 4 до 12 ч.

## Обсуждение результатов

Изучение вертикального распределения $^{238}$U, $^{226}$Ra и $^{210}$Pb в отобранных для исследования профилях сажистых углей показало, что в каждом из них фиксируется наличие повышенного, а часто и аномального содержания радионуклидов уранового ряда. Мощности зон проявления аномальных активностей радиоактивных элементов составляют от 0,4 до 2 м. Значения максимальных активностей $^{238}$U или $^{226}$Ra в них варьируются от 600 до 12000 Бк/кг. Наибольшие активности естественных радиоактивных элементов наблюдаются в сажистых углях естественного выхода у д. Глинка и Итатском месторождении. Во всех изученных профилях сажистых углей отмечаются низкие содержания $^{232}$Th, не превышающие величину 1 г/т (5 Бк/кг). По-видимому, наличие повышенных концентраций естественных радиоактивных элементов уранового ряда, в том числе достигающих аномально высоких значений, является характерной особенностью сажистых углей.

По соотношению активностей $^{238}$U и $^{226}$Ra выявляются три типа радиоактивных аномалий, о чем ранее говорилось в работе [5]: а) урановый – нарушение радиоактивного равновесия в сторону урана относительно ра-

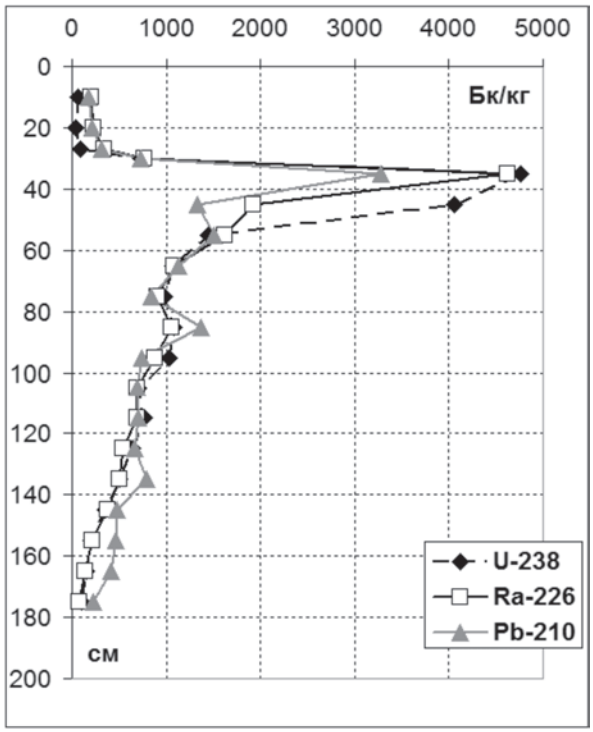



***Рис. 1.*** *Равновесный тип аномальной активности урана-радия. Итатский разрез КА07-3*

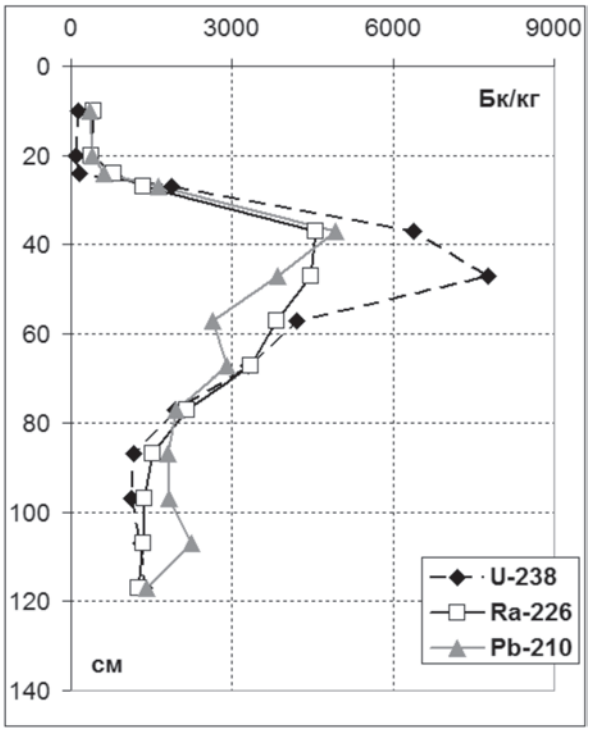



***Рис. 2.*** *Урановый тип аномальной активности урана-радия. Итатский разрез КА07-1*

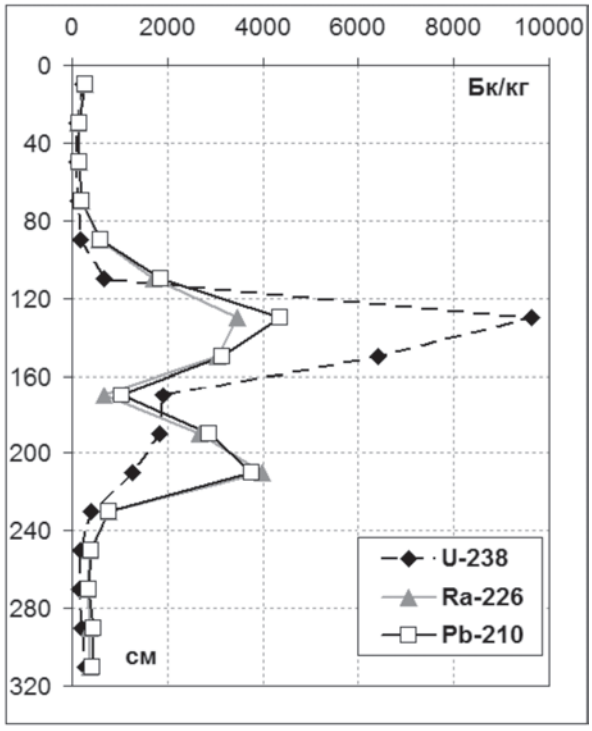



***Рис. 3.*** *Урановый и радиевый тип аномальной активности урана-радия. Итатский разрез КА05-21*

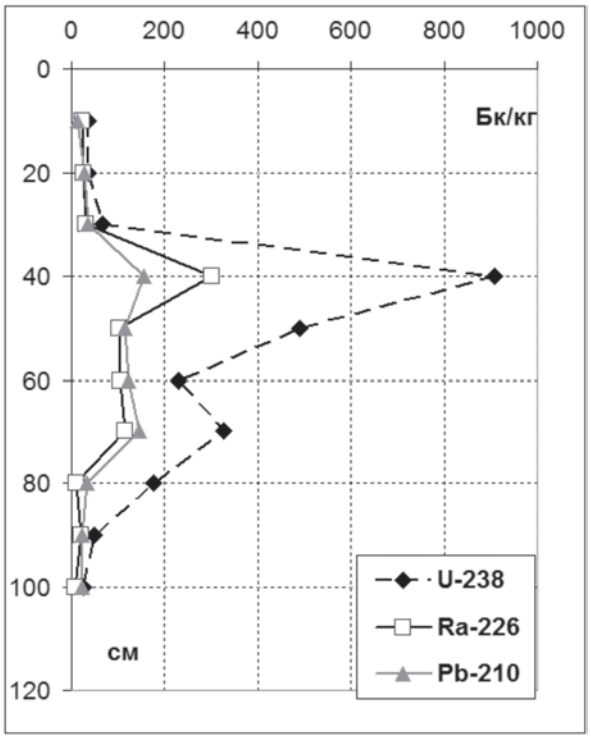



***Рис. 4.*** *Урановый тип аномальной активности урана-радия. Ново-Алтатский разрез НА06-2*

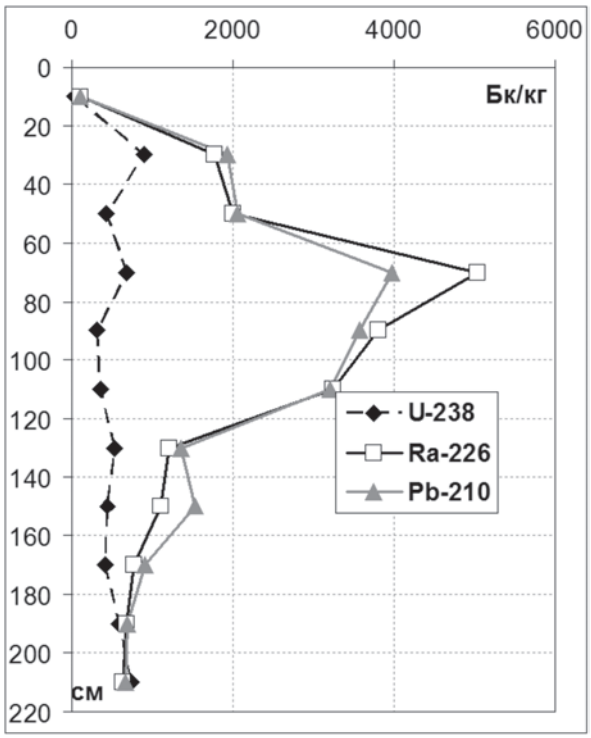



***Рис. 5.*** *Радиевый тип аномальной активности урана-радия. Березовский карьер КА05-13*

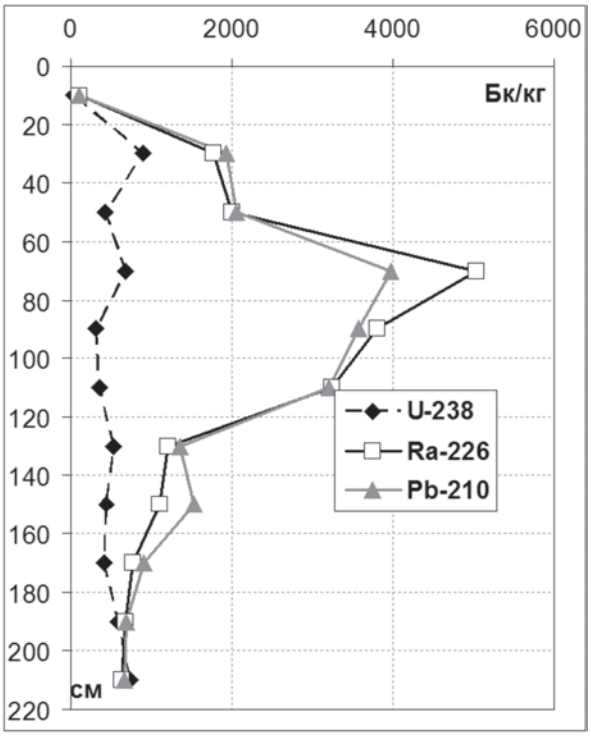



***Рис. 6.*** *Радиевый тип аномальной активности урана-радия. Березовский карьер КА05-14*

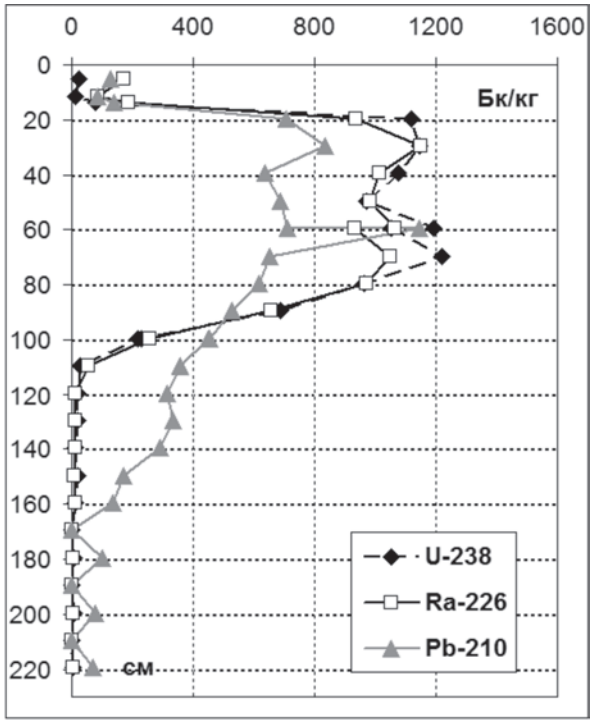



***Рис. 7.*** *Равновесный тип аномальной активности урана-радия. Деревня Глинка КА05-100*

дия; б) радиевый – нарушение радиоактивного равновесия в сторону радия относительно урана; в) равновесный – уран и радий находятся в состоянии близком к вековому радиоактивному равновесию.

*Итатский разрез:*

1. Вертикальный профиль КА07-3 (рис. 1) (равновесный тип). В зоне контакта углей и перекрывающих пород со стороны глин отношение активности $^{238}U$ к активности $^{226}Ra$ составляет 0,2–0,3. В точке максимальной активности $^{238}U$ и $^{226}Ra$ и далее вниз по профилю это отношение близко к 1. Исключение составляет горизонт 40–50 см, где наблюдается нарушение радиоактивного равновесия между $^{238}U$ и $^{226}Ra$ в пользу первого. Здесь отношение активностей этих изотопов равно 2,1.
2. Вертикальный профиль КА07-1 (рис. 2) (урановый тип). В зоне контакта углей и перекрывающих пород со стороны глин отношение активности $^{238}U$ к активности $^{226}Ra$ составляет 0,2–0,3. В точке максимальной активности $^{238}U$ и $^{226}Ra$ это отношение равно 1,75. Далее вниз по профилю отмечаются значения отношений в диапазоне 0,85–0,95.
2. Вертикальный профиль КА05-21 (рис. 3) (комбинированный тип – сочетание урановой и радиевой аномалии). В горизонте 130 см наблюдается первый пик аномальных содержаний $^{238}U$ и $^{226}Ra$, где отношение их активностей равно 2,7. Ниже горизонта 1,7 м наблюдается второй аномальный пик, для которого характерен избыток $^{226}Ra$. Величина отношения активностей $^{238}U$ и $^{226}Ra$ в максимуме второго пика равна 0,31.

*Ново-Алтатский разрез:* Вертикальный профиль КА06-2 (рис. 4) (урановый тип). В зоне контакта углей и перекрывающих глин со стороны глин отношение активности $^{238}U$ к активности $^{226}Ra$ составляет 1,5–2. В точке максимальной активности $^{238}U$ и $^{226}Ra$ это отношение равно 3.

*Березовский разрез:*

1. Вертикальный профиль КА05-13 (рис. 5) (радиевый тип). В зоне контакта углей и перекрывающих глин со стороны глин отношение активности $^{238}U$ к активности $^{226}Ra$ составляет 0,3. В точке максимальной активности $^{238}U$ и $^{226}Ra$ это отношение равно 0,5. Далее вниз по профилю значения отношения лежат в диапазоне 0,1–0,5. Однако в самых нижних горизонтах оно возрастает до значения близкого к 1.
2. Вертикальный профиль КА05-14 (рис. 6) (радиевый тип). В зоне контакта углей и перекрывающих глин со стороны глин отношение активности $^{238}U$ к активности $^{226}Ra$ составляет 0,4. В точке максимальной активности $^{238}U$ и $^{226}Ra$ это отношение равно 0,5. Далее вниз по профилю отмечаются значения отношений в диапазоне 0,12–0,5. В самых нижних горизонтах этого и предыдущего вертикального профилей отмечается рост отношения активности $^{238}U$ и $^{226}Ra$. Значения отношения возрастает до 3,1 и 1,2 соответственно.

*Естественный выход углей у д. Глинка:*

1. КА05-100 (рис. 7) (равновесный тип). В зоне контакта углей и перекрывающих глин со стороны глин отношение активности $^{238}U$ к активности $^{226}Ra$ составляет 0,13–0,42. В точках максимальной активности

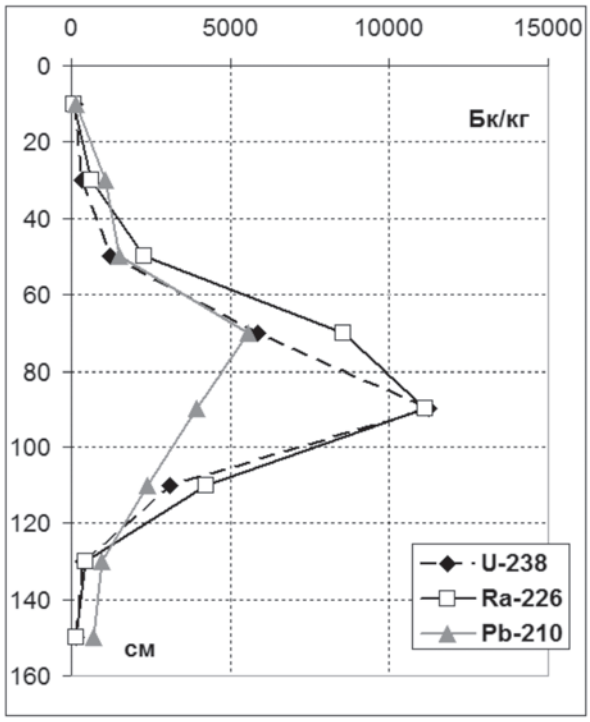



***Рис. 8.*** *Равновесный тип аномальной активности урана-радия. Деревня Глинка КА05-9*

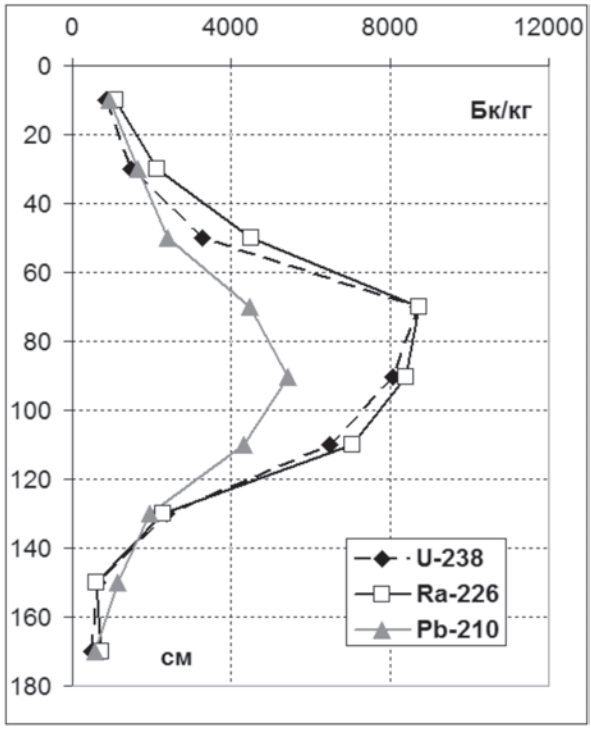



***Рис. 9.*** *Равновесный тип аномальной активности урана-радия. Деревня Глинка КА05-13D*

$^{238}$U и $^{226}$Ra это отношение близко к 1. Далее вниз по профилю отмечаются значения отношений в диапазоне 0,45-0,85. В самых нижних горизонтах профиля это отношение повышается до 1,4–1,6.

2. КА05-9 (рис. 8) (равновесный тип). В зоне контакта углей и перекрывающих глин со стороны глин отношение активности $^{238}$U к активности $^{226}$Ra составляет 1,17. В точках максимальной активности $^{238}$U и $^{226}$Ra это отношение близко к 1. Далее вниз по профилю значения отношений лежат в диапазоне 0,74–0,80; в) КА05-13D (рис. 9) (равновесный тип). В зоне контакта углей и перекрывающих глин со стороны глин отношение активностей $^{238}$U и $^{226}$Ra составляет 0,70-0,80. В точках максимальной активности $^{238}$U и $^{226}$Ra и далее вниз по профилю это отношение близко к 1.

Для ряда вертикальных профилей сажистых углей: Итатский разрезе (КА07-3, КА07-1, рис. 1, 2), Ново-Алтатский разрез (КА06-2, рис. 4), Березовский разрез (КА05-13, рис. 5) и естественных выход у д. Глинка (КА05-100, КА05-9, КА05-13D, рис. 7, рис. 8, рис. 9), – отмечается нарушение радиоактивного равновесия между $^{226}$Ra и $^{210}$Pb. Здесь отношения их активностей могут составлять 0,40–0,55. Недостаток $^{210}$Pb свидетельствует о значительной эманационной способности сажистых углей в условиях их естественного залегания.

## Выводы

Изучение вертикального распределения радиоактивных элементов в сажистых углях юго-западной части Канско-Ачинского угольного бассейна показало, что для всех отобранных вертикальных профилей характерны повышенные содержания радиоактивных элементов уранового ряда. В ряде случаев наблюдаются аномально высокие уровни концентраций. Такой характер распределения, по-видимому, является характерной особенностью высокоокисленных бурых углей в приконтактной с перекрывающими четвертичными отложениями зоне. По состоянию радиоактивного равновесия между $^{238}$U и $^{226}$Ra выделяются три типа радиоактивных аномалий: а) урановый – нарушение радиоактивного равновесия в сторону урана; б) радиевый – нарушение радиоактивного равновесия в сторону радия; в) равновесный – уран и радий находятся в состоянии близком к вековому радиоактивному равновесию.

Пониженные относительно радиоактивного равновесия значения активности $^{210}$Pb, наблюдаемые в ряде случаев, говорят о значительной эманации радона из этих горизонтов. Наличие разломных зон и нарушений в структуре горных пород, в том числе и угля, может способствовать диффузии $^{222}$Rn либо в составе газовой фазы, либо с дренирующими грунтовыми водами.

*Работа выполнена в рамках государственного задания, проект № VIII.72.2.3. Гамма-спектрометрический анализ выполнен в ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН.*

***Литература***

1. *Арбузов С.И., Ершов В.В. Геохимия редких элементов в углях Сибири. – Томск : Д-Принт, 2007. – 468 с.*
2. *Гаврилин К.В., Озерский А.Ю. Канско-Ачинский угольный бассейн : монография / под ред. В.Ф. Череповского. – М. : Недра, 1996. – 272 с.*
3. *Аномалии радиоактивности на южном побережье озе-*

*ра Иссык-Куль (Кыргызстан) / М.С. Мельгунов, В.М. Гавшин, Ф.В. Сухоруков и др. // Химия в интересах устойчивого развития. – 2003. – Т. 11, № 6. – С. 869–880.*

4. *Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Ценные элементы-примеси в углях. – Екатеринбург : УрО РАН, 2006. – 538 с.*
5. *Uranium and its decay products in radioactive anomalies of oxidized brown coals (western part of Kansko-Achinsk brown coal basin) / M.S. Melgunov et al. // Radioprotection. – 2011. – Vol. 46, No. 06. – P. S371-S376.*
6. *Disequilibrium between uranium and its progeny in the Lake Issyk-Kul system (Kyrgyzstan) under a combined effect of natural and manmade processes / V.M. Gavshin, M.S. Melgunov, F.V. Sukhorukov et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2005. – Vol. 83, Iss. 1. – P. 61–74.*

# РАДИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОРОД И РУД ТОМТОРСКОГО МАССИВА (АРКТИЧЕСКАЯ СИБИРЬ)

С.М. Жмодик, Е.В. Лазарева, А.В. Толстов, Б.Л. Щербов

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, zhmodik@igm.nsc.ru

# RADIO-GEOCHEMICAL FEATURES OF ROCKS AND ORES TOMTOR (ARCTIC SIBERIA)

S.M. Zhmodik, E.V. Lazareva, A.V. Tolstov, B.L. Schebrov

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia

Методом гамма-спектрометрического анализа изучено распределение естественных радиоактивных элементов (U, Th, K) в породах и рудах Томторского массива. С помощью сканирующей электронной микроскопии выявлены главные минералы концентраторы урана и тория. Концентрации U и Th возрастают в ряду: щелочные сиениты – ийолиты-мельтейгиты – нефелиновые сиениты – карбонатиты и карбонатитоиды. К верхним зонам коры выветривания проявляется тенденция к накоплению U и Th.

Уран, торий и калий являются чуткими индикаторами различных геологических процессов, вариации концентраций которых отражают все стадии породо- и рудообразования, в том числе, формирования рудных концентраций нерадиоактивных элементов. Для карбонатитов и ассоциаций щелочных пород уран и торий – это типоморфные элементы [4, 5]. Карбонатиты, входящие, в большинстве случаев, в состав ультраосновных щелочных комплексов, обогащены как “стратегическими металлами” – Nb, REE, Sc, Y, U, Ta, Zr, так и Cu, Fe, Ti, P, Th, PGE, флюоритом, баритом, Ag, Au, формируя рудные концентрации и промышленные месторождения [12]. Изучение распределения U, Th и K в карбонатитах и породах ультраосновных щелочных комплексов представляется важным по нескольким причинам: 1 – установление пород и физико-химических условий концентрирования радиоактивных элементов и формирования урановых руд; 2 – выявление корреляционных связей между радиоактивными, редкими и редкоземельными элементами, с целью использования радиогеохимических данных при поисках и прогнозе оруденения, а также в технологии радиометрического обогащения руд; 3 – использование вариаций U, Th, K в качестве индикаторов эволюции ультраосновных щелочно-карбонатитовых магматических систем, а также эпигенетических низкотемпературных гидротермальных и экзогенных преобразований.

Продолжено исследование распределения естественных радиоактивных элементов (ЕРЭ) в карбонатитах и щелочно-ультраосновных породах Томторского массива, расположенного на севере Республики Саха (Якутия) [14]. Массив имеет округлую форму и концентрически зональное строение, диаметром свыше 20 км и общей площадью около 250 км$^2$ [1, 6–9, 11]. Центральное ядро сложено карбонатитами, а ультрамафиты и фоидолиты образуют вокруг них неполное кольцо. Внешняя часть массива представлена щелочными и нефелиновыми сиенитами. Согласно результатам U-Pb и Ar-Ar датирования выделяется не менее двух этапов формирования Томторского массива – 689±5 и 394±7 млн. лет, соответствующие образованию щелочных сиенитов и пород, диагностированных как фосфатно-карбонатитовый туф [3, 10]. По всем породам развита кора выветривания (КВ), с максимальной мощностью (десятки до первых сотен метров) по карбонатитам обогащенным фосфатами и REE. Кора выветривания перекрывается отложениями с ураганными концентрациями Nb, Y, Sc и REE, формирование которых объясняется сочетанием различных факторов и процессов [8, 9]. Последние результаты исследований указывают на вероятность возникновения ультрабогатых руд, в верхних частях “томторского разреза”, в обстановке функционирования низкотемпературных гидротермальных систем в сочетании с биохимическим концентрированием редких и редкоземельных элементов [13].

Содержания U, Th и K в пробах керна определялись с помощью лабораторного гамма-спектрометрического анализа по известной методике с пределами обнаружения 1,4*10$^{-7}$% для U (Ra-226), 3*10$^{-5}$% – Th, 0,05% – K [2]. Кроме того, породообразующие компоненты вместе с редкими элементами и Th, в частных пробах из технологической пробы руды участка Буранный, определяли методами РФА и РФА-СИ (аналитики Н.А. Карманова и Ю.П. Колмогоров, ИГМ СО РАН) на спектрометре ARL-

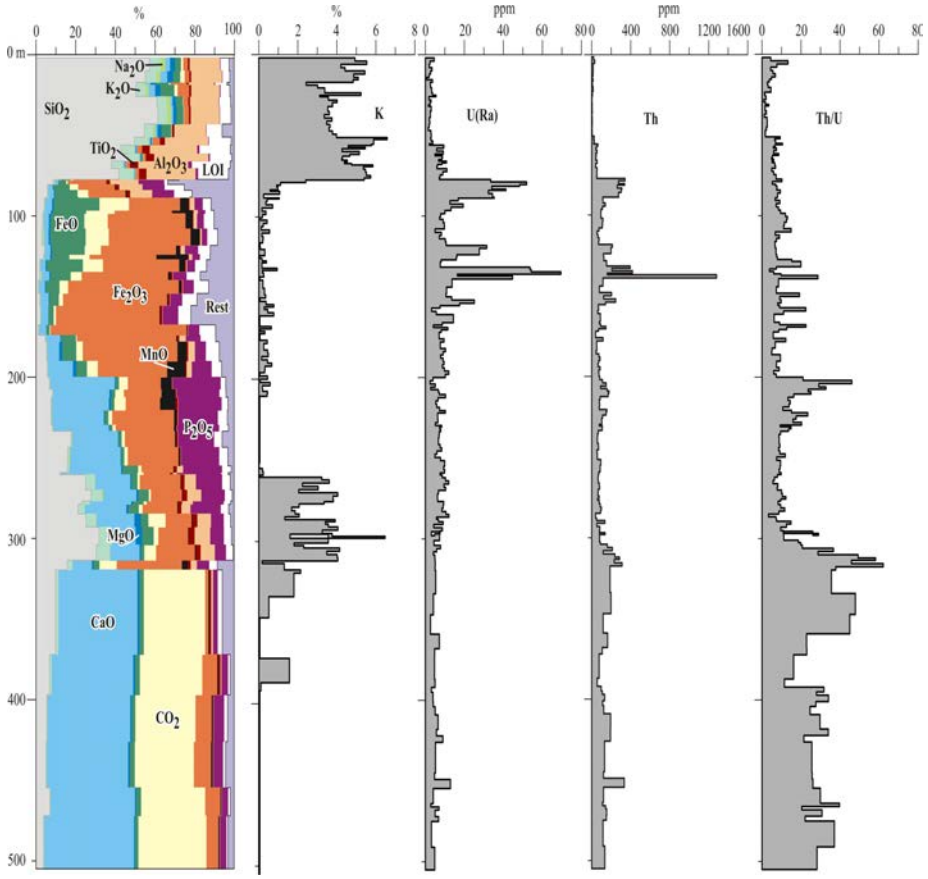



***Рис. 1.*** *Распределение U, Th, K, Th/U и породообразующих компонентов в породах и рудах, вскрытых скважиной № 6151*

*Таблица 1. Средние значения содержаний U, Th и Th/U в породах массива Томтор*

| Порода (число проб) | U, ppm | Th, ppm | K, % | Th/U |
|---|---|---|---|---|
| Морские отложения юрского возраста, скв.6151 (8) | 2,6 | 15,8 | 4,92 | 6,4 |
| Терригенные отложения P возраста (верхняя формация) (18) | 2,7 | 5,7 | 3,61 | 2,2 |
| Терригенные отложения P возраста (нижняя формация) (20) | 7,0 | 44,3 | 5,19 | 6,7 |
| Пирохлор-крандаллит-монацитовый горизонт (ПКМГ) (73) | 71,4 | 1227,6 | 0,2* | 17,8 |
| Верхняя высоко-Ti-K часть ПКМГ, скв.6151 (20) | 7,0 | 44,3 | 5,19 | 6,7 |
| Нижняя низко-Ti-K часть ПКМГ, скв.6151 (11) | 32,7 | 250,1 | 0,9 | 7,8 |
| Латеритная кора выветривания по P-REE карбонатитам (108) | 14,6 | 233,0 | не опр. | 16,0 |
| Карбонатиты кальцитовые (25) | 3,5 | 32,7 | 0,68 | 10,0 |
| Карбонатиты кальцитовые редкометалльные (23) | 5,3 | 138,8 | 0,10 | 27,6 |
| Карбонатиты анкерит-доломит-кальцитовые (25) | 11,2 | 48,3 | 0,31 | 5,8 |
| Карбонатиты Амф-Би-анкерит-доломит-кальцитовые (10) | 4,2 | 14,5 | 3,66 | 4,1 |
| Карбонатиты доломит-анкеритовые (U-Th) (20) | 5,8 | 272,4 | 0,03 | 55,2 |
| Карбонатиты доломит-анкеритовые (Th) (16) | 0,2 | 228,3 | 0,66 | 16561 |
| Карбонатиты доломит-анкеритовые (U) (2) | 92,4 | 40,3 | 1,01 | 0,4 |
| Карбонатитоиды (5) | 6,6 | 269,7 | 0,94 | 37,5 |
| Обохренные “губки” по карбонатитоидам (4) | 57,2 | 1467,3 | 0,03 | 38,6 |
| Кора выветривания карбонатитоидов (45) | 88,1 | 1482,0 | 0,06 | 18,9 |
| Нефелиновые сиениты (18) | 5,8 | 26,8 | 4,37 | 4,7 |
| Нефелин-биотит-пироксеновые породы (11) | 5,4 | 12,3 | 2,77 | 2,9 |
| Ийолит-мельтейгиты (31) | 4,5 | 16,0 | 2,31 | 4,1 |
| Ийолит-мельтейгиты карбонатизированные (5) | 6,2 | 4,1 | 2,23 | 0,6 |
| Щелочные сиениты (41) | 2,8 | 7,8 | 7,53 | 8,2 |
| Щелочные сиениты метасоматизированные (7) | 2,0 | 86,5 | 8,74 | 81,8 |

Примечание: * – данные определения в технологической пробе; не опр. – не определялось; Амф – амфибол; Би – биотит.

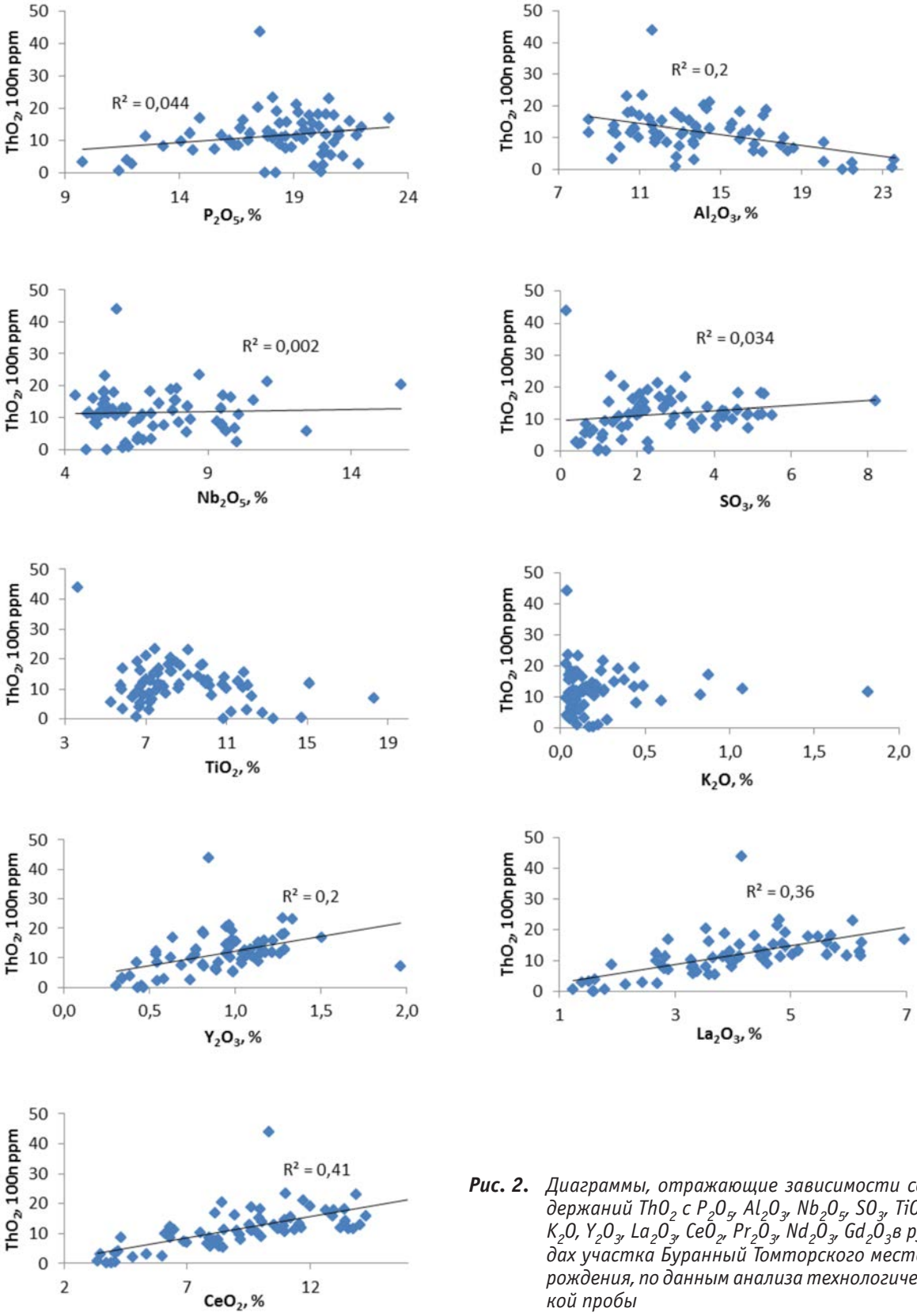



***Рис. 2.*** *Диаграммы, отражающие зависимости содержаний $ThO_2$ с $P_2O_5$, $Al_2O_3$, $Nb_2O_5$, $SO_3$, $TiO_2$, $K_2O$, $Y_2O_3$, $La_2O_3$, $CeO_2$, $Pr_2O_3$, $Nd_2O_3$, $Gd_2O_3$в рудах участка Буранный Томторского месторождения, по данным анализа технологической пробы*

9900XP, ThermoFisher Scientifi с применением программы QuantAS. Пределы обнаружения элементов составляют 0,001–0,1%. Анализ РФА-СИ проводился в центре синхротронного излучения ИЯФ СО РАН (Новосибирск).

На основании проведенных радиогеохимических исследований сделанряд выводов:

1. Распределение ЕРЭ в неизмененных экзогенными процессами породах Томторского массива очень неравномерное и зависит от литологического состава пород, метасоматических и гидротермальных изменений (Табл.1). Концентрации U и Th возрастают в ряду: щелочные сиениты – ийолиты-мельтейгиты – нефелиновые сиениты – карбонатиты и карбонатитоиды. Для K установлена противоположная тенденция. В целом, концентрации U и Th в породах массива более чем в два раза превышают содержания ЕРЭ в аналогичных породах Гулинского комплекса [5]. В большинстве случаев концентрации U и Th в силикатных породах возрастают, а Th|U изменяется от 7,5–4,3 до 81,8–0,6, в зонах микроклинизации, хлоритизации, карбонатизации и др. В карбонатитах содержания U и Th варьируют в широких пределах в зависимости от преобладающего карбоната и наличия фосфатов, минералов редких и редкоземельных элементов.
2. Анализ распределения U, Th, K, породообразующих компонентов и рудных элементов в керне скважин (средний интервал опробования 1 м) свидетельствует о большой неоднородности разрезов, с чередование в них различных типов пород, в различной степени измененных экзогенными и гидротермально метасоматическими процессами, что отражается на уровне концентраций ЕРЭ. На рисунке 1 приведены графики, на которых можно наблюдать неравномерность распределения и соотношений ЕРЭ, Th/U и породообразующих компонентов в скважине №6151, вскрывающей породы массива до глубины 500 м.
3. Наиболее полные разрезы коры выветривания развиты на P-REE-редкометалльных карбонатитах и представлены (снизу-вверх) каолинит-крандаллитовой, сидеритовой, гетитовой и франколитовой зонами (горизонтами) [9]. Повышенные концентрации U и Th характерны для верхних горизонтов кор выветривания. В разрезах, вскрывающих КВ по одному типу пород, на фоне значительных колебаний содержаний, отчетливо проявляется тенденция к накоплению U и Th (с значимой положительной корреляцией U-Th, $R^2$=0,89) к верхним зонам (например, разрезы по КВ карбонатитоидов и карбонатитов, вскрытых СКВ. 4833, 6525).
4. Максимальные концентрации U и Th фиксируются в пирохлор-крандаллит-монацитовом горизонте уникально богатых руд. В разрезе горизонта (скв. 6151) выделяется две зоны: верхняя, с высокими концентрациями Ti, Zr, K, Ga и относительно низкими U и Th; нижняя, с низкими содержаниями Ti, K и высокими – U, Th, Nb, Y, Ga, Sc, Pb, Ni, Cu. Анализ корреляционных связей $Th_2O$ с главными компонентами руд свидетельствует об ее отсутствии с $Nb_2O_5$, $TiO_2$, $K_2O$, слабом проявлении с $Y_2O_3$ и наличии связи с $La_2O_3$, $CeO_2$, $PrO_2$, $Nd_2O_3$, $Gd_2O_3$ (рис. 2). Полученные данные следует учитывать при использовании радиометрических методов при поисках и в технологиях обогащения руд.

*Работа выполнена при финансовой поддержке программ ФАНО № VIII.72.2.3 (0330-2014-0016), грантов РФФИ№ 14-05-00668, 15-05-06950, Интеграционных проектов СО РАН №40 и 94.*

***Литература***

1. *Багдасаров Ю.А. Геохимические особенности карбонатитов и сопровождающих их силикатных пород щелочно-карбонатитового массива Томтор (Восточная Якутия) // Геохимия. –-1997. – № 9. – С. 62–68.*
2. *Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов. – Новосибирск : ИГиГ СОАН СССР, 1971. – 68 с.*
3. *Возрастные рубежи формирования щелочно-ультраосновного массива Томтор: результаты геохронологических U–Pb- и 40Ar–39Ar-исследований / Н.В. Владыкин, А.Б. Котов, А.С. Борисенко и др. // ДАН. – 2014. – Т. 454, № 2. – С. 195–199.*
4. *Жмодик С.М. Геохимия радиоактивных элементов в процессе выветривания карбонатитов, кислых и щелочных пород. – Новосибирск : Наука, 1984. – 145 с.*
5. *Когарко Л.Н. Условия накопления радиоактивных металлов в процессах дифференциации ультраосновных щелочно-карбонатитовых комплексов // ГРМ. – 2014. – Т. 56, № 4. – С. 262–271.*
6. *Кравченко С.М., Беляков А.Ю., Покровский Б.Г. Геохимия и генезис массива Томтор (Север Сибирской платформы) // Геохимия. – 1992. – № 3. – С. 1094–1110.*
7. *Лапин А.В., Толстов А.В. Новые уникальные месторождения в корах выветривания карбонатитов // РиОН. – 1993. – № 3. – С. 7–11.*
8. *Толстов А.В., Тян О.А. Геология и рудоносность массива Томтор. – Якутск : Изд-во ЯНЦ СО РАН, 1999. – 164 с.*
9. *Толстов А.В., Коноплев А.Д., Кузьмин В.И. Особенности формирования уникального редкометалльного месторождения Томтор и оценка перспектив его освоения // РиОН. – 2011. – № 6. – С. 20–26.*
10. *О последовательности геологических событий, связанных с внедрением Томторского массива ультраосновных щелочных пород и карбонатитов (Северо-Западная Якутия) / А.Р. Энтин, А.И. Зайцев, Н.И. Ненашев и др. // Геология и геофизика. – 1990. – Т. 40, № 12. – С. 42–50.*
11. *Эпштейн Е.М., Данильченко Н.А., Постников С.А. Геология Томторского уникального редкометалльного месторождения // ГРМ. – 1994. – Т. 56, № 2. – С. 83–110.*
12. *Jones A.P., Genge M., Carmody L. Carbonate melts and carbonatites // Reviews Mineral&Geochemistry. – 2013. – Vol. 75. – P. 289–322.*
13. *Main minerals of abnormally high-grade ores of the Tomtor deposit (Arctic Siberia) / E.V. Lazareva, S.M. Zhmodik, N.L. Dobretsov et al. // Russian Geology and Geophysics. – 2015. – Vol. 56. – P. 844–873.*
14. *Tolstov A.V. Distribution of Rare and Radioactive Elements*

*in Rocks and Ores of Massif Tomtor // 30-th International Conference on "Ore Potential of Alkaline, Kimberlite and Carbonatite Magmatism" 29 September – 02 October 2014 Antalya – Turkey Akdeniz Univercity-Antalya. UCTEA Chamber of Turkish Geological Engineers-Ankara. Abstrakt Book. – 2014. – P. 193–195.*

# УРАНСОДЕРЖАЩИЕ МЕТАЛЛОНОСНЫЕ УГЛЕРОДИСТЫЕ СЛАНЦЫ ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ВОСТОЧНОГО САЯНА

С.М. Жмодик[1], А.Г. Миронов[2], Д.К. Белянин[1], Е.В. Айриянц[1], Н.А. Немировская[1]

[1]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, г.Новосибирск, Россия, zhmodik@igm.nsc.ru
[2]Геологический институт СО РАН, г.Улан-Удэ, Россия

# URANIUM METAL-CARBONACEOUS SHALES IN SOUTH-EASTERN PART OF THE EASTERN SAYAN

S.M. Zhmodik[1], A.G. Mironov[2], D.K. Belyanin[1], E.V. Ayriyants[1], N.A. Nemirovskaya[1]

[1]Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia
[2]Geological Institute of SB RAS, Ulan-Ude, Russia

В юго-восточной части Восточного Саяна широко распространены черные сланцы, выделяемые в составе иркутной, ильчирской, дабанжалгинской, барунгольской, дибинской, оспинской свит. Проведено комплексное изучение урансодержащих металлоносных углеродистых отложений дабанжалгинской свиты. Металлоносные отложения представлены углеродистыми глинисто-кремнистыми и кремнистыми сланцами, а также кремнями (лидитами), с содержанием органического углерода от десятых долей до процентов. Наиболее высокие рудные концентрации урана, молибдена, ванадия, золота формируются в результате цепи последовательных процессов: вулканогенно-осадочного, метаморфического и деформационного. Методом локального химического U-Pb датирования определен возраст уранинита и браннерита, который сопоставляется с возрастом раннекембрийских металлоносных черных сланцев южной и юго-западной части Китая.

Повышенный интерес исследователей к породам, содержащим в своем составе углерод закономерен. Во многих случаях с углеродистыми образованиями в тесной пространственной связи находятся крупные месторождения благородных, радиоактивных и цветных металлов. Несмотря на достаточно длительную историю изучения природы, условий формирования, источников углерода и рудного вещества в углеродистых породах, остается достаточно много вопросов, хотя результаты исследований современного океанического вулканогенно- и гидротермально-осадочного рудообразования прояснили многие стороны данной проблемы. По-прежнему, существует два принципиально различных взгляда на природу углеродистого и рудного вещества в металлоносных черных сланцах – экзогенный и эндогенный, с большим числом вариантов. Причем многие исследователи придерживаются одной из крайних точек зрения.

Анализ размещения "бассейнов черносланцевой седиментации" и регионов с металлоносными углеродистыми отложениями свидетельствует о важной роли в их формировании не только геодинамических обстановок, но прежде всего проявлений плюмового магматизма и возникновением характерных крупных магматических провинций (LIP – large igneous province).

В юго-восточной части Восточного Саяна широко распространены черные сланцы, выделяемые в составе иркутной, ильчирской, дабанжалгинской, барунгольской, дибинской, оспинской свит и зоны углеродизации среди ультраосновных пород ильчирского комплекса (а также гранитов и альбититов) Оспинско-Китойской и Харанурской офиолитовых пластин [1, 2]. Углеродистые отложения распространены в различных геологических ситуациях, сформированы в различных геодинамических обстановках и относятся к четырем формационным типам: терригенно-углеродистому, карбонатно-углеродистому, кремнисто-углеродисто и вулканогенно-углеродистому [4]. Черные сланцы иркутной свиты являются составной частью преимущественно карбонатных отложений, сформировавшихся на неоархейском-палеопротерозойском фундаменте Гарганской глыбы, в условиях континентальной окраины и, вероятно, частично океанической обстановке. Углеродистые сланцы ильчирской и оспинской свит (а также, по-видимому, дибинской) неопротерозойского возраста, входят в состав офиолитовой ассоциации и представлены углеродисто-терригенным и углеродисто-вулканогенным формационными типами. Углеродисто-кремнистые образования дабанжалгинской свиты распространены в карбонатных отложениях нижнего палеозоя в Окинской структурно-формационной зоне и представляют собой глубоководные отложения задугового бассейна. Углеродистые породы в карбонатных отложениях дабанжалгинской свиты слагают отдельные горизонты (до 200 м мощностью), линзы, желваки и другие тела часто неправильной формы (1–30 м). По составу это углеродистые кремни (фтаниты), углеродисто-кремнистые и углеродисто-глинисто-кремнистые сланцы существенно серицит-кварцевого,

хлорит-серицит-кварцевого (иногда с биотитом и амфиболом) состава. Метаморфизм в целом не превышает мусковит-хлоритовой субфации зеленосланцевой фации, хотя в участках проявления контактового метаморфизма фиксируется амфибол-роговиковая фация с биотитом, кордиеритом, альмандином. Содержания органического углерода умеренные (0,8–2,2 мас.%), однако в отдельных горизонтах его количества достигают 19 мас.%. Сульфиды развиты слабо (~0,5%) или отсутствуют вообще. Характерной особенностью углеродисто-кремнистых отложений, относимых к дабанжалгинской свите, является их частая приуроченность к "мусорным" образованиям (олистостроме) пространственно связанным в северной, северо-восточной и южной частях Окинской зоны с базит ультрабазитовыми ассоциациями Эхе-Шигнинской офиолитовой ветви и "массивами" типа Хурай-Жалгинского, а также зонами высокобарического метаморфизма.

Для всех разновидностей углеродисто-кремнистых пород дабанжалгинской свиты (углеродистые кремни, углеродисто-кремнистые сланцы, углеродисто-глинисто-кремнистые сланцы) характерны повышенные содержания U, Au, Ag, Pt, Pd, Mo, V, P, Cu. Их количества в 5–10 раз превышают таковые для других черносланцевых отложений Восточного Саяна и Северного Прибайкалья. В отдельных горизонтах (линзах) устанавливаются аномально высокие концентрации Corг. (19–24 мас.%), Mn (2–3 мас.%), Ni (до 400 г/т), P (до 18 мас.% в линзах урановосных фосфоритов). В целом для углеродистых пород свиты наиболее типичными ассоциациями элементов, выделенными на основе корреляционного и факторного анализов, следует считать: Au–U, Au–Corг., Th–K, Corг.–Mo–Ag, Ni–Co–Cu–Sn. Корреляционная связь урана и золота, а также Rb/Sr<1 обнаруживается практически во всех выделенных типах углеродистых образований дабанжалгинской свиты.

Из углеродисто-кремнистых сланцев дабанжалгинской свиты методом флотации в воде выделено углеродистое вещество, представленное разупорядоченным графитом (по данным КР, ИК спектроскопии и дифрактометрии). В таблице 1 приведены концентрации ряда элементов в углеродистом веществе, определенные методом РФА-СИ и рассчитанные коэффициенты концентрации (КК). Установлено, что для всех перечисленных элементов углеродистое вещество является концентратором с КК, а для многих этот параметр достигает

*Таблица 1. Концентрации элементов в УВ углеродисто-кремнистых сланцев (dbn – дабанжалгинская свита) юго-восточной части Восточного Саяна (участок Убэр-Жадой) и коэффициенты концентрации элементов*

| Эл-ты | Концентрации элементов в % и ppm | | | | | Коэффициенты концентрации | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| K, % | 0,76 | 1,07 | 2,04 | 2,17 | 1,07 | K | 2,0 | 4,3 | 5,7 | 8,0 | 6,7 |
| Ca, % | 0,39 | 0,20 | 0,35 | 0,36 | 0,91 | Ca | 5,6 | 2,2 | 5,8 | 9,0 | 15,2 |
| Ti, % | 0,200 | 0,242 | 0,367 | 0,541 | 0,297 | Ti | 3,6 | 6,5 | 7,2 | 16,9 | 14,1 |
| V | 593 | 516 | 1263 | 793 | 527 | V | 5,8 | 6,1 | 9,4 | 15,2 | 16,7 |
| Cr | 174 | 140 | 247 | 506 | 377 | Cr | 14,1 | 19,8 | 19,1 | 24,8 | 23,1 |
| Mn, % | 0,024 | 0,022 | 0,042 | 0,044 | 0,033 | Mn | 12,0 | 22,0 | 14,0 | 14,7 | 16,5 |
| Fe, % | 7,4 | 7,3 | 10,2 | 7,8 | 6,1 | Fe | 13,9 | 17,0 | 18,9 | 30,0 | 35,9 |
| Ni | 533 | 473 | 227 | 161 | 259 | Ni | 38,9 | 27,3 | 28,1 | 26,3 | 31,4 |
| Cu | 7778 | 4646 | 2762 | 699 | 1662 | Cu | 93,7 | 56,0 | 79,1 | 46,9 | 87,0 |
| Zn | 430 | 434 | 348 | 385 | 1075 | Zn | 34,1 | 47,7 | 40,9 | 71,3 | 99,5 |
| Ga | 36,6 | 31,3 | 9,3 | 9,9 | 13,1 | Ga | 13,9 | 12,1 | 3,7 | 5,0 | 6,3 |
| Ge | 40,7 | 11,3 | 2,3 | 2,1 | 18,0 | Ge | >50 | 49,1 | >50 | >50 | 22,8 |
| Se | 370 | 240 | 116 | 97 | 184 | Se | 72,7 | 49,0 | 45,1 | 35,3 | 76,3 |
| Br | 6,6 | – | 20,9 | 24,6 | 59,0 | Br | >50 | – | >50 | >50 | >50 |
| Rb | 27,8 | 37,7 | 32,9 | 38,2 | 8,3 | Rb | 2,2 | 3,0 | 3,3 | 4,7 | 2,3 |
| Sr | 115 | 136 | 522 | 121 | 158 | Sr | 2,2 | 3,4 | 7,3 | 6,5 | 6,5 |
| Y | 32,5 | 46,2 | 30,1 | 147,0 | 64,0 | Y | 4,1 | 3,5 | 4,5 | 4,5 | 2,5 |
| Zr | 108 | 115 | 99 | 172 | 106 | Zr | 3,1 | 2,2 | 3,9 | 4,6 | 5,8 |
| Mo | 20574 | 14526 | 1322 | 375 | 580 | Mo | 43,9 | 32,2 | 17,4 | 13,5 | 54,7 |
| Ag | 26,6 | 22,0 | 18,8 | 13,7 | 59,0 | Ag | 16,7 | 13,6 | 16,8 | 10,6 | 38,6 |
| Cd | 0,63 | 3,25 | 1,82 | 0,35 | 3,10 | Cd | 1,1 | 6,4 | 2,5 | 1,5 | 7,2 |
| Sn | 3,40 | 1,17 | 4,23 | 2,78 | 1,56 | Sn | 6,5 | – | 14,1 | – | – |
| Sb | 31,8 | 49,3 | 31,0 | 19,8 | 25,6 | Sb | 4,1 | 5,7 | 5,8 | 7,9 | 12,4 |
| As | 293 | 228 | 409 | 261 | 320 | As | 12,3 | 8,3 | 14,6 | 21,8 | 38,1 |
| Pb | 280 | 272 | 172 | 66 | 71 | Pb | 11,6 | 9,2 | 9,7 | 8,4 | 14,8 |
| U | 396 | 774 | 373 | 368 | 3,3 | U | 2,6 | 3,7 | 3,9 | 6,8 | 0,7 |
| Te | 1,84 | 2,88 | 3,73 | 2,32 | 2,12 | | | | | | |
| $\delta^{13}C$, ‰ | –18,5 | –18,8 | –20,2 | –21,9 | –23,3 | | | | | | |

Примечание: 1 – всб-90/12; 2 – всб-91/12; 3 – всб-92/12; 4 – всб-94/12; 5 – всб-96/13; УВ – углеродистое вещество, представленное разупорядоченным графитом (графитоидом); коэффициенты концентрации элементов – отношение концентраций элементов в УВ к исходной породе – ($C_{кероген}/C_{порода}$).

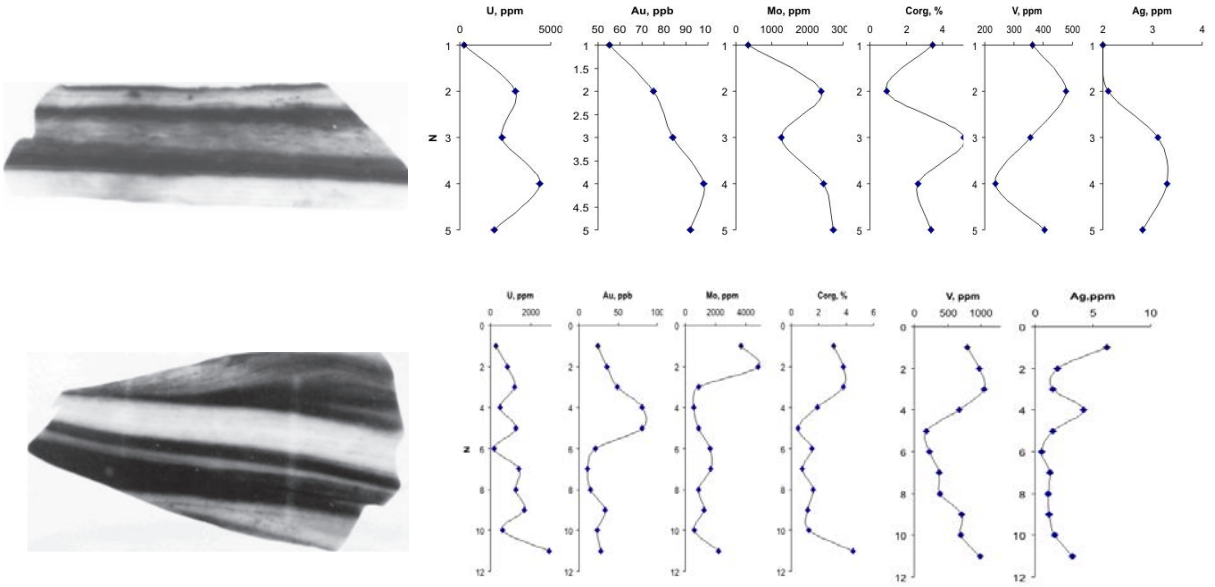



***Рис. 1.*** *Авторадиограммы, фиксирующие нахождение урана (максимальная длина образцов 13 см) и распределение U, Au, Mo, Corg, V, Ag в разрезах образцов слоистых металлоносных углеродистых мусковит-кремнистых и кремнистых сланцев юго-восточной части Восточного Саяна (по данным инструментального нейтронно-активационного анализа)*

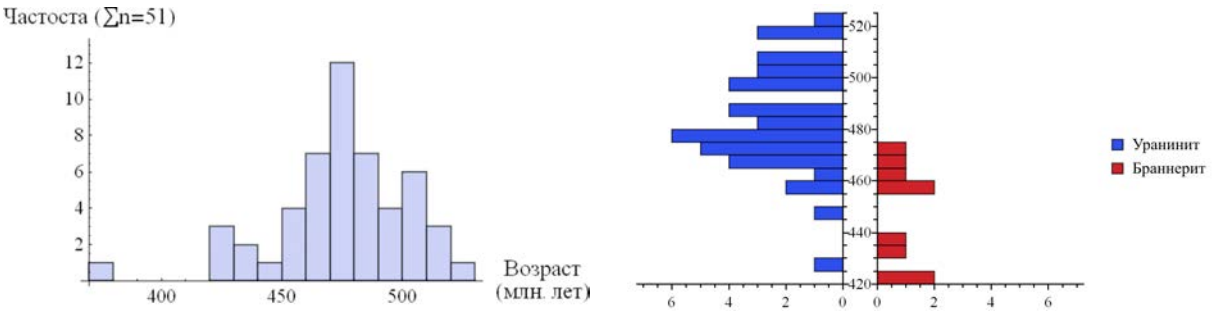



***Рис. 2.*** *Отношение радиогенного свинца к урану и оценка возраста минералов*

десятков, в частности: Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, Se, Br, Mo, Ag, As, Pb. Для урана КК определен от 0,7 до 6,8. Данные изотопного анализа углерода свидетельствуют о его биогенной природе ($\sigma^{13}C$,‰ от –18,5 до –21,9). В слабодеформированных образцах сланцев наблюдается слоистое распределение урана, золота и большинства перечисленных элементов (рис. 1). В то же время, корреляция между перечисленными элементами и углеродом в большинстве случаев отсутствует, что объясняется высокой сорбционной емкостью углеродистого вещества и его недосыщенностью перечисленными элементами. Таким образом, концентрации рудных элементов в металлоносных черных сланцах дабанжалгинской свиты контролируются не только наличием углеродистого вещества, но пульсирующим поступлением перечисленных элементов в бассейн осадконакопления.

Возраст металлоносных углеродисто-кремнистых сланцев дабанжалгинской свиты (рис. 2) сопоставляется с временем формирования черносланцевой провинции с комплексным Ni–Mo–PGE–Au оруденением на юге Китая [5 и др.]. Близкий возраст определен и для Ботогольского щелочного массива, формирование которого связывается с проявлением неопротерозой-нижнепалеозойского плюмового магматизма [3, 6].

*Работа выполнена в соответствие с планом НИР ФГБУН ИГМ СО РАН и при поддержке РФФИ (грант 12-05-01164, 15-05-06950), Президиума СО РАН (ИП 89), РАН (ОНЗ-5,3).*

***Литература***

1. *Геология и метаморфизм Восточного Саяна / Н.Л. Добрецов, В.Г. Беличенко, Р.Г. Боос и др. – Новосибирск : Наука, 1988. – 192 с.*
2. *Жмодик С.М., Миронов А.Г., Жмодик А.С. Золотоконцентрирующие системы офиолитовых поясов. – Новосибирск : Гео, 2008. – 304 с.*

3. *Никифоров А.В., Ярмолюк В.В. Раннепалеозойский возраст формирования и геодинамическое положение Ботогольского и Хушагольского массивов щелочных пород Центрально-Азиатского складчатого пояса // ДАН. – 2007. – Т. 412, № 1. – С. 81–86.*
4. *Созинов Н.А., Горбачев О.В., Сидоренко С.А. Геохимические особенности углеродистых отложений различных формационных типов // Геохимия платформенных и геосинклинальных осадочных пород и руд. – М. : Наука, 1983. – С. 245–254.*
5. *Trace- and rare-earth element geochemistry and Pb–Pb dating of black shales and intercalated Ni–Mo–PGE–Au sulfide ores in Lower Cambrian strata, Yangtze Platform, South China / S-Y. Jiang, Y-Q. Chen, H-F. Hong-Fei Ling et al. // Miner Deposita. – 2006. – Vol. 41. – P. 453–467.*
6. *Carbon-13 and uranothorianite age dating in the Botogol alkaline massif graphites (Eastern Sayan, Russia) / S.M. Zhmodik, A.G. Mironov, N.S. Karmanov et al. – Cambridge : Goldschmidt, 2013.*

# ПРИМЕНЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ИНДИКАТОРОВ В ГЕОХИМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ

С.М. Жмодик[1,2], А.Г. Миронов3, Д.К. Белянин[1,2], Е.В. Айриянц[1], И.Н. Мягкая[1], И.С. Кириченко[1], О.Н. Киселева[1]

[1]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия
[2]Новосибирский государственный университет, Россия, zhmodik@igm.nsc.ru
[3]Геологический институт СО РАН, Улан-Удэ, Россия

# APPLICATION OF THE RADIOACTIVE TRACERS IN GEOCHEMICAL INVESTIGATIONS

S.M. Zhmodik[1,2], A.G. Mironov3, D.K. Belyanin[1,2], E.V. Airiyants[1], I.N. Myagkaya[1], I.S. Kirichenko[1], O.N. Kiseleva[1]

[1]Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia
[2]Novosibirsk State University, Novosibirsk, Russia

Показано, что применение радионуклидов в качестве трассеров стабильных элементов при исследовании геохимических процессов транспорта, перераспределения и концентрирования химических элементов позволяет получать не только количественную информацию, но и, в сочетании с авторадиографическими методами, данные о локальном распределении изучаемых компонентов в минералах и горных породах.

Метод радиоактивных индикаторов широко используется в практике химических, гидрогеологических, биологических, материаловедческих исследований [2]. Реже, этот метод используется при геохимических исследованиях [4]. Серия экспериментальных работ была проведена с применением радиоизотопа золота ($^{195}$Au) [3].

Известно, что если в каком-либо из реагирующих веществ изменить изотопный состав одного или нескольких элементов (например на радиоактивный изотоп), то такое вещество, фактически не меняя химических свойств, будет нести метку, которая позволяет проследить поведение этого вещества (элемента) в исследуемом процессе. Основой метода радиоизотопных индикаторов или метода меченых атомов является одинаковые или очень близкие химические свойства различных изотопов одного и того же элемента (прежде всего элементов с высокими атомными номерами) и как результат этого неизменность изотопного состава при физико-химических превращениях [2]. Поведение радиоактивных и стабильных изотопов одного элемента в химических взаимодействиях идентично. В то же время, радиоактивные излучения испускаемые радионуклидами могут быть надежно зарегистрированы с помощью современных гамма-спектрометрических методов или авторадиографии. Метод бета-авторадиографии особенно полезен при изучении распределения элементов в кристаллических или твердых аморфных веществах, поскольку позволяет оценить не только концентрации изучаемого элемента, но и определить его пространственное нахождение и состояние (микро- и нановключения, дефекты и дефектные зоны, кристаллизационная зональность, равномерность-неравномерность и другие). В зависимости от состояния системы (растворы, расплавы, кристаллы), используются различные способы введения радиоактивных изотопов: в виде раствора, порошка или нанесенных пленок. Кроме того, могут быть использованы методы активации изучаемого материала (например, нейтронной) с последующей авторадиографической регистрацией распределения возникающих радионуклидов. В этом случае, возникает проблема выделения полезного сигнала – распределения интересующего элемента, которая в каждом конкретном случае решается с использованием различных подходов [1].

С применением радиоактивных изотопов золота ($^{195}$Au, $^{198}$Au), серебра ($^{110m}$Ag), иридия ($^{192}$Ir), платины ($^{195m}$Pt, $^{193m}$Pt) было изучено поведение и распределение этих элементов в различных геохимических системах: сорбция на дисперсных глинистых и гидроксидных минералах, взаимодействие микроорганизмов железомарганцевых конкреций с морской водой, отложение на минералах кварц-сульфидных и сульфидных руд золота, вхождение в сульфиды в процессе гидротермально-

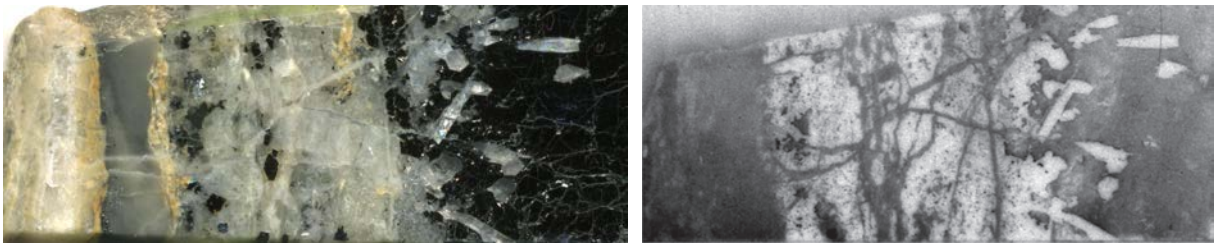


***Рис. 1.*** *Фотография (слева) полированной поверхности образца пирит-кварц-халцедоновой руды Балейского месторождения (длина нижней стороны 4 см). Бета-авторадиограмма (справа), фиксирующая распределение золота (стабильное золото $Au^{198}$ меченное радиоактивным изотопом $^{195}Au$) после эксперимента по осаждению золота из солянокислого раствора pH=4,5; t=20 °C на полированной пластине руды. Выделяются не менее пяти генераций кварца, резко различающиеся по степени отложения золота. Максимальное количество золота отлагается на галените*

го синтеза, перераспределения золота в процессе ударно-волновой нагрузки пирит-кварцевой смеси (рис. 1).

Показано, что применение радиоактивных изотопов благородных металлов в экспериментах, моделирующих природные геохимические системы, позволяет получить новые фактические данные, объясняющие причины и условия их концентрирования и формирования рудных скоплений.

*Работы выполнены в рамках государственного задания, при поддержке грантов РФФИ 15-05-06950, 16-35-60108 и 15-35-21024-мол_а_вед.*

***Литература***

1. *Жмодик С.М., Миронов А.Г., Жмодик А.С. Золотоконцентрирующие системы офиолитовых поясов (на примере Саяно-Байкало-Муйского пояса). – Новосибирск : Гео, 2008. – 304 с.*
2. *Радиоактивные индикаторы в химии. Основы метода / В.Б. Лукьянов, С.С. Бердоносов, И.О. Богатырев и др. – М. : Высшая школа, 1985. – 287 с.*
3. *Экспериментальные исследования геохимии золота с помощью метода радиоизотопных индикаторов / А.Г. Миронов, А.И. Альмухамедов, В.Ф. Гелетий и др. – Новосибирск : Наука, 1989. – 281 с.*
4. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований (на примере Алтае-Саянской складчатой области). – Новосибирск : Гео, 2002. – 536 с.*

# СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ПОДСЧЕТА ПРОГНОЗНЫХ РЕСУРСОВ УРАНА НА МЕСТОРОЖДЕНИИ “СЕВЕРНОЕ” (ЭЛЬКОНСКИЙ УРР)

А.П. Зайченко[1], В.А. Домаренко[1], В.Ю. Фомин[2]

[1]Томский политехнический университет, Томск, Россия, andrey.vl@list.ru, viktor_domarenko@mail.ru
[2]АО “Русбурмаш”, Москва, Россия, vfomin1964@mail.ru

# COMPARATIVE ANALYSIS OF THE PREDICTIVE CALCULATION OF URANIUM RESOURCES IN THE DEPOSIT “SEVERNOE” (ELKON UOD)

A.P. Zaychenko[1], V.A. Domarenko[1], V.Y. Fomin[2]

[1]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia
[2]JSC “Rusburmash”, Moscow, Russia

В работе производится сравнение данных подсчета прогнозных ресурсов урана по категории Р1 для золото-уранового месторождения Северного Эльконского УРР. Расчеты выполнены при разной геометризации и оконтуривании рудных тел. Детальное изучение геолого-структурных условий локализации оруденения позволило по-новому оконтурить рудные залежи. Частично изменилась ориентировка рудных тел, что в свою очередь и нашло отражение и в расчетах.

The paper compares the predicted data of counting uranium resources of category P1 for the gold-uranium deposits Severnogo Elkon UOD. The calculations are performed at different geometrization and delineating ore bodies. A detailed study of geological and structural conditions of localization of mineralization has allowed a new delineate ore deposits. Partially changed the orientation of the ore bodies, which in turn was reflected in the calculations.

Актуальность работы обусловлена постоянно возрастающими потребностями как мира, так и России в урановом сырье, являющимся стратегическим продуктом, нашедшим широкое применение в атомной энергетике, ядерном оружейном комплексе, атомном ледокольном флоте и прочих направлениях. Нынешние внутренние

потребности страны в отношении урана превышают возможности его восполнения за счет добычи на отечественных месторождениях и компенсируются складскими запасами, а также импортом из-за рубежа (Казахстан, Узбекистан, Австралия) [1, 4]. В будущем, при активно развивающейся атомной энергетике, наши потребности в сырье будут только возрастать. Для устранения дефицита необходимо резко увеличить добычу урана. Россия, будучи одним из мировых лидеров в производстве ядерного топлива обязана иметь свою надежную минерально-сырьевую базу, обеспечивающую устойчивое развитие нынешних и создание новых горнорудных предприятий.

Для решения поставленной проблемы было решено провести изучение особенностей строения рудовмещающей структуры золото-уранового месторождения Северного (Эльконский урановорудный район).

Главной целью данного исследования ставилась определить возможность увеличения прогнозных ресурсов месторождения в отношении урана. Это позволило бы повысить интерес в отношении данного объекта и ускорить поиски, связанные с решением проблем по его отработке. Для достижения данной цели были определены задачи, включающие: всестороннее изучение полевой документации и результатов опробования, построение структурных моделей, сравнительный анализ подсчетов прогнозных ресурсов.

Эльконская группа месторождений – группа месторождений урановых руд, расположенная на юге Якутии. Ресурсы урана насчитывают примерно 319 тыс. т, или около 6% извлекаемых мировых запасов [5].

Месторождение Северное является вторым по значению объектом Эльконского урановорудного района. Оно приурочено к одноименной тектонической структуре северо-западного простирания, расположенной в северной части Эльконского горста, в 2,5 км от Зоны Южной.

Площадь месторождения Северного сложена глубоко метаморфизованными, гранитизированными и дислоцированными образованиями архейского возраста, представленными гнейсами и кристаллическими сланцами, архейско-протерозойскими гранитоидами, дайками метаморфизованных микродиоритов и диоритовых порфиритов, дайками палеозойских диабазов, а также телами мезозойских щелочных и щелочноземельных пород алданского комплекса. Четвертичные породы, среди которых выделяются элювиальные, делювиальные и аллювиальные отложения, хотя и развиты на всей площади месторождения, но мощность их незначительна. В пределах месторождения архейский метаморфический комплекс представлен образованиями верхнеалданской (ее верхней подсвитой) и федоровской свит.

Разрывные нарушения являются главными элементами геологического строения месторождения, поскольку часть из них вмещают промышленное золото-урановое оруденение, а другие оказывают влияние на его локализацию. В мезозое в следствии гидротермально-метасоматических процессов сформировались метасоматитовые тела с образованием урановых минералов и золотосодержащего пирита.

Геолого-структурный анализ показал, что месторождение Северное характеризуется широким развитием оперяющих систем тектонических нарушений. Рудолокализующими являются главный разлом и пологозалегающие трещины отрыва. В длину трещины отрыва могут достигать 150–200 м и более. Средняя мощность рудных тел, отвечающих кондициям, принятым на данном месторождении, остается небольшой [2, 3].

В настоящей работе проведен сравнительный анализ двух подсчетов прогнозных ресурсов урана по категории Р1 для месторождения Северного: 1) подсчет, сделанный по данным работ ЗАО “Русбурмаш”, проведенных в 2010–2011 гг.; 2) подсчет, сделанный с использованием новых данных, выявленных геолого-структурным анализом.

Для корректного сравнения с данными ЗАО “Русбурмаш” произведен пересчет ресурсов полезного компонента в основных рудных зонах методом разрезов по кондициям, контурам и параметрам рудных тел, выделенных ЗАО “Русбурмаш” на участок месторождения Северного соответствующий местоположению разведочных линий (РЛ) 70, 74 и 86.

*Методика подсчета прогнозных ресурсов с параметрами рудных тел ЗАО “Русбурмаш”.* Руды месторождения Северного по вещественному составу, параметрам, морфологическим особенностям аналогичны рудам месторождения Южного, поэтому кондиции, установленные для месторождения Южного в период детальной разведки (1973–1980 гг.), полностью соответствуют геологическим особенностям месторождения Северного и приняты для оперативного подсчета запасов кондиционного оруденения. На настоящем этапе подсчет забалансовых запасов не производился.

Подсчет прогнозных ресурсов производился по четырем блокам, их положение показано на схеме (рис. 1). Геометризация произведена без учета геологических осложнений. Расстояние между профилями измерялось с помощью масштабной линейки на геологической кар-

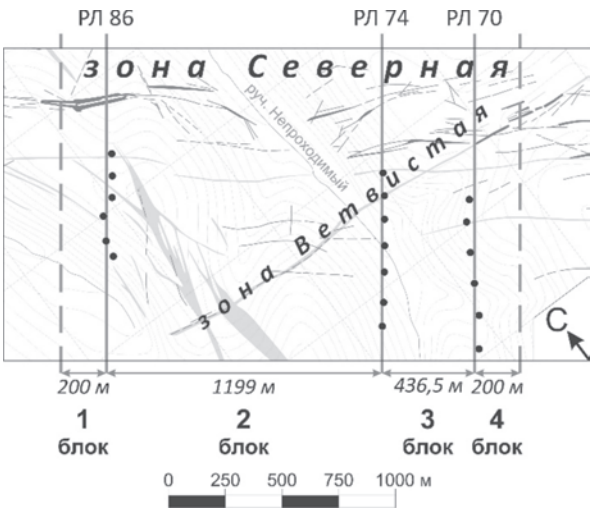



***Рис. 1.*** *Схема расположения подсчетных блоков: РЛ – разведочная линия*

*Таблица 1. Сводная таблица*

| № блока | Длина блока, м | Площади рудных контуров, м$^2$ | Объем блока, тыс. м$^3$ | Объем рудной массы, тыс. м$^3$ | Уран, т |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 200 | $S_{86\text{-}2}$ = 1185,73<br>$S_{86}$ = 1185,73 | 237,1 | 616,6 | 1014,0 |
| 2 | 1199 | $S_{86}$ = 1185,73<br>$S_{74}$ = 1582,78 | 1659,7 | 4315,3 | 5439,1 |
| 3 | 436,5 | $S_{74}$ = 1582,78<br>$S_{70}$ = 1359,83 | 642,2 | 1669,8 | 1503,5 |
| 4 | 200 | $S_{70}$ = 1359,83<br>$S_{70\text{-}2}$ = 1359,83 | 271,9 | 707,1 | 653,8 |

*Таблица 2. Сводная таблица*

| № блока | Длина блока, м | Площади рудной зоны, м$^2$ | Объем блока, тыс. м$^3$ | Объем рудной массы, тыс. м$^3$ | Уран, т |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 200 | $S_{86\text{-}2}$ = 1271,07<br>$S_{86}$ = 1271,07 | 254,2 | 660,9 | 1157,1 |
| 2 | 1199 | $S_{86}$ = 1271,07<br>$S_{74}$ = 1713,86 | 1789,4 | 4652,6 | 6111,2 |
| 3 | 436,5 | $S_{74}$ = 1713,86<br>$S_{70}$ = 1543,64 | 710,9 | 1848,5 | 1664,4 |
| 4 | 200 | $S_{70}$ = 1543,64<br>$S_{70\text{-}2}$ = 1543,64 | 308,7 | 802,7 | 742,2 |

те масштаба 1:5000. Оконтуривание кондиционных рудных интервалов, подсчет площадей рудных тел на разрезах и определение объемов блоков произведены с помощью компьютерных программ: Micromine, Exsel. Значение плотности руд равное 2,60 m/м$^3$ использовано то же, что и при подсчете запасов, выполненном предшественниками в 1985 г. Данные расчетов приведены в сводной таблице 1.

Протяженность рудной зоны по простиранию, принятая для сравнительной характеристики анализов, составила 2035,5 метров. Площадь рудной зоны на разрезах 70, 74 и 86 составляет 1359,83, 1582,78 и 1185,73 м$^2$. Объем рудной массы составил 7308,8 тыс. м$^3$. Прогнозные ресурсы урана категории Р1 по данной методике, для всех подсчитанных блоков данного участка составила 8610,4 т.

*Методика подсчета прогнозных ресурсов урана с использованием параметров рудных тел по данным, выявленным геолого-структурным анализом.* При проведении подсчетов использовались те же кондиции и исходные данные по рудным интервалам, что и в ЗАО "Русбурмаш". Положение подсчетных блоков и их длина остались не измененными (рис. 1). Геометризация произведена с учетом геолого-структурных построений.

В подсчет среднего содержания урана для контура разведочной линии 86 дополнительно были введены данные рудного пересечения мощностью 0,5 м и метропроцентом 0,145, проходящим через скважину № 8604. Результаты расчетов приведены в сводной таблице 2.

Протяженность рудной зоны по простиранию, принятая для сравнительной характеристики анализов, не изменилась и составила 2035,5 м. Площадь рудной зоны на разрезах 70, 74 и 86 составляет 1543,64, 1713,86 и 1271,07 м$^2$. Объем рудной массы составляет 7964,7 тыс. м$^3$. Прогнозные ресурсы урана категории Р1 по данной методике, для всех блоков данного участка составила 9674,9 т.

Таким образом, при сопоставлении данных, полученных при подсчете с применением разной методики геометризации и оконтуривания рудных тел видна разница. После геолого-структурного анализа многие кондиционные рудные тела были перенаправлены из зоны основного тектонического нарушения в области развития оперяющих структур (трещины отрыва), которые, в свою очередь, могут простираться на 150–200 м и более. В результате новых построений произошло увеличение площадей сечений кондиционных рудных тел на разведочных линиях. Это позволило произвести приращение прогнозных ресурсов, составившее при расчетах 12,4%.

При подсчетах не были учтены области сочленения оперяющих тектонических структур с зоной основного нарушения. В таких местах могут образовываться узлы раздува оруденения, связанные с повышенной трещиноватостью и, вследствие этого, проницаемостью пород. Наличие таких узлов увеличивает рудную нагрузку месторождения, что в свою очередь благоприятно отразится на еще большем увеличении прогнозных ресурсов.

***Литература***

1. *Государственный доклад о состоянии и использовании минерально-сырьевых ресурсов Российской Федерации*

*в 2012 году. – М., 2013. – 199 с.*

2. *Зайченко А.П., Домаренко В.А. Особенности строения рудовмещающей структуры комплексного золото-уранового месторождения Северное (Эльконский рудный район, Южная Якутия) // Разведка и охрана недр. – 2015. – № 7. – С. 7–11.*
3. *Зайченко А.П., Домаренко В.А., Перегудина Е.В. Внутреннее строение рудовмещающей структуры комплексного золотоуранового месторождения Северное (Эльконский урановорудный район) // Известия ТПУ. – 2015. – № 9. – С. 78–84.*
4. *Состояние и перспективы развития минерально-сырьевой базы урана России / Г.А. Машковцев, А.Д. Коноплев, А.К. Мигута и др. // Разведка и охрана недр. – 2011. – № 5. – С. 15–22.*
5. *Урановый холдинг "АРМЗ" [Электронный ресурс]. – URL: http://www.armz.ru/companies/newcompany/elkon/ (дата обращения: 13.01.2015).*

# УРАН И ТОРИЙ В МИНЕРАЛЬНЫХ ВОДАХ ВОСТОЧНОГО ЗАБАЙКАЛЬЯ

Л.В. Замана, С.В. Борзенко

Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН, Чита, Россия, l.v.zamana@mail.ru

# URANIUM AND THORIUM IN MINERAL WATERS IN EASTERN TRANSBAIKALIA

L.V. Zamana, S.V. Borzenko

Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology SB RAS (INREC SB RAS), Chita

The data on the content of U and Th in nitric thermal and carbon dioxide waters and waters of mineral (salty) lakes are presented. The maximum concentration specified by type of treatment, respectively, accounted for 4.24 and 0.21, 0.32 and 162.0, 209 and 2819 mg/l. The highest ratio of Th/U received over therms (10.7), in the carbonic waters is not more than 0,6, and in the waters of the lake – 0.074. Possible forms of both radionuclides содержание U stay in the water and the thermodynamic equilibrium for some minerals.

Восточное Забайкалье – известный ураноносный регион России. Наряду с собственно урановой минерализацией здесь широко распространены редкометалльные гранитоиды, определенные интрузивные комплексы которых обладают повышенной радиоактивностью (к примеру, гуджирский) или ториеносностью (борщовочный комплекс). Естественно ожидать, что минеральные воды различных типов, которыми также богат регион, могут иметь в ряде случаев высокие концентрации урана и тория. В настоящем сообщении приведены результаты выполненных в последние годы исследований по распределению этих элементов в азотных термальных и углекислых водах и водах минеральных озер. К сожалению, единичные данные получены пока по радоновым водам, насчитывающим многочисленные проявления.

Химический анализ макрокомпонентного состава вод выполнен стандартными методами в аттестованной лаборатории ИПРЭК СО РАН. Уран и торий определены методом ICP-MS в Аналитическом центре Института геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН (г. Иркутск) на приборе ELEMENT 2, фирмы Finnigan MAT по методике НСАМ №480Х с использованием в качестве стандартов сертифицированных растворов. Анализировались пробы, пропущенные через мембранный фильтр с диаметром пор 0,45 мкм, подкисленные особо чистой концентрированной азотной кислотой до pH<2.

Азотные термальные воды в Восточном Забайкалье распространены на юге в пределах Хэнтэй-Даурского сводового поднятия. Здесь нами опробованы источники в бассейне р. Кыра (приток р. Онон, верховье амурского бассейна) [3]. Для более полной, статистически достоверной характеристики этой группы минеральных вод представлены также данные по некоторым источникам Байкальской рифтовой зоны (Баргузинская и Баунтовская группы). По катионному составу термы натриевые, по анионам проявления Кыринской и Баунтовской групп гидрокарбонатные, за исключением Шуриндинского источника, где в воде преобладает сульфат. В термах Баргузинской группы сульфат-ион находится в разных соотношениях с гидрокарбонатом вплоть до полного его преобладания. Воды, как правило, щелочные, минерализация их в основном до 1,0 г/л.

Данные по содержанию U и Th по минеральным источникам представлены в таблице 1. В азотных термальных водах они изменялись в интервалах 0,003–4,94 и 0,001–0,21 мкг/л соответственно при средних по данной выборке 0,365 и 0,024 мкг/л. Хотя максимальное содержание урана установлено в сульфатном Алгинском источнике, определенной взаимосвязи его с составом терм или с их температурой не прослеживается. Отсутствует и корреляция между радионуклидами ($r = -0,10$). Нередко концентрации тория и урана близки между собой, имеются случаи и превышения по торию над ураном.

По углекислым водам (УВ) получены данные по источникам Даурской гидроминеральной области в пределах южной части Восточного Забайкалья. По химическому составу среди них преобладают гидрокарбонатные щелочноземельные воды, относящиеся к дарасунскому химическому и бальнеологическому типам [2]. По величине pH изученные воды слабокислые или нейтральные с минерализацией преимущественно в диапазоне 0,8–3,0 г/л. В единичных проявлениях УВ хлоридно-гидрокарбонатного состава и в одном вода гидрокарбонатная

*Таблица 1. Уран и торий в азотных термах и углекислых водах Забайкалья*

| Источник | Дата отбора | T, °C | pH | Eh, мВ | ∑ ионов, мг/л | Th, мкг/л | U, мкг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | *Азотные термы* | | | | |
| *Кыринская группа* | | | | | | | | |
| Улурийский-1 | 06,03,10 | 21,5 | 9,82 | –198 | 263 | 0,0087 | 0,11 | 0,079 |
| Улурийский-6 | –"– | 4,4 | 9,84 | –164 | 215 | 0,0040 | 0,71 | 0,004 |
| Кыринский-1 | 07,03,10 | 43,5 | 9,54 | –236 | 247 | 0,0024 | 0,01 | 0,240 |
| Былыринский* | 08,03,10 | 44,3 | 9,12 | –39 | 213 | 0,0055 | 1,23 | 0,004 |
| Былыринский | –"– | 39,0 | 9,22 | –38 | 198 | 0,0020 | 0,26 | 0,008 |
| *Баунтовская группа* | | | | | | | | |
| Точинский-1 | 14,11,09 | 56,1 | 8,77 | –226 | 319 | 0,21 | 0,21 | 1,000 |
| Баунтовский | 16,11,09 | 52,0 | 8,93 | –198 | 325 | 0,0078 | 0,01 | 0,780 |
| –"– | 01,03,15 | –"– | 8,84 | – | 321 | 0,0012 | 0,0081 | 0,148 |
| Баунтовский гряз. | –"– | 53,0 | 8,83 | – | 342 | 0,0027 | 0,0038 | 0,711 |
| Могойский-1 | 17,11,09 | 83,7 | 8,85 | –230 | 406 | 0,032 | 0,027 | 1,185 |
| Могойский-5 | –"– | 37,8 | 8,92 | –171 | 402 | 0,0097 | 0,0049 | 1,980 |
| Бусани-1 | 18,11,09 | 38,8 | 8,68 | –197 | 481 | 0,03 | 0,019 | 1,579 |
| Шуринда-2 | 19,11,09 | 70,6 | 8,88 | 0 | 570 | 0,016 | 0,019 | 0,842 |
| Шуринда-3 | –"– | 57,0 | 8,62 | 32 | 500 | 0,026 | 0,028 | 0,929 |
| Баргузинская группа | | | | | | | | |
| Толстихинский | 15,07,10 | 29,2 | 9,60 | 80 | 284 | 0,0461 | 0,295 | 0,156 |
| Аллинский-1 | 16,07,10 | 76,7 | 9,71 | –126 | 324 | 0,0205 | 0,219 | 0,094 |
| Аллинский-2 | –"– | 42,0 | 9,62 | –212 | 326 | 0,0221 | 0,436 | 0,0507 |
| Умхейский* | –"– | 48,4 | 9,86 | –213 | 324 | 0,0235 | 0,005 | 4,700 |
| Умхейский | –"– | 43,7 | 9,86 | –212 | 338 | 0,0232 | 0,013 | 1,785 |
| Кучигерский-1 | 17,07,10 | 46,2 | 9,81 | –231 | 361 | 0,0170 | 0,060 | 0,283 |
| Кучигерский-2 | –"– | 38,8 | 9,87 | –231 | 364 | 0,0198 | 0,024 | 0,825 |
| Сеюйский | 18,07,10 | 50,6 | 9,75 | –147 | 295 | 0,0322 | 0,003 | 10,73 |
| Алгинский | 19,07,10 | 20,8 | 8,25 | 65 | 378 | 0,0042 | 4,945 | 0,0008 |
| Гусихинский* | –"– | 73,0 | 8,77 | 76 | 592 | 0,0128 | 0,113 | 0,1133 |
| Горячинский* | –"– | 52,8 | 9,67 | –72 | 430 | 0,0029 | 0,011 | 0,2636 |
| | | | | *Углекислые воды* | | | | |
| Зымка-Аршан* | 22,06,13 | 6,18 | 10,5 | –32 | 2196 | 0,0057 | 0,067 | 0,0851 |
| Ямаровка* | 07,08,13 | 5,2 | 5,83 | – | 1650 | 0,0049 | 0,038 | 0,1289 |
| Маккавеевский* | 29,10,13 | 3,0 | 6,57 | | 2262 | 0,020 | 0,027 | 0,407 |
| Дарасун* | 30,10,13 | 3,3 | 6,11 | 97 | 1718 | 0,010 | 0,20 | 0,05 |
| Акша* | –"– | 8,6 | 6,44 | 56 | 3027 | 0,093 | 2,11 | 0,0441 |
| Олентуйский | 22,06,13 | 3,3 | 6,82 | 130 | 1185 | 0,017 | 0,28 | 0,0061 |
| –"– | 28,08,14 | 4,2 | 5,83 | 85 | 944 | 0,012 | 5,4 | 0,0022 |
| Зубковщина | –"– | 3,4 | 5,80 | 89 | 965 | 0,016 | 1,23 | 0,0130 |
| Ургучан* | 12,07,14 | 6,7 | 6,04 | 30 | 1258 | 0,026 | 2,27 | 0,0114 |
| Солонечный | 17,07,14 | 1,7 | 5,98 | 178 | 1262 | 0,0015 | 7,5 | 0,0002 |
| Мордойский | 30,09,14 | 1,9 | 5,25 | 164 | 294 | 0,0039 | 0,12 | 0,0325 |
| –"– | 29,09,15 | 1,8 | 5,75 | 150 | 297 | 0,0041 | 1,19 | 0,0034 |
| Молоковка* | 27,07,15 | 5,4 | 6,28 | 42 | 1140 | 0,0088 | 100 | 0,00019 |
| Аршантуй-2 | 19,07,15 | 19,6 | 6,49 | 24 | 1923 | 0,0009 | 53 | 0,00002 |
| Зун-Торейский* | 20,07,15 | 7,5 | 7,76 | –80 | 7918 | 0,0045 | 162 | 0,00003 |
| Угсахай* | 22,07,15 | 7,3 | 6,20 | 35 | 1553 | 0,0002 | 0,07 | 0,0029 |
| Кука* | 23,07,15 | 6,1 | 6,75 | –36 | 2940 | 0,0055 | 50 | 0,00011 |
| Борзиха* | –"– | 6,9 | 6,49 | 12 | 2415 | 0,0007 | 13,8 | 0,00005 |
| Килькинда* | 05,08,15 | 6,6 | 6,44 | –69 | 2028 | 0,072 | 0,21 | 0,349 |
| Базановский* | 09,08,15 | 1,2 | 6,55 | –26 | 3660 | 0,0078 | 0,29 | 0,0269 |
| Базановский | –"– | 8,5 | 6,76 | 12 | 1675 | 0,0078 | 0,013 | 0,6 |
| Клинский | 10,08,15 | 2,7 | 6,21 | 82 | 756 | 0,040 | 0,14 | 0,2857 |
| Ямкун* | 04,05,15 | 22,6 | – | – | – | 0,0016 | 5,2 | 0,00031 |
| Ямкун, озеро | –"– | 16,8 | – | – | – | 0,0012 | 5,2 | 0,00023 |
| Бухтинский | 10,08,15 | 4,8 | 6,68 | 243 | 1996 | 0,016 | 50 | 0,00032 |
| Журавлевский-2, озеро | –"– | 11,3 | 6,07 | 182 | 993 | 0,32 | 2,22 | 0,1441 |
| Кужуртайский | 11,08,15 | 2,7 | 6,74 | 271 | 898 | 0,0006 | 4,90 | 0,00012 |
| Ульдургинский | –"– | 9,3 | 5,53 | 265 | 167 | 0,0081 | 0,13 | 0,0623 |

Примечание. *Пробы из скважин. Прочерк – нет данных.

натриевая (типа "Боржоми") с максимальными минерализацией (около 8,0 г/л) и величиной pH (7,76).

Концентрации урана в углекислых водах изменялись от 0,013 до 162 мкг/л (табл. 1) при среднем 16,7 мкг/л. Для сравнения, в УВ Дальнего Востока они составляли от сотых долей до первых единиц мкг/л при максимуме 6,9 мкг/л [12]. Примерно такие же содержания U и в УВ Большого Кавказа, только в одном из более 150 анализов приведено значение более 10 мкг/л (44,5 мкг/л) [6]. Следовательно, для углекислых вод рассматриваемой территории в целом характерен более высокий уровень содержания U, обусловленный, по-видимому, ее геохимической специализацией. Но в УВ водах обеспечивается он высокой углекислотной агрессивности среды, что наглядно проявляется в сравнении с пресными водами и термами. Более интенсивный вынос урана углекислыми водами отмечался в некоторых публикациях и ранее. В то же время, приведенное в [5] содержание U в водах Терсинского месторождения Кузбасса необычайно низкое – 0,000016 мкг/л. Определение изотопного отношения $^{234}U/^{238}U$ по нескольким источникам дало значения в интервале 2,12–2,96.

Концентрации тория в УВ изменялись в интервале 0,0002–0,32 мкг/л и по среднему значению (0,025 мкг/л) практически не отличались от азотных терм. Корреляция с ураном, как и по термам, незначима.

Более обширный массив данных получен по минеральным (соленым) озерам. На юге Восточного Забайкалья в периоды повышенного атмосферного увлажнения насчитывается несколько сотен таких озер, локализованных во впадинах, выполненных мезозойскими вулканогенно-осадочными породами, или на более древних метаморфических алюмосиликатных и карбонатно-терригенных образованиях, в единичных случаях – на гранитоидах. В текущую фазу засушливости климатических условий большая часть озер высохла, в том числе наиболее крупное оз. Барун-Торей, при максимальном наполнении имеющее площадь акватории до 580 км$^2$ и глубину до 6 м. Озера бессточные, имеют небольшие водосборы, водное питание основной массы их атмосферное непосредственно на акватории и подземное, при ливнях и частых дождях – поверхностным стоком.

По химическому составу озера представлены в основном карбонатным (содовым) типом, количество хлоридных озер существенно меньше, преобладание сульфатного иона из почти сотни опробованных в 2013–2015 гг. озер установлено в единичных случаях, еще в нескольких озерах сульфат является вторым по значимости анионом. Соленость озерной рапы за период исследований достигала 343 г/л (оз. Борзинское). Карбонаты доминируют преимущественно при солености до 15 г/л, более соленые карбонатные озера встречаются редко, в них хлорид является вторым анионом. В катионном составе вод преобладает натрий, при солености более 5 г/л он становится единственным значащим для определения химического типа катионом. Величина pH воды достигает 10,7. Окислительно-восстановительный потенциал вод карбонатных озер изменялся от –380 до 380,7 мВ, хлоридных – от –36,3 до 97,7 мВ, отрицательные значения Eh обусловлены развитием сульфат-редукции.

Концентрации U охватывают диапазон в три математические порядка – от 2,55 до 2819 мкг/л. Данные по некоторым озерам представлены в табл. 2. Размах концентраций урана сам по себе свидетельствует об определяющей роли геохимических характеристик среды в распределении U в водах озер. Более высокие содержания урана отмечаются в озерах карбонатного типа при повышенных значениях pH вод. Прослеживается прямая зависимость содержаний U от общей минерализации воды с коэффициентом корреляции более 0,90. В целом уран проявляет себя как элемент, накапливающийся в водах с ростом их минерализации. Отсюда можно заключить, что имеющиеся аномалии урана в водах минеральных озер региона формируются в результате испарительного концентрирования и не связаны с рудной минерализацией, в отличие, к примеру, от одного из озер Северо-Западной Монголии, по которому концентрация U в 1,1 мг/л рассматривается как показатель ураноносности пород [4].

В водных растворах уран, согласно [9] и другим источникам, может находиться в виде аква-уранила $[UO_2(H_2O)_6]^{2+}$, при наличии других аддендов – в виде комплексов с ними, в частности, при высоком значении pH в форме гидрокси-уранилов, а в случае карбонатных ионов – в форме карбонат-уранилов. Из последних в водной среде устойчивы трикарбонат-уранил $[UO_2(CO_3)_3]^{4-}$ и диаква-дикарбонат-уранил $[UO_2(CO_3)_2(H_2O)_2]^{2-}$. Трикарбонатный комплекс становится преобладающим при концентрации карбонат-иона $10^{-4,5}$ моль/л, при концентрации карбоната более $10^{-3,0}$ моль/л доля данного комплекса приближается к 100%. Содержания карбонатного иона в озерах варьируют от 0,016 до 18,6 г/л ($2,7*10^{-4}$–$3,1*10^{-1}$ моль/л), что указывает на возможность образования в озерных водах карбонат-ураниловых ионов. Выполненные термодинамические расчеты с использованием программного комплекса HydroGeo это подтверждают.

В ряде случаев в содовых озерах отмечается падение концентраций U при высоком содержании $CO_3^{2-}$, что происходит в восстановительной обстановке и вызвано, очевидно, переходом $U^{6+}$ в $U^{4+}$ с дальнейшим выпадением его в осадок в форме гидрозакиси $U(OH)_4$, произведение растворимости (ПР) которой, приведенное в [9], равно $1,1*10^{-52}$, или оксида $UO_2$. Осаждение оксида четырехвалентного урана возможно в результате разрушения карбонатных комплексов и в зависимости от общей минерализации и состава воды, величины pH, содержания карбоната начинается при понижении Eh до диапазона от 0 до -0,2 мВ [7]. По шестивалентному урану озерные воды равновесны с натриевым ураноспинитом $NaUO_2AsO_4$, ПР которого $1,33*10^{-22}$ (значение из работы [1]). По расчету насыщение по отениту $Ca(UO_2)_2(PO_4)_2$ не достигается (ПР $5,5*10^{-46}$ по [1]).

Концентрации Th в водах озер составляли от 0,0003 до 209 мкг/л. Как видно, при более широком по сравнению с ураном диапазоне (7 порядков), торий характеризуется меньшими концентрациями. Это соответствует установленным более слабым водно-миграционным

*Таблица 2. Уран и торий в водах некоторых минеральных озер Восточного Забайкалья*

| Озеро | Дата отбора | pH | Eh, мВ | ∑ ионов, мг/л | Th, мкг/л | U, мкг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Кункур | 05,08,13 | 9,42 | 99,8 | 3499 | 0,0034 | 50 | 6,8E-5 |
| Зун-Холво | –"– | 9,62 | 60,5 | 10953 | 0,014 | 148 | 9,4E-5 |
| Холво-Торум-2 | 06,08,13 | 9,65 | 16,4 | 7700 | 0,0003 | 86 | 3,5E-6 |
| Хараганаш | 07,08,13 | 9,83 | 90,4 | 5503 | 0,0018 | 2,55 | 0,00071 |
| Шелота | –"– | 9,71 | 76,8 | 8027 | 0,015 | 321 | 4,7E-5 |
| Байм-Булак | 08,08,13 | 9,03 | 184,7 | 2516 | 0,01 | 20 | 0,0005 |
| Цаган-Нур Дурул. | 9,08,13 | 9,40 | 175,8 | 5089 | 0,037 | 38 | 0,00097 |
| –"– | 17,07,15 | 9,48 | 92 | 1349 | 0,034 | 24 | 0,00142 |
| Куджертай | 10,08,13 | 10,74 | –35 | 58506 | 13,1 | 260 | 0,05038 |
| Укшинда | –"– | 9,44 | 75 | 6308 | 0,006 | 42 | 0,00014 |
| Гашкой | –"– | 9,38 | 92 | 19546 | 0,0042 | 189 | 2,2E-5 |
| Хоточей | –"– | 9,80 | 99,6 | 23198 | 0,22 | 301 | 0,00073 |
| Ходатуй | –"– | 9,27 | 159 | 10016 | 0,018 | 35 | 0,00051 |
| Байн-Цаган | –"– | 9,34 | 58 | 4784 | 0,17 | 16 | 0,01062 |
| –"– | 18,07,15 | 9,44 | 81 | 4857 | 0,083 | 10,6 | 0,00783 |
| Нарым-Булак | 11,08,13 | 9,11 | –21,3 | 3625 | 0,012 | 15 | 0,0008 |
| Бол. Якши | –"– | 9,96 | 342,3 | 9381 | 0,059 | 10,8 | 0,00833 |
| Дабаса-Нор | 12,08,1313 | 7,56 | –11 | 54673 | 0,050 | 20 | 0,0025 |
| Зун-Торей | 13,08,13 | 9,46 | 380,7 | 8338 | 0,029 | 43 | 0,00067 |
| –"– | 19,07,15 | 9,57 | 106 | 12944 | 0,058 | 84 | 0,00069 |
| Борзинское | 14,08,13 | 9,56 | –125 | 53623 | 1,73 | 392 | 0,00441 |
| –"– | 21,07,15 | 9,34 | –42 | 343090 | 209 | 2819 | 0,07414 |
| Ножий | 25,08,14 | 9,29 | 34 | 3091 | 0,027 | 17 | 0,00159 |
| Загустай | –"– | 9,61 | –146 | 8766 | 0,080 | 141 | 0,00057 |
| Горбунка | 26,08,14 | 7,47 | 42,3 | 184650 | 0,082 | 57 | 0,00144 |
| Хилганта | –"– | 8,47 | 80,6 | 31493 | 0,024 | 174 | 0,00014 |
| Харанор | 21,07,15 | 9,42 | 34 | 34289 | 3,72 | 113 | 0,03292 |
| Холбон | –"– | 9,58 | 81 | 28382 | 1,83 | 235 | 0,00779 |
| Доронинское | 23,07,15 | 9,76 | –34 | 22942 | 6,3 | 69 | 0,0913 |

свойствам Th, растворимость в воде по $U^{6+}$ и $Th^{4+}$ различается на 3 порядка [10]. В то же время корреляционный анализ показал не только более высокую связь между содержанием тория и общей минерализацией воды в содовых озерах, но и значимую корреляцию по озерам хлоридным. Отсюда напрашивается вывод об определяющей роли карбонатных комплексов в накоплении тория в озерных водах, но он не согласуется с положением о гораздо меньшей устойчивости таких комплексов в сравнении с шестивалентным ураном [13]. Не исключено нахождение тория в форме $Th(OH)_4$, так как даже при содержании Th в сотые доли мкг/л по этому гидроксиду воды насыщены (ПР равно $2{,}0*10^{-50}$ по [8]).

Более детально возможные формы нахождения урана и тория по всем характеризуемым в данном сообщении типам минеральных вод будут рассмотрены в докладе.

Торий-урановые отношения по азотным термам составили 0,001–10,7, среднее 1,155, по углекислым водам – $2*10^{-5}$–0,600, ср. 0,081 и по водам минеральных озер – $1{,}8*10^{-5}$–0,091, ср. 0,0034. Более низкие отношения в УВ определенно обусловлены усилением мобилизации урана водной средой вследствие ее углекислотности. В озерных водах это отношение на несколько порядков меньше, чем в донных осадках, что обусловлено выведением тория в осадки, в которых оно около 1,0 и более [11]. Природа высокого отношения Th/U в азотных термах неясна, возможно, обусловлена она влиянием температуры, с одной стороны, усиливающей вынос тория термами при наличии его источника, а с другой – ограничивающей миграцию урана.

*Подготовлено по госзаданиям (проект 79,1,3 и др.) и проекту РФФИ № 14-05-98015р_сибирь_а.*

***Литература***

1. *Белова Л.Н. Зоны окисления гидротермальных месторождений урана. – М. : Недра, 1975. – 158 с.*
2. *Замана Л.В. Геохимические особенности углекислых вод Восточного Забайкалья // Современные проблемы гидрогеологии, инженерной геологии и гидрогеоэкологии Евразии. Матер. Всеросс. конф. с международным участием "Современные проблемы гидрогеологии. инженерной геологии и гидрогеоэкологии Евразии" с элементами науч. школы. 23–27 ноября 2015 г., г. Томск. – Томск : ТПУ, 2015. – С. 160–164.*
3. *Замана Л.В., Аскаров Ш.А. Физико-химическая характеристика термальных источников бассейна реки Кыра (Юго-Восточное Забайкалье) // Ученые записки Забайкальского гос. университета. Серия: Естественные науки. – 2011. – № 1. – С. 173–178.*
4. *Урановоносность высокоминерализованных озер Северо-Западной Монголии / В.П. Исупов, А.Г. Владимиров, Н.З. Ляхов и др. // ДАН. – 2010. – Т. 437, № 1. – С. 85–89.*
5. *Распространенность урана и тория в природных водах Тувы / Ю.Г. Копылова, Н.В. Гусева, Ч.К. Ойдуп и др. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в*

*среде обитания человека: материалы IV Международной конференции (Томск, 4–8 июня 2013 г.) / Томский политехнический университет. – Томск : Изд-во Томского политехн. ун-та, 2013. – С. 291–294.*

6. *Лаврушин В.Ю. Подземные флюиды Большого Кавказа и его обрамления. – М. : Геос, 2012. – 348 с.*
7. *Лисицын А.П. О формах нахождения урана в подземных водах и условиях осаждения его в виде $UO_2$ // Геохимия. – 1962. – № 9. – С. 763–769.*
8. *Лурье Ю.Ю. Справочник по аналитической химии : справ. изд. – 6-е изд., перераб. и доп. – М. : Химия, 1989. – 448 с.*
9. *Основные черты геохимии урана / под ред. академика А.П. Виноградова. – 2-е изд., стереотипное и исправленное. – Томск : STT, 2013. – 374 с.*
10. *Радиоактивные элементы в окружающей среде / Л.П. Рихванов, С.И. Арбузов, Н.В. Барановская и др. // Известия Томского политехнического университета. – 2007. – Т. 311, № 1. – С. 125–133.*
11. *Закономерности распределения радионуклидов и редкоземельных элементов в донных отложениях озер Сибири / В.Д. Страховенко, Б.Л. Щербов, И.Н. Маликова и др. // Геология и геофизика. – 2010. – Т. 51, № 11. – С. 1501–1514.*
12. *Чудаев О.В. Состав и условия образования современных гидротермальных систем Дальнего Востока России. – Владивосток : Дальнаука, 2003. – 216 с.*
13. *Щербина В.В. Поведение урана и тория в условиях сульфатно-карбонатной и фосфатной среды в зоне гипергенеза // Геохимия. – 1957. – № 6. – С. 493–507.*

# РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА НА ПЛОЩАДИ БАЛЕЙ-ТАСЕЕВСКОГО РУДНОГО ПОЛЯ (ВОСТОЧНОЕ ЗАБАЙКАЛЬЕ)

Л.В. Замана, В.И. Флешлер

Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН, Чита, Россия, l.v.zamana@mail.ru

# RADIO-ECOLOGICAL SITUATION IN THE AREA OF BALEY-TASEEVSKOYE ORE FIELD (EASTERN TRANSBAIKALIA)

L.V. Zamana, V.I. Fleshler

Institute of Natural Resources, Ecology and Cryology SB RAS (INREC SB RAS), Chita

Results of radio-ecological studies involving the measurement of exposure dose of gamma radiation of natural and man-made deposits, the total effective radioactivity of soil dumps, determining the concentrations of uranium and thorium in the waters of the river network and man-made bodies of water are shown. The radiation situation and the content of natural radionuclides in Baley-Taseevskoye ore field are characterized by low natural radiogeochemical background and lack of technogenic pollution of natural radionuclides.

Балей-Тасеевское рудное поле находится в 300 км к востоку от г. Читы и включает два золоторудных месторождения, разделенные рекой Унда. На правом берегу расположено Балейское месторождение, которое разрабатывалось в 1929–1983 гг. и было законсервировано из-за приближения контура карьера к застройке г. Балей. Под рекой и на противоположном берегу локализовано Тасеевское месторождение, которое эксплуатировалось в 1948–1995 гг. Разработка его прекращена из-за экономического кризиса и падения в то время цены на золото. Всего на обоих месторождениях добыто около 365 т рудного золота [6, 7], запасы его не выработаны. Предпринималось несколько попыток возобновить эксплуатацию Тасеевского месторождения, до сих пор не реализованных. Одна из основных причин – необходимость осушения карьера, в котором накопилось более 3 млн. м$^3$ кислых дренажных вод с высокими концентрациями металлов (Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Cd и др.). В качестве приемника вод при откачке из карьера может рассматриваться хвостохранилище ЗИФ-2 бывшей Тасеевской обогатительной фабрики [4].

Оба месторождения приурочены к Ундино-Даинской депрессии Балейской межгорной впадины мезозойского возраста, ограниченной Борщовочным хребтом на севере и Ононским хребтом на юге, но резко различаются по составу вмещающих пород. Рудные жилы Балейского месторождения залегают в гранодиоритах, слагающих выступ фундамента, руды Тасеевского месторождения в виде кварцевых жил и прожилков залегают в толще песчаников. Содержание сульфидов в рудах обоих месторождений неравномерное и примерно одинаково (0,5–5,0%).

В результате разработки Балейского и Тасеевского золоторудных месторождений на общей площади около 30 км$^2$ возникли горнопромышленные объекты (отвалы, карьеры, хвостохранилища и др.) [3], не просто создающие дискомфортные условия проживания населения, но и представляющие определенную экологическую угрозу в связи с загрязнением воздушной атмосферы, почвенного покрова, водной среды и др. В ряду отмеченных геоэкологических последствий горнорудного производства [2] для рассматриваемой территории важна оценка его радиационной безопасности. В течение многих лет рядом производственных и научно-исследовательских организаций проводились исследования радиоактивных характеристик природных сред в райо-

не г. Балей в связи с геологической съемкой и поисками месторождений радиоактивных руд, разведкой и эксплуатацией Новотроицкого месторождения ториеносных монацитсодержащих песков, оценкой радиационно-гигиенической обстановки и рекультивационными мероприятиями на участках добычи и переработки горного сырья. Цель настоящего сообщения – изложить результаты последних исследований по радиационной обстановке территории размещения горного предприятия при вовлечении в разработку Тасеевского месторождения, тем более что радиоэкологическая проблема г. Балея продолжает обсуждаться [5].

По данным предшествующих исследований все радиационно-аномальные объекты, включающие площади повышенной гамма-активности, радоновые аномалии в грунтах и подземных водах приурочены исключительно к правобережью р. Унда, к долинам и водоразделам впадающих в нее притоков. Доминирующим фактором радиационного воздействия явилось накопление ториеносного монацита (фосфат церия и редких земель) в современных и неоген-палеогеновых отложениях речных долин и падей. Источником монацита являются дайки и жилы пегматитов в интрузивном комплексе гранитов и гнейсогранитов Борщовочного хребта. Радиометрические гамма-аномалии в коренных выходах гранитов в северном горном обрамлении впадины также обусловлены увеличением концентрации радиоактивных минералов. На площади бывшего Новотроицкого рудопроявления, отработавшего россыпь монацита, были установлены гамма-аномалии с мощностью экспозиционной дозы (МЭД) более 1200 мкр/ч, в последующем оконтуренные. Модальное значение МЭД гамма-излучения на левобережье р. Уды в контурах Тасеевского месторождения и на примыкающей к нему территории не превысило 20 мкр/ч.

С целью выбора экранирующего грунта для рекультивации участков радиационного загрязнения были изучены на содержание естественных радионуклидов (ЕРН) отвалы Балейского и Тасеевского карьеров, уложенные в дамбы хвостохранилищ золотоизвлекательных фабрик ЗИФ-1 и ЗИФ-2. Результаты анализов 8 проб грунта, выполненных в 2003 г. в Центре Госсанэпиднадзора по Читинской области, показали значения максимальной эффективной удельной активности Аэфф. от 149 до 269 Бк/кг (табл. 1). Радионуклидный состав грунтов отвалов характеризовался обычным для фоновых площадей региона соотношением ЕРН (калия-40, радия-226, тория-232) с некоторым преобладанием нуклида уранового ряда. В радиационном отношении отвалы безопасны (первый класс минерального сырья и стройматериалов).

В сентябре 2007 г. на площади размещения проектируемого Тасеевского горного предприятия нами выполнен комплекс радиоэкологических исследований, включавших пешеходную гамма-съемку, измерения суммарной эффективной радиоактивности проб грунтов и отбор проб воды для определения урана.

Измерения гамма-активности пород отвалов, песков хвостохранилища, поверхностных отложений сцинтилляционным радиометром СРП-98 (МКС 15 ЭЦ) в 297 точках дали значения от 12 до 26 мкр/ч, а дозиметром ДКГ-01 – от 9 до 21 мкр/ч при среднем и модальном по дозиметру около 14 мкр/час. Радиоактивных аномалий не выявлено. Показания ДКС и СРП различаются, поскольку сцинтилляционный датчик улавливает также $\alpha$-излучение. Поправочный коэффициент к показаниям СРП теоретически равен 0,77. Корреляционный анализ подтвердил высокую степень соответствия между измерениями обоими приборами ($r$ = 0,71). Полученные значения гамма-радиоактивности соответствуют данным предшествующих исследований о безопасном радиационном фоне исследованной территории.

Суммарная эффективная радиоактивность проб грунтов из отвалов пустых пород, дорожных отсыпок, хвостохранилища ЗИФ-2 изменялась в пределах 150–389 Бк/кг ($n$ = 23), только в одном случае превышая норматив по НРБ-99/2009 СанПин 2,6,1,2523-09 для стройматериалов I класса (370 Бк/кг). Модальное и среднее значения близки – соответственно 238 и 249 Бк/кг. По донным осадкам р. Унды и ее притоков она составляла 204–323 Бк/кг ($n$ = 7). Радиометрические измерения выполнены по стандартной методике с использованием спектрометра “Гамма-Бета-1С” в лабораторном центре Роспотребнадзора по Читинской области.

На содержание урана было отобрано и проанализировано лазерно-люминесцентным методом в Централь-

*Таблица 1. Удельная активность радионуклидов в грунтах дамб хвостохранилищ Балейской (ЗИФ-1) и Тасеевской (ЗИФ-2) золотоизвлекательных фабрик*

| № пробы | Удельная активность, Бк/кг | | | Эффективная удельная активность, Бк/кг | | | Абсолютная погрешность, Бк/кг | | | Аэфф. максимальная, Бк/кг |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | K-40 | Ra-226 | Th-232 | K-40 | Ra-226 | Th-232 | K-40 | Ra-226 | Th-232 | |
| 36 | 820 | <69,9 | <39,7 | 74,2 | <69,9 | <51,6 | 17,8 | 32,3 | 27 | <182 |
| 37 | 650 | <124 | <28,2 | 58,7 | <124 | <36,6 | 21,1 | 42,9 | 35,6 | <200 |
| 38 | 820 | <61,4 | <20 | 73,5 | <61,4 | <26 | 15,8 | 27,6 | 23,2 | <149 |
| 39 | 870 | <57,7 | <31,3 | 77,9 | <57,7 | <40,7 | 16,3 | 27,8 | 23,4 | <165 |
| 40 | 710 | <87,8 | <21 | 63,9 | <87,8 | <27,3 | 16,8 | 31,7 | 25,9 | <166 |
| 41 | 930 | <55,3 | <27,7 | 83,7 | <55,3 | <36 | 18,5 | 33,5 | 28,8 | <161 |
| 42 | 660 | <135 | <73,1 | 59,5 | <135 | <95,1 | 22,4 | 46,7 | 39,7 | <269 |
| 43 | 580 | <94,4 | 80 | 52,2 | <94,4 | 105 | 21 | 46,8 | 39,7 | <269 |

*Таблица 2. Содержание урана и тория в поверхностных водах района г. Балей по данным определений методом ISP-MS*

| № пробы | Место отбора | Дата отбора | pH | Eh, мВ | Th, мкг/л | U, мкг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| SW-02 | р. Унда | 22,06,07 | 8,16 | н. опр. | 0,02 | 1,2 | 0,0167 |
| SW-06 | р. Верх. Голготай, среднее течение | 21,06,07 | 7,45 | –"– | 0,15 | 0,9 | 0,1667 |
| SW-14 | р. Средн. Голготай | 20,06,07 | 8,00 | –"– | 0,01 | 1,1 | 0,0091 |
| SW-16 | руч. Кибирева | 23,06,07 | 7,84 | –"– | 0,03 | 2,5 | 0,0120 |
| SW-17 | Балейский карьер | 21,06,07 | 8,00 | –"– | 0,14 | 19,6 | 0,0071 |
| SW-18 | Тасеевский карьер | 22,06,07 | 3,57 | –"– | 7,6 | 14,9 | 0,5101 |
| SW-19 | Хвостохранилище ЗИФ-2 | 21,06,07 | 3,28 | –"– | 37,6 | 39,3 | 0,9567 |
| SW-20 | Хвостохранилище ЗИФ-1 | 23,06,07 | 3,08 | –"– | 20,6 | 30,2 | 0,6821 |
| SW-27 | Озеро в отвалах Тасеевского карьера | 24,06,07 | 3,19 | –"– | 9,6 | 93,0 | 0,1032 |
| Бал-15-1 | Балейский карьер, с глубины 1,2 м | 25,03,15 | 6,72 | 220 | 0,0027 | 9,5 | 0,0003 |
| Бал-15-2 | –"–, гл. 5,0 м | –"– | 7,08 | 144 | 0,0021 | 11,4 | 0,0002 |
| Бал-15-3 | –"–, гл. 10,0 м | –"– | 6,99 | 139 | 0,0031 | 11,0 | 0,0003 |
| Бал-15-4 | –"–, гл. 15,0 м | –"– | 6,77 | 128 | 0,0011 | 9,1 | 0,0001 |
| Бал-15-5 | –"–, гл. 20,0 м | –"– | 6,90 | 124 | 0,0019 | 8,2 | 0,0002 |
| Бал-15-6 | –"–, гл. 30,0 м | –"– | 7,15 | 131 | 0,0016 | 11,1 | 0,0001 |
| Бал-15-7 | –"–, гл. 40,0 м | –"– | 6,37 | 111 | 0,0029 | 3,25 | 0,0009 |
| Бал-15-8 | –"–, гл. 50,0 м | –"– | 6,82 | 94 | 0,0021 | 10,9 | 0,0002 |
| Бал-15-9 | –"–, гл. 60,0 м | –"– | 6,07 | 37 | 0,0045 | 10,8 | 0,0004 |
| Бал-15-10 | –"–, гл. 70,0 м | –"– | 6,22 | 40 | 0,0021 | 4,26 | 0,0005 |
| ТС-15-1 | Тасеевский карьер, с глубины 1,15 м | 24,03,15 | 3,49 | 380 | 15,0 | 19,0 | 0,7895 |
| ТС-15-2 | –"–, гл. 5,0 м | –"– | 3,44 | 574 | 4,64 | 18,0 | 0,2578 |
| ТС-15-3 | –"–, гл. 10,0 м | –"– | 3,32 | 453 | 3,77 | 14,2 | 0,2655 |
| ТС-15-4 | –"–, гл. 15,0 м | –"– | 3,48 | 394 | 1,36 | 10,1 | 0,1347 |
| ТС-15-5 | –"–, гл. 20,0 м | –"– | 4,89 | 277 | 0,017 | 1,80 | 0,0094 |
| ТС-15-6 | –"–, гл. 30,0 м | –"– | 5,02 | 225 | 0,0072 | 1,26 | 0,0057 |
| ТС-15-7 | –"–, гл. 40,0 м | –"– | 5,25 | 238 | 0,0043 | 1,47 | 0,0029 |
| ТС-15-8 | –"–, гл. 50,0 м | –"– | 5,11 | 213 | 0,0032 | 1,53 | 0,0021 |
| ТС-15-9 | –"–, гл. 60,0 м | –"– | 3,29 | 460 | 3,78 | 15,0 | 0,2520 |
| ТС-15-10 | –"–, гл. 66,0 м | –"– | 4,91 | 278 | 0,029 | 1,26 | 0,0230 |

ной аналитической лаборатории объединения "Сосновгеология" (г. Иркутск) 11 проб воды. Минимальное содержание урана в воде водотоков (9 проб) составило $3 \cdot 10^{-8}$ г/л, максимальное – $1{,}68 \cdot 10^{-6}$ г/л, в водопроводной воде (2 пробы) – $3{,}468 \cdot 10^{-5}$ и $4{,}078 \cdot 10^{-5}$ г/л. Повышенные концентрации урана в воде водопровода г. Балей и водозаборных сооружений отмечались и ранее. По данным ГРЭ № 327 того же объединения, на 1982 г. в опробованных 12 скважинах и колодцах средняя концентрация урана в воде была $3{,}028 \cdot 10^{-5}$ г/л, а по 16 водопроводным колонкам – $2{,}673 \cdot 10^{-5}$ г/л при максимуме $3{,}443 \cdot 10^{-5}$ г/л. Нормативу ВОЗ от 2011 г. (30 мкг/л или $3{,}0 \cdot 10^{-5}$ г/л) используемая в хозяйственно-питьевых целях вода в ряде случаев не соответствует.

Немногим ранее, во второй половине июня, проведено более широкое гидрогеохимическое опробование поверхностных и подземных вод в районе г. Балей на изучение макрокомпонентного и микроэлементного состава, в том числе с определением методом ICP-MS значительного числа элементов, включая уран и торий. Полученные результаты частично представлены в таблице 2. В водах р. Унды и ее притоков содержания урана и тория изменялись в пределах 0,9–2,5 и 0,01–0,13 мкг/л соответственно и соответствовали низкому фоновому уровню. Максимальные концентрации обоих элементов отмечены в кислых водах отстойников хвостохранилищ. Более проявлено влияние кислотности среды на выщелачивание тория, что хорошо видно по росту отношения Th/U.

В последнее время более детально изучено распределение урана и тория в водоемах Тасеевского и Балейского карьеров, образовавшихся в результате прекращения водоотлива в основном за счет инфильтрации воды из р. Унда. Карьерные озера опробованы примерно по их центрам, в Тасеевском карьере до дна, в Балейском – в верхней части. Глубина озера в Балейском карьере по [1] оценена в 120–130 м, по нашим замерам на момент опробования она превысила 190 м. Несмотря на один основной источник водного питания за счет инфильтрации речных вод, озера карьеров резко различаются по физико-химическим характеристикам. В Тасеевском карьере вода кислая сульфатного состава с высокими концентрациями металлов (железа до сотен мг/л), в Балейском карьере среда слабокислая и нейтральная, концентрации металлов на 2–3 порядка ниже. Заметно разнятся озера и по распределению в них радионуклидов. В Балейском карьере изменения концентраций обоих элементов по вертикали практически не превышают четырехкратной величины, тогда как в озере Тасеевского карьера ниже зоны хемоклина в интервале 15–20 м при заметном росте pH и снижении величины Eh происходит резкое, на 2 порядка, уменьшение концентраций тория и на 1 порядок – урана (табл. 2). Особенно наглядно проявлено влияние pH-Eh условий водной среды на миграцию радионуклидов по пробе ТС-15-9 (табл. 2). В то же время концентрации U выше хемоклина в обоих озерах близки. По-видимому, сказыва-

ется приток в Балейский карьер более обогащенных ураном подземных вод с северного борта впадины, как и сброс в него хозяйственно-бытовых стоков, поскольку в источниках водоснабжения концентрации U повышены.

Таким образом, изложенные результаты показывают, что радиационная обстановка и содержание естественных радионуклидов в Балей-Тасеевском рудном поле, включая территорию планируемого размещения горнорудного предприятия "Тасеевское" по левобережью р. Унды, характеризуются низким естественным радиогеохимическим фоном и отсутствием техногенного загрязнения природными радионуклидами.

*Подготовлено в рамках выполнения исследований по госзаданиям (проект 79.1.3).*

***Литература***

1. *Букин А.Г. О новом техногенном водном объекте на месте Балейского карьера // Записки Забайкальского отделения РГО. – 2013. – № 132. – С. 122–127.*
2. *Замана Л.В. Геоэкологические последствия разработки рудных месторождений Восточного Забайкалья // Горный журнал. – 2011. – № 3. – С. 24–27.*
3. *Экологическая оценка золотопромышленных ландшафтов Балея (Восточное Забайкалье) / Л.В. Замана, И.Л. Вахнина, М.Т. Усманов и др. // Материалы XIII научного совещания географов Сибири и Дальнего Востока (Иркутск, 27–29 ноября 2007 г.). – Иркутск : Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы, 2007. – Т. 1. – С. 46–47.*
4. *Замана Л.В., Усманов М.Т. Эколого-гидрогеохимическая характеристика водных объектов золотопромышленных разработок Балейско-Тасеевского рудного поля (Восточное Забайкалье) // Известия Сибирского отделения секции наук о Земле Российской академии естественных наук. Геология, поиски и разведка рудных месторождений. – 2009. – Т. 34, № 1. – С. 105–111.*
5. *Корольков А.Т. Монацитовая проблема города Балея // Известия Сибирского отделения секции наук о Земле Российской академии естественных наук. Геология, поиски и разведка рудных месторождений. – 2016. – № 1 (54). – С. 96–103.*
6. *Юргенсон Г.А. Балейское месторождение золота // Энциклопедия Забайкалья: Читинская область: в 4 т. Т. 2: А-З / гл. ред. Р.Ф. Гениатулин. – Новосибирск : Наука, 2004. – С. 91–92.*
7. *Юргенсон Г.А. Тасеевское месторождение золота // Энциклопедия Забайкалья: Читинская область: в 4 т. Т. 4: С-Я / гл. ред. Р.Ф. Гениатулин. – Новосибирск : Наука, 2006. – С. 132–133.*

# ЛОКАЛИЗАЦИЯ ПЛОЩАДЕЙ, ПЕРСПЕКТИВНЫХ НА ВЫЯВЛЕНИЕ ГИДРОГЕННОГО УРАНОВОГО ОРУДЕНЕНИЯ, ПО КОМПЛЕКСНЫМ АЭРОГЕОФИЗИЧЕСКИМ ДАННЫМ (НА ПРИМЕРЕ ВИТИМСКОГО УРАНОВОГО РУДНОГО РАЙОНА)

Д.Е. Зубов

ФГБУ "ВСЕГЕИ", Санкт-Петербург, Россия, denis_zubov@vsegei.ru

# LOCALIZATION OF PROMISING DETECTION OF HYDROGENIC URANIUM MINERALIZATION, INTEGRATED GEOPHYSICAL DATA (FOR EXAMPLE THE VITIM URANIUM ORE DISTRICT)

D.E. Zubov

Federal State Budgetary Institution "A.P. Karpinsky Russian Geological Research Institute", St. Petersburg, Russia

В статье приведен пример локализации площадей перспективных на гидрогенный тип уранового оруденения по материалам современной комплексной аэрогеофизической съемки, выполненной в пределах Витимского рудного района. Изложены принципы формирования информативного признакового пространства для формализованного прогноза территории с целью выделения перспективных участков для постановки прогнозно-поисковых работ.

This article shows the example of localization of the potentially hydrogenic uranium mineralization bearing areas, according to the materials of modern complex airborne geophysical survey that was performed in Vitim region. The article describes the ways to specify the characteristics of the territory's formalized prognosis aimed at searching of the areas that are perspective for prognosis and prospecting works.

Рудный потенциал Витимского района составляют месторождения урана "песчаникового типа" в терригенных нижнемеловых впадинах, а также урана, редких земель и золота в неогеновых палеодолинах, наиболее значительные из которых образуют Хиагдинский рудный узел (рис. 1).

Около половины потенциальных запасов урана локализуется в литифицированных отложениях нижнего мела, слагающих сформированные на заключительном этапе мезозойской тектоно-магматической активизации впадины: Малоамалатскую, Сайжеконскую, Икатскую, Большеамалатскую, Ендондинскую, Ингурскую. По условиям образования это оруденение рассматривается как экзогенное эпигенетическое, для которого характерны следующие основные закономерности формирования [4]:

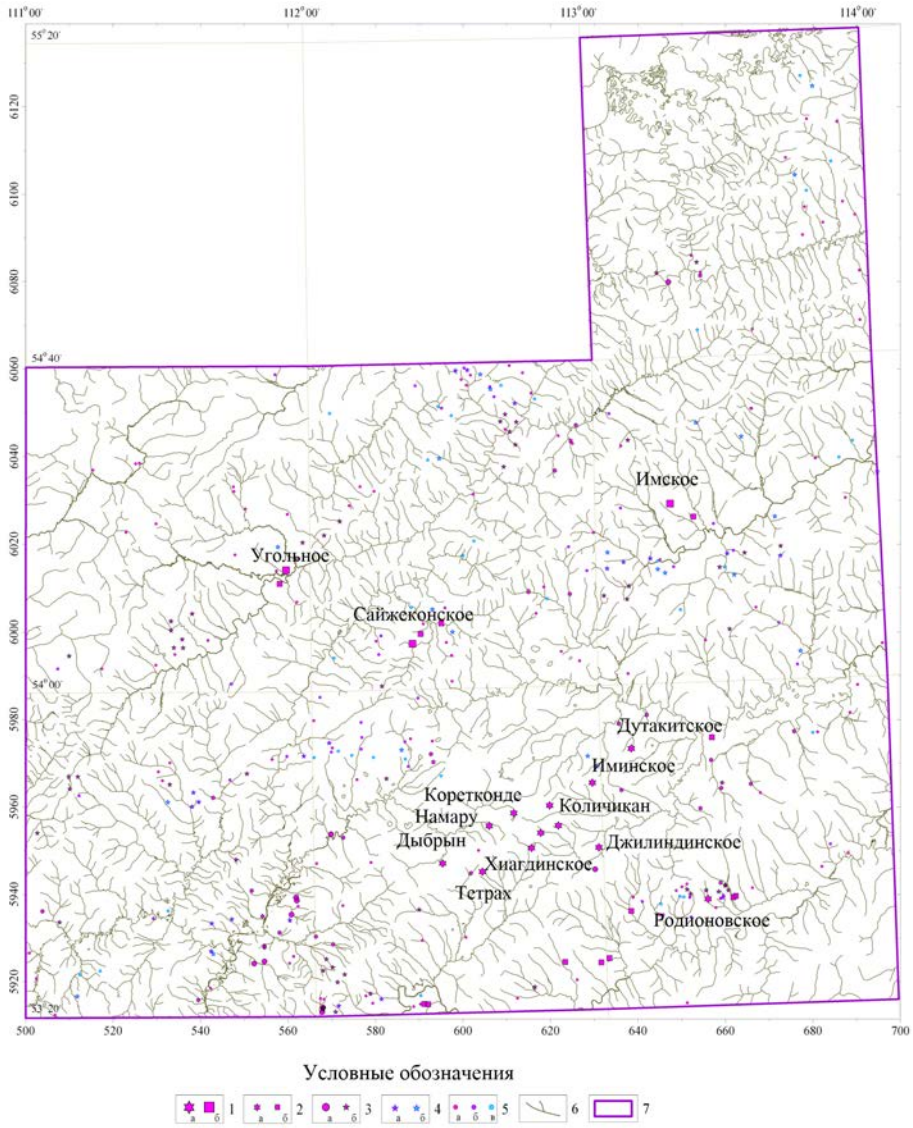



***Рис. 1.*** *Положение урановорудных объектов в пределах площади работ. 1 – месторождения урана: а – палеодолинного типа, б – стратиформного ("песчаникового") типа; 2, 3 – проявления урана: 2а – палеодолинного типа, 2б – стратиформного типа; 3а – эндогенного типа, 3б – неясного генезиса; 4 – проявления: а – U; б – Th; 5 – пункты минерализации: а – U; б – U, Th; в – Th; 6 – гидросеть, 7 – контур площади работ*

1. Приуроченность к рифтогенным впадинам, выполненным нижнемеловыми континентальными терригенными образованиями, по ряду особенностей благоприятными для рудоотложения.
2. Локализация в породах аллювиально-делювиальной, пролювиально-делювиальной фаций, представленных хлидолитами, песчаниками, алевролитами, глинистыми и углистыми сланцами, обогащенными углефицированным детритом, органическим веществом, сульфидами.
3. Связь с зонами перехода сероцветных пород в красноцветные, участками эпигенетических изменений.

Рудные пласты имеют длину от первых сотен метров до первых километров, ширину – в первые сотни метров, мощность – от десятков см до 10÷15 м, залегают субгоризонтально или пологонаклонно, погружаются на глубины до 30÷150 м, иногда выходя на поверхность по периметру мульды (Сайжеконское месторождение).

Другая часть месторождений урана и редких земель локализуется в неогеновых палеодолинах под покровом базальтов, слагающих Амалатское плато, и также относится к экзогенно-эпигенетическому типу. Рудоносные палеорусла, в общих чертах соответствующие современной речной сети, врезаны в гранитный фундамент и часто развиваются вдоль ослабленных зон разрывных нарушений. Рудовмещающие породы – слабо литифицированные аллювиальные, реже – делювиальные и пролювиальные отложения аркозового состава с высоким содержанием углефицированного растительного детрита и дисульфидов железа.

От верховьев палеорек по первично сероцветным породам развиваются зоны грунтового и пластового окисления. На их выклинивании в системах палеодолин II–III порядка и формируются урановорудные залежи лентообразной формы, грубо повторяющие контуры палеодолин. Их протяженность – первые километры, ширина – от 35 до 350 м, мощность – от первых метров до 16÷22 м. Глубины залегания рудных тел, локализующихся, как правило, вблизи фундамента, составляет 60÷215 м, возрастая в соответствии с уклоном палеодолины.

В 2009–2010 гг. на территории, охватывающей Витимский ураново-рудный район, силами АО "ГНПП Аэрогеофизика" была выполнена комплексная аэрогеофизическая съемка (аэромагниторазведка, аэрогаммаспектрометрия, ДИП с частотами 130, 520, 2080, 8320 Гц) масштаба 1:50 000 с детализацией в масштабе 1:10 000. Одной из задач детализационных работ являлось выявление геофизических и радиогеохимических признаков контроля месторождений золота и урана и составление прогнозных карт с выделением перспективных площадей на эти металлы.

Несмотря на отмеченные особенности локализации урановорудных тел, часть месторождений региона была выявлена предыдущими работами при наземной заверке аэрорадиометрических аномалий. Однако, в целом на подобных объектах ведущую роль играют косвенные геофизические признаки.

Для уточнения геофизических критериев локализации выполнен анализ особенностей проявленности в исходных полях и в их трансформациях участков с известными U объектами. С этой целью прежде всего анализировались аэрогеофизические данные масштаба 1:10 000 и относительные превышения рельефа местности, рассчитанные как разность между значениями альтитуды воздушного судна (высота над поверхностью геоида, полученная из спутниковых данных) и показаниями радиовысотомера. Дополнительно были использованы материалы гравиметрических измерений масштаба 1:200 000. В итоге отобраны преобразования, лучше всего подчеркивающие факторы контроля искомого оруденения.

На объектах палеодолинного типа ведущую роль приобретают косвенные радиометрические признаки перспективных участков, из которых в первую очередь выделим повышенную радиоактивность пород ближайшего обрамления (фундамента) в верховьях рудовмещающих палеодолин. Такие породы (особенно – с легко выщелачиваемым ураном) рассматриваются в качестве потенциального источника этого металла, необходимого для формирования гидрогенного оруденения.

Для усиления гамма-спектрометрических признаков, обычно слабо проявленных на гидрогенных месторождениях, мы используем специальную методику, направленную на снижение вклада мешающих факторов (метод "АРК"), к которым в частности относится скорелированный в целом характер изменения средних содержаний радиоактивных элементов (РЭ) при переходе от одного литологического комплекса к другому, и при изменении мощности рыхлых отложений [1, 2]. Выделенные после применения этой методики нескоррелированные составляющие содержаний РЭ условно названы "вторичными" ("эпигенетическими") и используются для построения карты вторичной радиогеохимической зональности, раскрашенной по доминирующей природе радиоактивности. По ней можно выделить выходы радиогеохимических специализированных комплексов (пород, изначально обогащенных тем или иным РЭ) и участки метасоматически измененных пород.

На Хойготской площади важными дополнительными критериями, характерным для большинства известных здесь рудных объектов (и эндогенных, и палеодолинных), служат высокие значения вторичной компоненты содержаний урана (U'), рассчитанной методом "АРК" с раздельной оценкой статистик в пределах базальтов и в обнажениях подстилающих их пород, а также изменчивость U', оцениваемая величиной стандарта $S(U')$. Эти параметры отражают области концентрации и наиболее интенсивного перераспределения урана под воздействием наложенных процессов. В совокупности с картой вторичной радиогеохимической зональности, они позволяют наметить участки, которые можно рассматривать, как потенциальные источники рудного вещества, откуда уран был вовлечен в миграцию и где сегодня фиксируется его относительный дефицит, в первую очередь – по сравнению с торием.

Характерно, что и в современном рельефе области предполагаемого выноса урана фиксируются положительными формами (унаследованный признак). При этом рудные концентрации накапливаются на сравнительно пологих склонах, которым соответствует определенный диапазон стандартного отклонения абсолютных отметок, рассчитанного с окном 3х3 км. Данное обстоятельство также учитывалось при прогнозировании оруденения палеодолинного типа в пределах Хойготской площади

В магнитном поле часть палеодолин и значительная доля связанных с ними месторождений и проявлений урана приурочены к участкам повышенной дифференцированности $(\Delta T)_a$ и его локальной составляющей. Это может быть связано как с влиянием тектонических нарушений, по которым развивалось большинство палеорусел, так и с изменением мощности перекрывающих их основных эффузивов.

По данным ДИП все известные рудные объекты, за исключением проявлений Эмкарсе и Куларикта, лежат в пониженных значениях региональной составляющей эффективных сопротивлений, полученных с частотой 520 Гц. Этот признак оценен как наиболее информативный для Хойготской площади. Сами долины лучше картировать, используя разность сопротивлений, вычисленную на основе регрессионного анализа [3,5] по измерениям на частотах 520 Гц ($Ln(R_2)$) и 2080 Гц ($Ln(R_3)$) или коэффициент ковариации величин ($Ln(R_2)$) и ($Ln(R_3)$), расчитываемый в "скользящих" окнах, сопоставимых с ожидаемой шириной долин. Т. к. разночастотные составляющие обладают разной глубинностью, указанные "комплексные" параметры более эффективно снимают влияние базальтового покрова, позволяя проследить скрытые под ними палеорусла. При этом лежа-

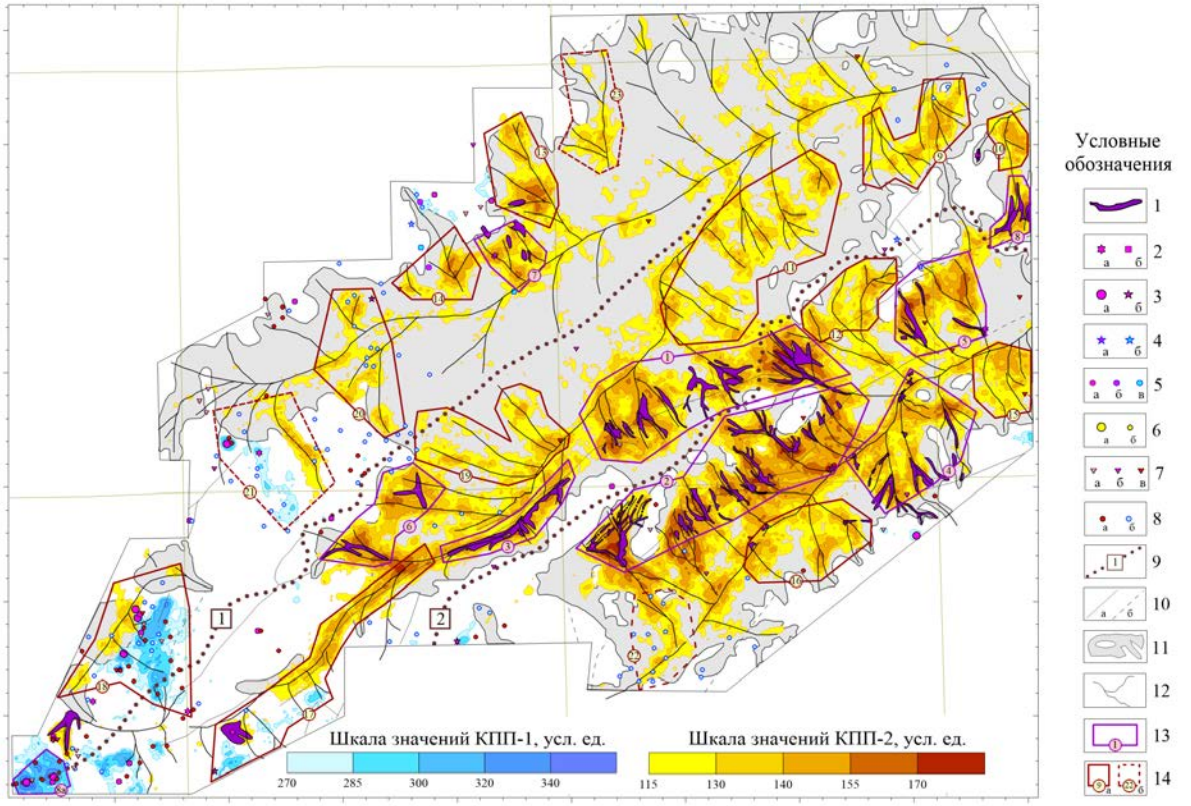



***Рис. 2.*** *Карта комплексного параметра перспективности Хойготского участка на урановое оруднение эндогенного (КПП-1) и палеодолинного (КПП-2) типов по геофизическим и дистанционным данным. 1 – Урановорудные тела месторождений палеодолинного типа; 2, 3 – проявления урана: 2а – палеодолинного типа, 2б – стратиформного типа; 3а – эндогенного типа, 3б – неясного генезиса; 4 – проявления: а – U+Th; б – Th; 5 – пункты минерализации: а – U; б – U+Th, в –Th; 6 – проявление (а) и пункт минерализации (б) золота; 7 – АГС аномалии с относительным вкладом урана: а – 0,35–0,65, б – 0,65–0,95; 8 – радиометрические (а) и радиогидрогеологические (б) аномалии; 9 – осевые линии крупных поднятий: 1 – Центральное, 2 – Байсыханское; 10 – разрывные нарушения: а – установленные, б – предполагаемые; 11 – контур распространения трахибазальтового комплекса позднего кайнозоя и эрозионные окна в нем; 11 – палеодолины; 12, 13 – контуры и номера перспективных участков; 13 включающих эталонные объекты; 14 – прогнозируемых дополнительно (а – 1-й очереди, б – 2-й очереди)*

щие под базальтами рыхлые отложения палеодолин можно дифференцировать по проводимости на существенно глинистые и песчанистые образования, которые более благоприятны для локализации уранового оруденения.

На Хойготской площади подавляющее большинство разведанных рудных тел лежит в отрицательном поле высокочастотной компоненты $(\Delta g)_Б$ или в зоне смены знака. Сопряженные с рудой отрицательные ореолы поля силы тяжести могут быть вызваны наличием здесь не только менее плотных осадочных образований и миндалекаменных базальтов, но и приповерхностных интрузий существенно кислого состава, которые весьма вероятно и являются источником легкоподвижного урана, образующего в благоприятных условиях рудные скопления.

В результате выполненного анализа геофизических данных для локализации участков, перспективных на выявление проявлений урановой минерализации в палеодолинах, были отобраны следующие признаки:

- пространственная сопряженность с высокорадиоактивными обнажениями пород палеозойского и триасового фундамента, имеющими урановую, торий-урановую или ториевую доминанту (по технологии “АРК”);
- аномальные значения и высокая изменчивость вторичной (“эпигенетической”) составляющей содержаний урана;
- связь с повышенными значениями локальной составляющей аномального магнитного поля, характеристиками ее изменчивости (стандарт) и энтропии направлений линеаментов (этот параметр принимает максимальные значения в местах сопряжения нескольких линеаментов, идентифицируемых с палеодолинами разных порядков);
- приуроченность к относительным понижениям эф-

фективных сопротивлений (или комплексных параметров: $Ln(R_2)$–$Ln(R_3)$, коэффициента ковариации ($Cov(Ln(R_2), Ln(R_3))$, вычисленных по данным ДИП на частотах 520 Гц (Ln(R2)) или 2080 Гц (Ln(R3));

– связь с отрицательными аномалиями высокочастотных составляющих поля силы тяжести и особенностями рельефа.

Аналогично отобраны геофизические признаки участков, вмещающих эндогенные проявления урана. Выявленные признаки были использованы для вычисления комплексного параметра перспективности (КПП) территории на основе принципов распознавания. Вычисление (КПП) для каждого типа минерализации производилось путем суммирования значений весовых коэффициентов всех информативных диапазонов исходных полей и их трансформант в каждом узле матрицы (рис. 2). Анализировались две группы эталонов, сформированные из известных в пределах Хойготской площади урановорудных объектов палеодолинного и эндогенного типов.

По аномальным значениям КПП и с учетом благоприятных геологических факторов намечены наиболее интересные участки, рекомендуемые к дальнейшему изучению и ранжированные по степени перспективности на объекты 1-й и 2-й очереди.

Карты наиболее информативных преобразований построены по всей площади работ. По ним выполнен дополнительный анализ на объектах, не вошедших в детальные участки. В первую очередь это относится к “стратиформным” месторождениям в наложенных впадинах.

В целом по аэрогамма-спектрометрическим и аэроэлектроразведочным данным для этих месторождений характерны те же признаки, что и для проявлений палеодолинного типа. В поле силы тяжести проявления “песчаникового” типа также фиксируется в основном пониженными значениями высокочастотных (приповерхностных) компонент и вертикального градиента $(\Delta g)_Б$. При этом для них типично сравнительно спокойное и относительно пониженное аномальное магнитное поле, обусловленное слабой намагниченностью слагающих впадины образований.

В заключении отметим, что результаты комплексной крупномасштабной аэрогеофизической съемки, выполненной АО “ГНПП Аэрогеофизика” в 2010 г. с новейшей аппаратурой и использование современных систем обработки данных позволили в значительной степени локализовать площади для постановки прогнозно-поисковых работ в пределах Витимского рудного района. В связи с выше сказанным, необходимо наращивать объемы крупномасштабных аэрогеофизических работ в перспективных на обнаружение стратегически значимых полезных ископаемых районах нашей страны.

***Литература***


1. *Аэрорадиогеохимическое картирование : методические рекомендации / А.И. Краснов, Е.Б. Высокоостровская, Е.И. Зубов и др. – Л. : Рудгеофизика, 1983. – 104 с.*
2. *Интерпретация аэрогеофизических данных при поисках месторождений твердых полезных ископаемых / П.С. Бабаянц, Ю.И. Блох, Е.И. Зубов и др. // Разведка и охрана недр. – 2006. – № 5. – С. 18–27.*
3. *Бабаянц П.С., Трусов А.А., Лаврова Т.Ю. Комплексные аэрогеофизические работы при поисках месторождений урана гидрогенного типа // Разведка и охрана недр. – 2011. – № 7. – С. 56–60.*
4. *Самович Д.А. Витимский промышленный урановорудный район / Разведка и охрана недр. – 2007. – № 12. – С. 21–32.*
5. *Трусов А.А. Особенности современной аэроэлектроразведки // Разведка и охрана недр. – 2011. – №7. – С. 31–36.*


# ТЕРАТОЗООСПЕРМИЯ И НЕСТАБИЛЬНОСТЬ ГЕНОМА У СОВРЕМЕННОГО МОЛОДОГО ПОКОЛЕНИЯ ПОТОМКОВ ПРАРОДИТЕЛЕЙ, ПРОЖИВАВШИХ В РАЙОНАХ ПОДВЕРГНУТЫХ РАДИОАКТИВНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ БОЛЕЕ 50 ЛЕТ НАЗАД ПРИ ИСПЫТАНИЯХ АТОМНОГО И ТЕРМОЯДЕРНОГО ОРУЖИЯ


Н.Н. Ильинских, Е.Н. Ильинских, С.А. Саушкин

Сибирский государственный медицинский университет, г. Томск, nauka-tomsk@yandex.ru


# TERATOZOOSPERMIA AND GENOME INSTABILITY IN TODAY'S YOUNGER GENERATION DESCENDANTS OF ANCESTORS WHO LIVED IN AREAS EXPOSED TO RADIOACTIVE CONTAMINATION OF MORE THAN 50 YEARS AGO IN TESTS OF ATOMIC AND THERMONUCLEAR WEAPONS


N.N. Ilyinskikh, E.N. Ilyinskikh, S.A. Saushkin

Siberian State Medical University, Tomsk, Russia



Проведено обследование студентов Сибирского государственного медицинского университета г. Томска в возрасте 18–25 лет, потомков прародителей живших в 1949–1962 гг. в районах подвергшихся радиоактивному загрязнению при испытании атомных и термоядерных устройств на Новоземельском, и Семипалатинском полигонах. При стандартном профилактическом медицинском осмотре для исследования был взяты образцы буккального эпителия и семенной

жидкости. Установлено, что имеется значимое отличие в числе патологически измененных клеток эпителия и сперматозоидов семенной жидкости у потомков облученных прародителей по сравнению с молодыми людьми, родители которых проживали в других регионах страны.

## Введение

Исследования нескольких поколений животных полученных от облученных самцов прародителей показали наличие цитогенетической нестабильности которая передавалась через генетические дефекты сперматозоидов, при этом у человека такой закономерности не отмечено [14]. В научной литературе современного периода практически отсутствуют сведения о генетических последствиях у правнучатного поколения прародители которых жили в районах радиоактивного загрязнения в результате деятельности Семипалатинского (САП) или Новоземельского атомных полигонов (НЗАП). Отличным материалом для решения этого вопроса служит исследование патологических изменений сперматозоидов у ныне живущих молодых людей прародители которых жили в регионах подвергшихся радиоактивному загрязнению. Морфологические изменения сперматозоидов являются результатом сложных внутриклеточных процессов во время сперматогенеза, когда из диплоидной клетки в результате последовательных делений образуются гаплоидные сперматиды и после трансформации ядра и органоидов, формируется зрелый сперматозоид [10]. Регистрируемый уровень аномальных сперматозоидов может служить индикатором наличия дефектного механизма связанного с процессом созревания сперматозоидов [17]. Кроме того, нарушение морфологии сперматозоидов является не только классической характеристикой параметров качества спермы [12], но и является маркером генетических повреждений молекулярных структур ядер клеток организма [17]. Имеются исследования [1] посвященные патологическим изменениям сперматозоидов в связи с мужским бесплодием. Приводятся самые разнообразные причины образования патологических изменений сперматозоидов: фрагментация ДНК, оксидативный стресс, апоптоз [1], что по мнению некоторых ученых [8], в основном, связано с загрязнением условий окружающей среды факторами мутагенной природы. В научной литературе отсутствуют сведения о вертикальной передаче таких изменений от родителей и прародителей потомкам. Ранее нами было показано, что у жителей юго-западных районов Алтайского края и Ямало-Ненецкого автономного округа наблюдается значительное увеличение числа цитогенетических аномалий в соматических клетках организма. [4], что мы склонны были считать влиянием на местных жителей последствий радиоактивного загрязнения этих регионов в результате испытаний на Семипалатинском и Новоземельском атомных полигонах.

Настоящая работа поставлена с целью изучения частоты наблюдаемых форм тератозооспермии и кариопатологически измененных десквамационных эпителиоцитов урогенитального тракта у молодого поколения потомков прародители которых проживали в районах радиоактивного загрязнения в результате испытаний на Семипалатинском и Новоземельском атомных полигонах.

## Материал и методы

Обследован 129 студентов-медиков в возрасте от 18 до 25 лет, добровольно согласившихся к участию в настоящем исследовании. Для анализа у всех обследуемых были взяты образцы спермы и эпителий урогенитального тракта. Одновременно нами проведено анкетирование, позволяющее составить представление о родословной, местах проживания прародителей и других факторах риска в жизнедеятельности обследуемого донора. По результатам обследования были сформированы 3 когорты студентов прародители которых проживали в: 1) Ямало-Ненецком автономном округе; 2) Юго-западных районах Алтайского края; 3) Южных районах Европейской части РФ (контроль). У каждого человека анализировали не менее 1000 эпителиоцитов и сперматозоидов. Для морфологически нормального сперматозоида характерна овальная форма головки, длина ее составляет 5–6 мк, ширина 2,5–3,5, акросомальный участок занимает от 40 до 70% площади головки, при этом отсутствуют аномалии шейки, хвоста и срединного отдела. Фиксировались выраженные изменения размеров головки, что подтверждалось путем измерения окулярмикрометром. Изменения формы, дефекты акросомальной области, удвоение головки, а также аномалии шейки и хвоста оценивались визуально согласно методических указаний ВОЗ [19] и строгих критериев Крюгера [9].

Статистическую обработку осуществляли с использованием пакета статистических программ Statistica v.6.0, BIOSYS-2, Microsoft Access, BIOSTAT (Primer of Biostatistic version 4.03). Частоты гаплотипов сцепленных локусов для гена GSTM1 рассчитывали в программе “The EH software program, Rockefeller University, NY”. Все количественные показатели исследования обрабатывали с применением корреляционного анализа по Спирмену и t-критерия Стьюдента для независимых выборок, поскольку тестирование закона распределения при помощи критерия Колмогорова–Смирнова не выявило отличий от нормального. Анализ статистических различий качественных признаков производили с использованием теста $\chi^2$ с поправкой Йейтса на непрерывность [2]. Различия сравниваемых результатов ($X \pm m$, где X – выборочное среднее арифметическое, m – ошибка среднего арифметического) считались достоверными при достигнутом уровне значимости $p<0,05$.

## Результаты и обсуждение

Полученные данные свидетельствуют (табл. 1), что наблюдается четко выраженный полиморфизм в уровне кариопатологических изменений в эпителиоцитах семенной жидкости у студентов в зависимости от места проживания их предков. Особенно существенно повышенным был уровень кариопатологических нарушений у студентов выходцев из Ямало-Ненецкого автономного округа (ЯМАО). Значимое повышенное число клеток с кариопатологическими изменениями было также зарегистрировано и для студентов предки которых прожи-

вали в Юго-Западных районах Алтайского края (ЮЗАК). Среди наблюдаемых аберраций наиболее часто наблюдались клетки с микроядрами и протрузиями которые возможно отнести к истинным цитогенетическим аберрациям, поскольку они образуются в результате образования ацентрических фрагментов хромосом и отставания в митозе отдельных целых хромосом [13]. Частота клеток с микроядрами у студентов из ЯМАО превышала контрольный уровень в 2,6 раза (11,2±1,4 при 4,3±0,3‰ в контроле; $p<0,001$), протрузии типа "разбитое яйцо" в 9,8 (4,9±0,6 и 0,5±0,2‰; $p<0,05$) и типа "язык" в 5,5 раза (2,2±0,3 и 0,4±0,2‰; $p<0,01$). Ранняя деструкция ядра цитологически начинается как перинуклеарная вакуоль [6], не исключено, что такой показатель как центральная круговая насечка также свидетельствует о разрушении ядерной оболочки. В контроле этот показатель составил 2,1±0,4‰, а у студентов ЯМАО – 5,8±0,4‰ ($p<0,05$). Апоптотический процесс распада хроматина ядра может выглядеть как кариолизис. Кариорексис это заключительный этап гибели клетки, часто образующийся при формировании многогруппового аномального митоза [4]. У студентов выходцев из ЯМАО число клеток с перинуклеарной вакуолью было значимо выше чем в контрольной группе ($p<0,001$), то же возможно сказать и о частоте клеток с кариорексисом ($p<0,001$) и кариолизисом ($p<0,01$). Возрастание числа клеток с кариопикнозом у студентов ЯМАО может, по-видимому, свидетельствовать об уменьшении гетерохроматизации в экспрессируемых участках генома эпителиоцитов [7].

Анализ морфологических изменений сперматозоидов свидетельствует о том, что у студентов ЯМАО и ЮЗАК наблюдается значительное возрастание в семенной жидкости числа сперматозоидов с дефектами головки. У студентов ЯМАО по сравнению с контролем во много раз возрастало число сперматозоидов с изменением размеров и формы головки, с аномалиями акросомальной области, двойной головкой, дефектами шейки при этом число сперматозоидов с дефектами в области хвоста не отмечено (табл. 1).

Корреляционный анализ по результатам обследования показал (табл. 1) достоверную положительную связь между числом эпителиоцитов с микроядрами, а также пикнозом ядра с одной стороны и изменением размеров сперматозоидов с другой (в обоих случаях $p<0,01$). При этом у студентов ЯМАО и ЮЗАК отмечены случай глобозооспермии, когда головка сперматозоида не имеет акросомы и она исключительно маленьких размеров. Мы склонны считать, что одновременное отставание нескольких хромосом при делении клетки может приводить к появлению крупных микроядер и формированию сперматозоидов с маленькой головкой. Кластогенные процессы в клетках студентов ЯМАО и ЮЗАК сопровождающиеся аномальным расхождением нескольких хромосом показаны нами ранее [5]. Центральная круговая

*Таблица 1. Частота эпителиоцитов урогенитального тракта с кариопатологическими изменениями и показатели тератозооспермии у студентов, прародители которых проживали в зоне радиоактивного загрязнения в результате деятельности атомных полигонов в сравнении с контролем*

| Патологические изменения (в ‰) | | Регион проживания прародителей | | |
|---|---|---|---|---|
| | | Ямало-Ненецкий автономный округ | Юго-Западные районы Алтайского края | Южные регионы Европейской части России (контроль) |
| | | n=62 | n=38 | n=26 |
| | | Показатели кариопатологических изменений в эпителиоцитах (в ‰) | | |
| Аберрантные клетки всех типов | | 38,0±4,2*** | 22,9±2,7** | 9,0±1,4 |
| Микроядра | | 11,2±1,4*** | 7,9±0,5** | 4,3±0,3 |
| Центральная круговая насечка | | 5,8±0,4** | 4,3±0,6* | 2,1±0,4 |
| Протрузии типа "разбитое яйцо" | | 4,9±0,6*** | 1,8±0,4* | 0,5±0,2 |
| Протрузии типа "язык" | | 2,2±0,3** | 1,7±0,2** | 0,4±0,2 |
| Двуядерные клетки | | 3,8±0,7** | 1,3±0,4* | 0,2±0,1 |
| Кариорексис | | 2,4±0,6*** | 1,2±0,3** | 0,1±0,1 |
| Кариолизис | | 2,1±0,4** | 0,4±0,1 | 0,3±0,2 |
| Кариопикноз | | 0,8±0,2 | 0,4±0,2 | 0,3±0,1 |
| Перинуклеарные вакуоли | | 4,8±0,7** | 3,9±0,6** | 0,8±0,4 |
| Дефекты головки сперматозоида | | Показатели тератозооспермии (в ‰) | | |
| | Размера | 144,8±13,6*** | 66,7±7,9*** | 28,6±3,6 |
| | Формы | 87,9±7,8*** | 34,8±6,2** | 17,2±2,2 |
| | Акросомальной области | 112,6±11,8*** | 52,0±6,9*** | 21,4±3,6 |
| | Числа головок | 57,5±6,2*** | 34,8±4,1*** | 12,6±2,9 |
| Дефекты шейки | | 81,3±6,7*** | 81,6±5,8*** | 36,9±5,7 |
| Дефекты хвоста | | 42,7±5,5 | 43±4,9 | 32,4±4,8 |

Примечание: значимые различия показателей между когортами обследуемых студентов ЯМАО, ЮЗАК и контролем отмечены звездочками: одной – при $P<0,05$; двумя – при $P<0,01$; тремя – при $P<0,001$.

насечка ядерной оболочки значимо коррелировала сразу с несколькими показателями аномалий сперматозоидов: дефектом формы ($p<0,05$), и увеличением числа головок ($p<0,01$). Ядра с круговой насечкой по мнению некоторых ученых [6] формируются в результате аномального строения ахроматинового веретена деления клетки, при этом не образуется перегородка между дочерними ядрами и дефектно проходит кариотомия. Образование двуядерных эпителиоцитов значимо коррелировало ($p<0,01$) с появлением сператозоидов имеющих две головки. По-видимому, об этом же свидетельствует рост числа полиплоидных клеток у жителей севера Тюменской области, что показано нами ранее [5]. Появление протрузий имело достоверную связь с изменением формы сперматозоидов. Возможно это явление связано с изменением прочности и эластичности ядерной оболочки, что, по-видимому, может отразиться на формирование формы головки при сперматогенезе. Наблюдается также достоверная коррелятивная связь между формой головки и такими показателями как кариорексис ($p<0,01$) и наличием в ядре перинуклеарных вакуолей ($p<0,001$). Не исключено, что сопряженные изменения в эпителии урогенитального тракта и тератозооспермия обусловлены наличием эндогенных генотоксикантов. Существенного повышения числа кариопатологических изменений и показателей тератозооспермии у курящих нами не наблюдалось. Несомненно, что в экстремальных условиях на севере Западной Сибири имеется множество мощных факторов, которые могут оказывать не только мутагенное, но и ко-мутагенное действие. Помимо антропогенных факторов это и природные факторы: низкие температуры, мощные геомагнитные поля авроральной зоны, геомагнитные аномалии, особенности светового режима (полярные ночь и день) и дефицит некоторых жизненно важных микроэлементов [5].

## Заключение

Таким образом, полученные нами результаты свидетельствуют, что у студентов выходцев из регионов длительного радиоактивного загрязнения в результате испытаний атомного оружия наблюдается генетическая нестабильность, выражающаяся в различном уровне кариопатологических изменений эпителиоцитов урогенитального тракта и показателях тератозооспермии в связи с наличием в генотипе нулевых генотипов этих генов. Показано, что у лиц выходцев из ЯМАО и ЮЗАК значимо повышено число эпителиоцитов урогенитального тракта с микроядрами, протрузиями, насечками ядра, перинуклерными вакуолями, кариолизисом и кариорексисом , а также существенно возрастают показатели характеризующие тератозооспермию по сравнению с контролем. Корреляционный анализ позволяет заключить, что имеется значимая связь между некоторыми формами кариопатологических изменений эпителиоцитов и показателями различных типов тератозооспермии, что может свидетельствовать в пользу вывода о сопряженности наблюдаемых изменений в соматических и генеративных клетках у студентов ЯМАО и ЮЗАК.

*Настоящая работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 16-44-700149 и РГНФ № 06-15-10190.*

***Литература***

1. *Артифексов С.Б. Андрологические аспекты бесплодного брака // Урол. нефрол. – 1996. – № 4. – С. 39–41.*
2. *Боровиков В.П., Боровиков И.П. Статистический анализ и обработка данных в среде Windows. – М., 1997. – 608 с.*
3. *Влияние генетического полиморфизма на цитогенетические последствия условий труда у рабочих на нефтепромыслах Сибири / Н.Н. Ильинских, И.Н. Ильинских, Е.Н. Ильинских и др. // Токсикологический вестник. – 2011. – № 5. – С. 34–40.*
4. *Ильинских Н.Н., Васильев С.А., Кравцов В.Ю. Микроядерный тест в скрининге и мониторинге мутагенов. – Saarbrucken (Deutschland) : Lap Lambert Academic Publishing GmbH&Co.KG, 2011. – 216 с.*
5. *Феногенетические маркеры адаптогенеза к условиям нефтегазопромыслов севера Сибири (новые технологии отбора контингента трудовых ресурсов на нефтегазопромыслы севера Сибири / Н.Н. Ильинских, Е.Г. Язиков, Е.Н. Ильинских и др. ; ТПУ. – Томск, 2012. – 420 с.*
6. *Мейер А.В. Дружинин В.Г., Ларионов А.В. Генотоксические и цитотоксические эффекты в буккальных эпителиоцитах детей, проживающих в экологически различающихся районах Кузбасса // Цитология. – 2010. – Т. 52, № 4. – С. 305–310.*
7. *Ченцов Ю.С. Введение в клеточную биологию. – М. : Академкнига, 2004. – 284 с.*
8. *Burrello N. Lower sperm aneuploidy frequency is associated with high pregnancy rates in ICSI programmes // Human Reproduction. – 2003. – Vol. 18. – P. 1371–1376.*
9. *Evaluation of sperm morphology using Kruger's strict criteria / J.H. Check, H.G. Adelson, B.R. Schubert et al. // Arch. Androl. – 1992. – Vol. 28, No. 1. – P. 15–17.*
10. *Chemes E.H., Rawe Y.V. Sperm pathology: a step beyond descriptive morphology. Origin, characterization and fertility potential of abnormal sperm phenotypes in infertile men // Hum Reprod Update. – 2003. – Vol. 9, No. 5. – P. 405–428.*
11. *Glutathione S-transferase M1 and T1 polymorphism in men with idiopathic infertility / A.C.F. Finotti, R.C.P. Costa e Silva, B.M. Bordin et al. // Genet. Mol. Res. – 2009. – Vol. 8, No. 3. – P. 1093–1098.*
12. *Sperm morphology, motility, and concentration in fertile and infertile men / D.S. Guzick, J.W. Overstreet, P. Factor-Litvak et al. // N. Engl. J. Med. – 2001. – Vol. 345. – P. 1388–1393.*
13. *Kumar M., Chauhan L.K., Paul B.N. GSTM1, GSTT1, and GSTP1 polymorphism in north Indian population and its influence on the hydroquinone-induced in vitro genotoxicity // Toxicol. Mech. Methods. – 2009. – Vol. 19, No. 1. – P. 59–65.*
14. *Evidence relevant to untargeted and transgenerational effects in the offspring of irradiated parents / M.P. Little, D.T. Goodhead, B.A. Bridges et al. // Mutat Res. – 2013. – Vol. 753(1). – P. 50–67.*

15. *Chromosomal variants among 1790 infertile men / Y. Nakamura, M. Kitamura, K. Nishimura et al. // Int. J. Urol. – 2001. – Vol. 8. – P. 49–52.*

16. *Neischlag E., Behre H. Andrology: Male reproductive health found disfunction. – Berlin : Springer, 1997. – 320 p.*

17. *Impact of sperm morphology on DNA damage caused by oxidative stress induced by beta-nicotinamide adenine dinucleotide phosphate / T.M. Said, A. Agarwal, R.K. Sharma et al. // Fertil. Steril. – 2005. – Vol. 83. – P. 95–103.*

18. *Scarpato R., Hirvonen A., Migliore L. Influence of GSTM1 and GSTT1 polymorphisms on the frequency of chromosome aberrations in lymphocytes of smokers and pesticide-exposed greenhouse workers // Mutat. Res. – 1997. – Vol. 389, No. 3. – P. 227–235.*

19. *WHO Laboratory Manual for the Examination of Human Semen and Semen-Cervical Mucus Interaction. – 3rd edition. – Cambridge : Cambridge University Press, 1992. – 234 p.*

## УРАНОНОСНОСТЬ СОЛЕНЫХ ОЗЕР АЛТАЙСКОГО КРАЯ

В.П. Исупов[1], М.Н. Колпакова[2,3], С.В. Борзенко[4], С.С. Шацкая[1], С.Л. Шварцев[2,3], А.П. Долгушин[5], Г.М. Арзамасова[5], И.А. Бородулина[1]

[1]Институт химии твердого тела и механохимии СО РАН, Новосибирск, Россия, isupov@solid.nsc.ru
[2]Томский филиал *Института нефтегазовой геологии* и геофизики им. А.А Трофимука СО РАН, Томск, Россия, tomsk@igng.tsc.ru
[3]Томский Политехнический Университет, Томск, Россия, marina.kolpakova@gmail
[4]Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН, Чита, Россия, svb_64@mail.ru
[5]Сибирский филиал "Березовгеология", Новосибирск, Россия, dolgushin1960@mail.ru

## URANIUM-BEARING SALT LAKES OF THE ALTAI TERRITORY

V.P. Isupov[1], M.N. Kolpakova[2,3], S.V. Borzenko[4], S.S. Shatskaya[1], S.L. Shvartsev[2,3], A.P. Dolgushin[5], G.M. Arzamasova[5], I.A. Borodilina[1]

[1]Institute of Solid State Chemistry and Mechanochemistry of the Siberian Branch of the RAS, Novosibirsk, Russia
[2]Tomsk Division of Trofimuk Institute of Petroleum-Gas Geology and Geophysics of the Siberian Branch of the RAS, Tomsk, Russia
[4]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia
[5]SB "Berezovgeology", Novosibirsk, Russia

The article presents the physico-chemical properties (pH, Eh, salinity), the content of uranium and other microcomponents (As, Li, B, Br, I, Sr) in saline lakes of the Kulunda steppe of the Altai Territory. It is shown that the soda lakes of this region have elevated U-238 content (up to 4 mg/l). The uranium content of lake waters positively correlates with the amount of carbonate and bicarbonate ions, as well as the pH of the lake waters. At the same time there is a negative correlation with the uranium mineralization. The data obtained confirm the assumption of the existence of uranium deposits of infiltration type, located along the eastern slope of Platov uplift in the north-westerly direction along the border with Kazakhstan.

Потребность в урановом сырье для атомной промышленности стимулирует интерес к его нетрадиционным источникам, в том числе гидроминеральному сырью. Среди гидроминеральных источников интерес представляют минерализованные озера различных регионов мира. Достаточно давно известно повышенное (0,03 мг/л) содержание урана в озере Иссык-куль [6,8] с запасами урана 50 тыс. т. Недавно высокая (до 0,08 мг/л) концентрация урана обнаружена в крупнейшем содовом озере мира – озере Ван, расположенном в Восточной Турции [15]. Имеется ряд работ по содержанию урана в минерализованных озерах Китая [13], Монголии [4, 5, 9, 12], Индии [14], Таджикистана [10]. Информация по урановости минерализованных озер Российской Федерации ограничена работами [5, 7, 9, 11]. Исследование содержания урана в минерализованных озерах представляет интерес не только с точки зрения оценки их рудогенерирующего потенциала, но и дает качественную информацию об урановости пород, находящихся на водосборной площади озер. Урановость соленых озер Алтайского края практически не изучена, что и явилось целью настоящей работы.

Данные по содержанию урана в соленых озерах получены в ходе гидрохимических экспедиций, выполненных в рамках проекта РФФИ № 13-05-00556. Точки отбора проб показаны на рисунке 1. Отбор проб производился с глубины 30–40 см в герметичные емкости объемом 0,5 л. После отбора пробы отфильтровывали от примесей взвешенных частиц и герметично укупоривали. Образцы анализировали как в полевых условиях (pH, Eh, электропроводность, температура, концентрация $HCO_3^-$, и свободного углекислого газа), так и в лабораторных условиях в ИХТТМ СО РАН (г. Новосибирск), а также в аккредитованном научно-учебно-производственном центре "Вода" ТПУ (г. Томск). С помощью GPS-навигатора производили определение координаты места от-

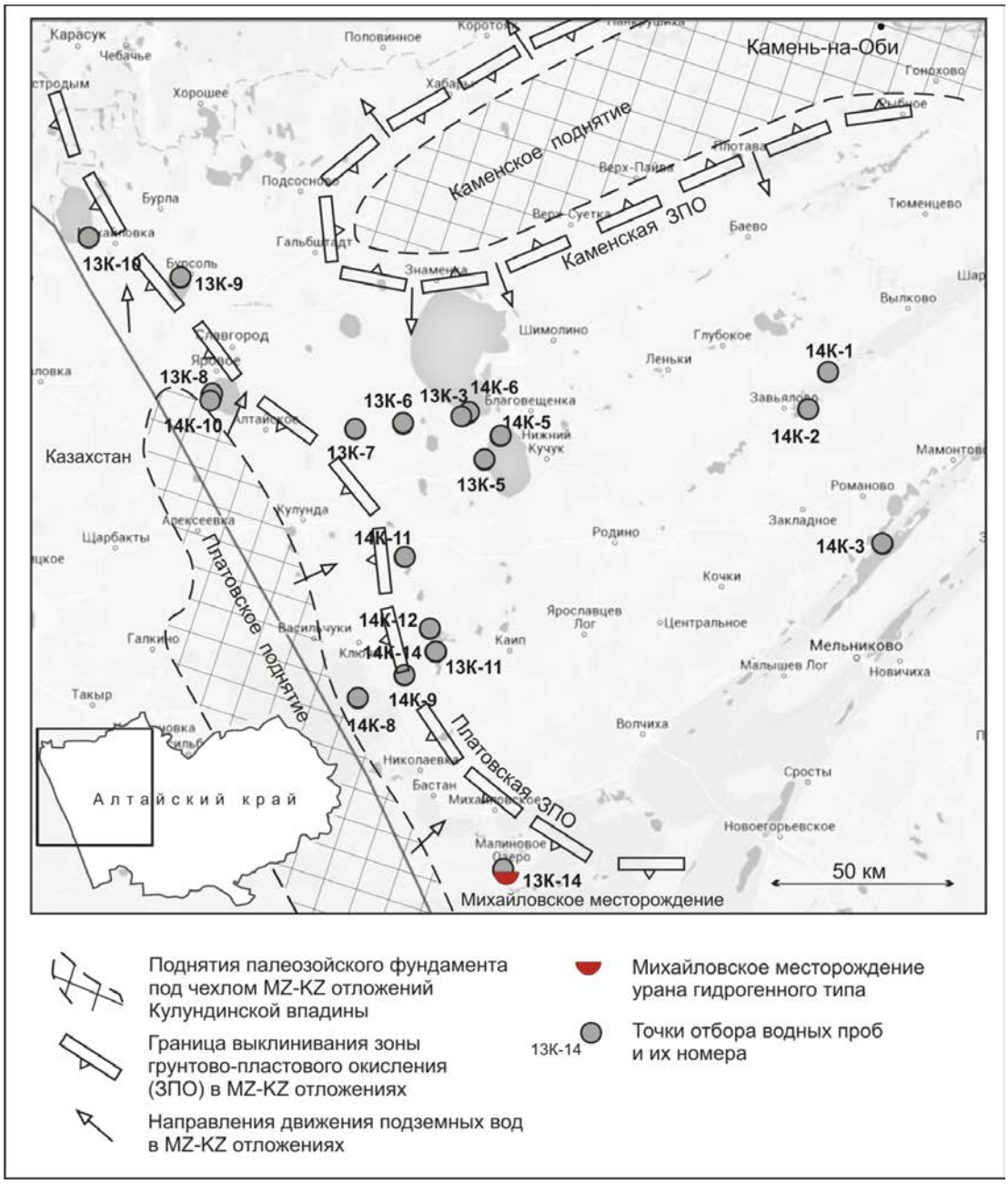



***Рис. 1.*** *Положение точек отбора проб*

бора пробы (точность определения координаты отбора 6–10 м). Анализ образцов озерной воды на натрий, калий, кальций, магний, карбонат-, гидрокарбонат-, хлорид – и сульфат-ионы проводили по методикам, описанным в литературе. Анализ содержания урана и других микрокомпонентов проводили с использованием масс-спектрометра с индуктивно-связанной плазмой “Agilent 7500 a”, лития – с использованием спектрометра Varian AA 280 FS.

Исследованные озера, преимущественно содового и хлоридного типов, приурочены к лесостепной и степной ландшафтно-климатическим зонам региона и распространены на юго-западе Алтайского края. Они различны по размерам, источникам водно-солевого питания, химическому составу и степени минерализации воды, гидрогеологическим условиям местоположения и др. Озера часто имеют изометричную форму, с диаметром от 8–10 км (Большое Яровое, Бурлинское и др.) до 35 км (Кулундинское). Глубина озер небольшая (1–6 м). Колебание уровня озер составляет 0,4–1 м [1]. В засушливые годы площадь озер резко сокращается. Почти все крупные озера бессточные. Основной частью их расходного баланса является испарение, величина которого с поверхности озер в период открытой воды составляет 350–600 мм и значительно превышает количество атмосферных осадков (250–300 мм).

В таблице 1 приведены данные по координатам точек отбора проб, а также по физико-химическим харак-

*Таблица 1. Физико-химические характеристики озерных вод, минерализация и содержание урана, карбонат-, гидрокарбонат-ионов в некоторых озерах Алтайского края*

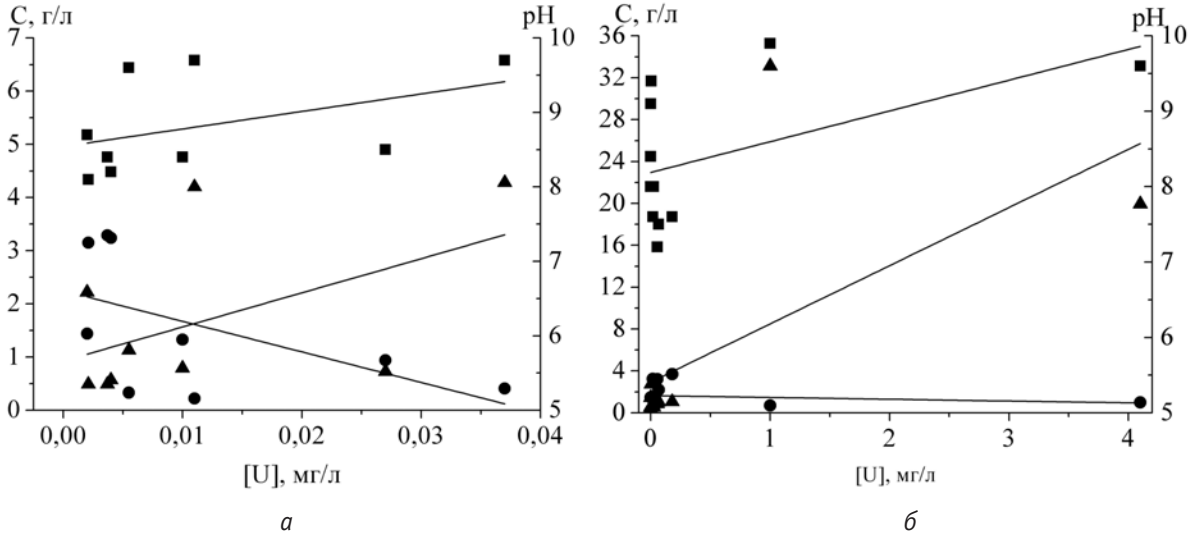
| № п/п | Озеро | Год | Проба на карте | pH | Eh, мВ | U, мг/л | $HCO_3^-$, г/л | $CO_3^{2-}$, г/л | Общ. мин., г/л |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Кулундинское | 2013 | 13К-3 | 8,7 | 58 | 0,0020 | 1,9 | 0,23 | 144 |
| | | 2014 | 14К-6 | 8,4 | 14 | $<5{,}7\cdot10^{-3}$ | 1,4 | 0,06 | 148 |
| 2 | Кучукское | 2013 | 13К-5 | 8,2 | 83 | 0,0040 | 0,57 | <0,003 | 324 |
| | | 2014 | 14К-5 | 7,6 | -27 | 0,018 | 0,74 | <0,003 | 325 |
| 3 | Б.Яровое | 2013 | 13К-8 | 8,4 | 33 | 0,010 | 0,61 | 0,18 | 133 |
| | | 2014 | 14К-10 | 8,0 | 72 | 0,024 | 0,56 | <0,003 | 138 |
| 4 | Куричье | 2013 | 13К-11 | 8,5 | 74 | 0,027 | 0,61 | 0,12 | 94 |
| | | 2014 | 14К-14 | 7,2 | 20 | 0,055 | 0,86 | <0,003 | 323 |
| 5 | Малиновое | 2013 | 13К-14 | 8,4 | 25 | 0,0037 | 0,49 | <0,003 | 329 |
| 6 | Бурлинское | 2013 | 13К-9 | 8,1 | 51 | 0,0021 | 0,49 | <0,003 | 315 |
| 7 | Б.Топольное | 2013 | 13К-10 | 9,7 | 18 | 0,011 | 3,1 | 1,1 | 22 |
| 8 | Шошкаралы | 2013 | 13К-6 | 9,6 | 102 | 0,0055 | 1,025 | 0,108 | 3,3 |
| 9 | Джемансор | 2013 | 13К-7 | 9,7 | 88 | 0,037 | 3,538 | 0,744 | 41 |
| 10 | Бакланье | 2014 | 14К-1 | 9,1 | 58 | 0,0010 | 0,51 | 0,06 | 2 |
| 11 | Кривое | 2014 | 14К-2 | 8,0 | 83 | $9{,}2\cdot10^{-4}$ | 0,52 | 0,02 | 1,5 |
| 12 | Горькое | 2014 | 14К-3 | 9,4 | –44 | 0,0040 | 1,7 | 0,78 | 14 |
| 13 | Петухово | 2014 | 14К-8 | 9,9 | –359 | 1,0 | 7,32 | 25,8 | 69 |
| 14 | Желтырь | 2014 | 14К-9 | 9,6 | 1,8 | 4,1 | 8,84 | 11,1 | 100 |
| 15 | Кривая Пучина | 2014 | 14К-11 | 7,5 | –1,0 | 0,066 | 1,04 | <0,003 | 220 |
| 16 | Петухово 2 | 2014 | 14К-12 | 7,6 | –33 | 0,18 | 1,06 | <0,003 | 369 |

теристикам озерных вод (pH, Eh, минерализации), содержанию в них урана, гидрокарбонат – и карбонат-ионов. Общая минерализация исследованных озерных вод колеблется от n·1 до 325 г/л при pH от 7,2 до 9,9 (табл. 1). Содержания карбонат-ионов варьируют в пределах <0,003 – 25,8 г/л, а гидрокарбонатов – в пределах 0,49–8,8 г/л. Содержание хлорид-ионов достигает 155 г/л, сульфат-ионов 97 г/л. Доминирующим катионом является натрий, в ряде случаев наблюдается повышенное содержание магния. Среди микроэлементов в озерных водах зафиксированы повышенные содержания бора (до 78 мг/л), брома (до 820 мг/л), лития (до 3,6 мг/л), стронция (до 13 мг/л), иода (до 6,3 мг/л), мышьяка (до 0,6 мг/л). Различия в концентрации макро и микрокомпонентов в небольших по размеру озерах связаны с резко различной гидрологической обстановкой на этих озерах в 2013 и 2014 гг., а также с отличием в ряде случаев в месте отбора проб озерной воды.

Содержание урана в исследованных озерах варьирует в широких пределах ($9\cdot10^{-4}$–4,1), составляя в среднем 0,3 мг/л. Содержание урана в озерных водах коррелирует с суммой карбонат и бикарбонат-ионов с коэффициентами корреляции Пирсона 0,675 (2014 г.) и 0,516 (2013 г.) (рис. 2). Концентрация урана в озерных водах достаточно хорошо коррелируют также с pH раствора озерных вод ($0{,}528_{2014}$) и ($0{,}438_{2013}$). В то же время наблюдается отрицательная корреляция с минерализацией ($-0{,}155_{2014}$) и ($-0{,}520_{2013}$). Корреляция концентраций урана с содержанием мышьяка $+0{,}424_{2013}$ и $-0{,}188_{2014}$. Сравнение озер Кулунды с озерами Западной Монголии [4] указывает на некоторые общие черты в их поведении: в обоих случаях наблюдается положительная корреляция концентрации урана в озерах с содержанием суммы карбонат и гидрокарбонат ионов, а также с pH озерных вод. Есть и определенные отличия: для озер Монголии наблюдается слабая положительная корреляция между концентрацией урана и минерализацией (0,158), а для озер Кулунды – отрицательная. Наличие положительной корреляции между концентрацией карбонат-ионов и ураном в озерных водах свидетельствует о накоплении урана в форме карбонатных комплексов уранил-иона.

Появление урана в озерах Кулунды связано с подземными урансодержащими водами, разгрузка которых через речную сеть и непосредственно в озера приводит к накоплению урана в озерной воде. Испарение воды из озер в условиях недостаточного увлажнения территории способствует относительному обогащению озерных вод ураном. Источником урана в подземных водах являются породы областей питания – Алтая, Томь-Колыванской складчатой зоны и подстилающего фундамента, среди которых имеются специализированные на уран гранитоиды с содержаниями урана 3–4 г/т. Возможно также поступление урансодержащих вод со стороны Каменского поднятия. Деятельность инфильтрационных вод гидродинамических зон свободного и затрудненного водообмена, в условиях палеоруслового потока, направленного с юга на северо-запад, вдоль Иртышской зоны смятия привела к аккумуляции урана в мезо-кайнозойском чехле Кулундинской впадины (месторождение Михайловское) [2]. Они формируют в водоносных горизонтах рудоконтролирующую эпигенетическую зональность окислительного типа. На выклинивании региональной зоны грунтово-пластового окисления происходило рудоотложение урана инфильтрационного типа.

Зоны грунтово-пластового окисления из-за наличия зрозионных окон в относительно водоупорных глинистых отложениях палеоруслової структуры, имеют слож-




*а* *б*

***Рис. 2.*** *Корреляция между концентрацией урана и минерализацией (•), pH озерных вод (■) и суммой карбонат и бикарбонат-ионов (▲). а) 2013 г.; б) 2014 г.*

ную конфигурацию вследствии перетекания вод в нижележащие отложения и в местах скрытых очагов разгрузки, в верхние горизонты. Это способствовало "размазыванию" урановых аккумуляции не только по латерали разреза, но по вертикали. Воды окислительной обстановки переводят легкорастворимые сульфатные и карбонатные соединения урана в раствор, особенно в верхней части разреза, где в силу недостаточного и умеренного увлажнения формируются воды содового типа, которые активно выщелачивают и переносят уран. Так, по данным работ ПГО "Березовгеология", на уран в 1976–1993 гг. в районе п. Малиновое озеро, в водах палеогенового комплекса содержания урана достигают 0,02 мг/л, а в водах неоген-четвертичного комплекса в гидрокарбонатных натриевых водах с pH более 8 зафиксированы воды с содержанием урана 0,08–0,11 мг/л. Здесь были выявлены урановорудные зоны в мезо-кайнозойских отложениях Михайловского месторождения урана гидрогенного типа, протягивающиеся на 100 км при ширине 2 км вдоль горно-складчатого обрамления [3]. Таким образом, предполагается, что инфильтрационные воды, обогащенные ураном, в благоприятных резко-восстановительных условиях могли формировать промышленно-значимые урановорудные концентрации в очагах скрытой региональной разгрузки (район Кулундинского озера), в условиях сходных с Чу-Сарысуской урановорудной провинцией.

Выводы о предполагаемой промышленной урановорудности мезо-кайнозойских отложений Кулундинской впадины подтверждаются аномально-высокими содержаниями урана в озерах Петуховское, Куричье, Желтырь и других. Высокое содержание урана в этих озерах свидетельствует о разгрузке подземных урансодержащих вод. Об этом свидетельствует нормирование содержаний урана в озерной воде на ее минерализацию, которое относительно характеризует водосборную часть водоемов. Для озер Петуховское и Желтырь эта величина составляет 15 и 40 г/т, соответственно, что существенно выше этого значения для остальных исследованных озер (менее 1 г/т). Предполагаемая урановорудная зона грунтово-пластового окисления протягивается вдоль восточного склона Платовского поднятия в северо-западном направлении вдоль границы с Казахстаном более чем на 300 км.

*Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ-13-05-00556.*

***Литература***

1. *Гидрогеология СССР. – М. : Недра, 1972. – 399 с.*
2. *Долгушин А.П., Макарова Т.М., Арзамасова Г.М. Перспективы урановорудности Кулундино-Барнаульской впадины // Российский геофизический журнал. – 1999. – № 15–16. – С. 50–51.*
3. *Долгушин А.П., Макарова Т.М., Царук И.И. Урановорудный потенциал Центрально-Сибирского региона в связи с проблемой импортозамещения [Электронный ресурс] // Материалы VIII Международного горно-геологического форума "МинГео Сибирь 2015". Красноярск, 2015 г. – URL: http://www.urangeo.ru/news/mingeo2015.*
4. *Урановорудность высокоминерализованных озер Северо-Западной Монголии / В.П. Исупов, А.Г. Владимиров, Н.З. Ляхов и др. // ДАН. – 2011. – Т. 437, № 1. – С. 85–89.*
5. *Исупов В.П., Шацкая С.С., Бородулина И.А. Уран в минерализованных озерах Западной Монголии и сопредельной территории России: ресурсы, источники накопления, пути инновационного освоения // Химия в интересах устойчивого развития. – 2014. – № 4. – С. 429–436.*
6. *Калдыбаев Б.К. Эколого-радиобиогеохимические исследования в условиях Прииссыкулья // Вестник ИГУ. – 2010. – № 26 (1). – С. 246–251.*
7. *Распространенность урана и тория в природных водах Тувы / Ю.Г. Копылова, Н.В. Гусева, Ч.К. Ойдуп и др.*

*// Материалы IV международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Томск, 2013. – С. 291–294.*

8. *Матыченков В.Е., Тузова Е.В. Устойчивость изотопного состава урана в водах Иссык-кульского бассейна // Изучение гидродинамики оз. Иссык-Куль с использованием изотопных методов. – Бишкек, 2005. – Ч. 1. – С. 133–137.*
9. *Динамика формирования и рудогенерирующий потенциал минерализованных озер Забайкалья и Северо-Восточной Монголии / О.А. Склярова, Е.В. Скляров, Ю.В. Меньшагин и др. // Химия в интересах устойчивого развития. – 2012. – Т. 20, № 1. – С. 35–41.*
10. *О возможностях извлечения урана из рапы озера Сасык-Куль Таджикистана / Н. Хакимов, Х.М. Назаров, И.У. Мирсаидов и др. // Доклады академии наук республики Таджикистан. – 2011. – Т. 54, № 9. – С. 769–773.*
11. *Янкович А.С. Особенности распространения тория и урана в природных водах Хакассии. // Материалы IV международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Томск, 2013. – С. 180–181.*
12. *Geochemical evolution of uraniferous soda lakes in eastern Mongolia / B.S. Linhoff, P. Bennett, T. Puntsag et al. // Environmental Earth Sciences. – 2011. – Vol. 62. – P. 171–183.*
13. *Mingkuan Qin. Current progresses and prospects on uncoventional uranium resources (UUR) of China. Technical Meeting On Uranium from Unconventional Resources. 4–6 November 2009, IAEA Headquarters, Vienna [Электронный ресурс]. – URL: http://www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/documents/RawMaterials/TM_Vienna2009/presentations/9_QIN-CHINA.pdf.*
14. *Yadav D.N., Sarin M.M. Geo-chemical Behavior of Uranium in the Sambhar Salt Lake, Rajasthan (India): Implications to "Source" of Salt and Uranium "Sink" // Aquat Geochem. – 2009. – Vol. 15. – P. 529–545.*
15. *Distribution study of U, V, Mo, and Zr in different sites of lakes Van and Hazar, river and seawater samples by ICP-MS / M. Yaman, M. Ince, E. Erel et al. // CLEAN – Soil, Air, Water. – 2011. – Vol. 39, No. 6. – P. 530–536.*

# ПРИМЕНЕНИЕ МЕХАНОХИМИЧЕСКОЙ АКТИВАЦИИ ДЛЯ ПЕРЕРАБОТКИ КУЛАРИТОВОГО КОНЦЕНТРАТА

В.П. Исупов[1], И.А. Бородулина[1], С.С.Шацкая[1], Т.С. Юсупов[2]

[1]Институт химии твердого тела и механохимии СО РАН, Новосибирск, Россия, isupov@solid.nsc.ru
[2]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, yusupov@igm.nsc.ru

# APPLICATION OF MECHANOCHEMICAL ACTIVATION FOR PROCESSING OF KULARITE CONCENTRATE

V.P. Isupov[1], I.A. Borodulina[1], S.S. Shatskaya[1], T.S.Yusupov[2]

[1]Institute of Solid State Chemistry and Mechanochemistry of the Siberian Branch of the RAS, Novosibirsk, Russia
[2]Institute of Geology and Mineralogy of the Siberian Branch of the RAS, Novosibirsk, Russia

Рассмотрено влияние предварительной механической активации куларитового концентрата в планетарном активаторе АГО-2 на взаимодействие с 10% серной кислотой. Показано, что предварительная механическая обработка приводит к существенному увеличению степени извлечения в раствор тория, урана и редкоземельных элементов при температурах гидрохимической обработки менее 100 °С. Полученные данные позволяют рассматривать предварительную механическую активацию как эффективный прием для интенсификации процесса вскрытия куларитового концентрата и представляют интерес для разработки механохимической технологии его переработки.

Effect of mechanical activation of kularite concentrate in planetary activator AGO-2 on interaction with 10% sulfuric acid was investigated. It was shown that pre-activation can significantly increase the degree of extraction of thorium, uranium and rare earths in solution at temperatures less than 100 °C. The data allow us to consider a preliminary mechanical activation as an effective technique to intensify the processing of kularite concentrate.

Куларит является минералом, содержащим в своем составе фосфаты редких земель, урана и тория, и представляет собой аутигенную разновидность монацита [3]. Куларит представляет интерес в качестве источника редкоземельных элементов, а также тория и урана. В РФ месторождения куларита были обнаружены на севере Якутии и в Пермском крае [1]. Наиболее детально особенности распространения этого минерала изучены в Куларском районе Якутии [2], в котором в конце 50-х гг. прошлого столетия были обнаружены промышленные россыпи золота. Было установлено, что куларит повсеместно сопровождает россыпи золота и составляет основную часть попутных шлиховых материалов. В результате более чем 20-летней разработки Куларского района образовалась техногенная россыпь, содержащая значительное количество как редкоземельных, так и радиоактивных элементов. Таким образом, куларитсодержащие техногенные отходы представляют интерес в качестве источнике не только редкоземельных элементов, но и урана и тория.

Существует несколько основных подходов к переработке монацита, которые могут быть также использова-

ны для переработки куларитового концентрата [4]. На первом этапе осуществляется вскрытие концентрата с помощью различных реагентов, на последующих этапах осуществляют отделение редкоземельных элементов от тория, а в дальнейшем и от урана.

При кислотном методе монацит обрабатывают сульфатирующим агентом – серной кислотой при повышенных (230–250 °С) температурах. При такой обработке фосфаты редкоземельных элементов и тория переходят в сульфаты с одновременным образованием фосфорной кислоты по реакциям:

$$2LnPO_4 + 3H_2SO_4 = Ln_2(SO_4)_3 + 2H_3PO_4$$
$$Th_3(PO_4)_2 + 6H_2SO_4 = 3Th(SO_4)_2 + 4H_3PO_4.$$

Спек, образующийся при обработке монацита кислотой, обрабатывают водой. В зависимости от условий выщелачивания в раствор переходит практически большая часть РЗЭ и частично торий. Последующая переработка сернокислотных растворов, содержащих РЗЭ, может быть осуществлена с помощью различных методов [4]. В ряде промышленных методов торий выделяют на начальных этапах переработки кислотсодержащих растворов, например, в виде оксалатно-фосфатного осадка.

При щелочном методе переработке монацит обрабатывают водными растворами гидроокиси натрия при повышенных температурах (140–150 °С). Реакция взаимодействия описывается уравнениями:

$$2LnPO_4 + 6NaOH = 2Ln(OH)_3 + 2Na_3PO_4$$
$$Th_3(PO_4)_2 + 12NaOH = 3Th(OH)_4 + 4Na_3PO_4.$$

Фосфат натрия отделяют от смеси гидроксидов РЗЭ и тория водой. Далее осуществляют разделение тория и РЗЭ.

Наиболее энергоемкий и технологически сложный процесс переработки монацитов связан с первым этапом вскрытия – переводом устойчивых фосфатов РЗЭ в растворимые сульфаты или нерастворимые гидроксиды. Этот процесс связан с использованием повышенных температур при гидрохимической обработке, а также специальной аппаратуры, устойчивой к кислотам или щелочам.

Для интенсификации процесса взаимодействия монацита с гидроокисью натрия гидрохимическую обработку смеси реагентов проводят в обогреваемых шаровых мельницах [5]. Механическая обработка пульпы ускоряет процесс взаимодействия между реагентами за счет устранения с поверхности частиц слоев образующихся малорастворимых гидроксидов металлов. Такой подход позволяет существенно сократить объем щелочи, применяемой для процесса, однако он требует сложной аппаратуры. Другой метод интенсификации процесса вскрытия монацита (куларита) может быть основан на его предварительной механической активации в высокоэнергетичных мельницах-активаторах с последующей кислотной или щелочной обработкой продуктов активации. Можно предположить, что образующиеся при механической обработке концентрата дефекты решетки (границы зерен, дислокации, точечные дефекты) будут увеличивать реакционную способность монацита (куларита) по отношению к кислотным или щелочным реагентам. Работ по изучению влияния предварительной механической активации монацита (куларита) в высокоэнергетических планетарных активаторах на процесс их взаимодействия с кислотными или щелочными реагентами в литературе практически нет.

*Целью настоящей работы* явилось исследование влияния предварительной механической активации куларитового концентрата в планетарном активаторе АГО-2 на его взаимодействие с серной кислотой и оценка перспектив применения этого метода для переработки редкометалльного сырья.

Для работы были использованы образцы руд Куларского месторождения, расположенного в Арктической зоне РФ. Месторождение находится в северной части Куларского поднятия и примыкает к шельфу Северного Ледовитого океана. Отбор проб выполнен в бассейне правого притока реки Омолой с отвала не золотоносного шлиха россыпного месторождения Урасалах [2]. Образцы проб предоставлены сотрудником ИФТПС СО РАН С.Г. Москвитиным. Для анализа образцов использовали кислотное разложение образцов смесью серной и плавиковой кислот с последующей обработкой царской водкой и концентрированной азотной кислотой и получением азотнокислого фильтрата. Для определения РЗЭ. использовали метод ICP MS (Agilent 7500 a) и эталоны для настройки прибор. Калибровочным раствором для настройки спектрометра и анализа служил эталонный раствор 10 ppb Li, Y, Ce, Co, Tl в 2% HNO3 (Agilent technology), а также калибровочный раствор для анализа РЗЭ (Agilent technology) Multi-Element Calibration Standart 1, каталожный номер 8500-6944:10ug/ml Ce, Dy, Er, Eu, Gd, Ho, La, Lu, Nd, Pr, Sc, Sm, Tb, Th, Tm, Y, Yb, 5% $HNO_3$. Calibration Standart 50 ppb Er.

Механическую активацию проводили в планетарной центробежной мельнице АГО-2, на воздухе, в стальных

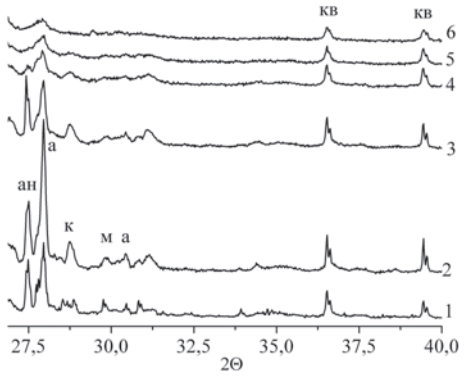



***Рис. 1.*** *РФА куларитового концентрата до (1) и после механической обработки (2–6):*1 *– исходный образец;* 2 *– активация в течение 0,5 мин;* 3 *– 1 мин;* 4 *– 3 мин;* 5 *– 5 мин;* 6 *– 10 мин; ан – анортит; а – альбит; к – куларит; кв – кварц*

*Таблица 1. Содержание РЗЭ, тория и урана в куларитовом концентрате*

| Элемент | Содержание масс. % | Элемент | Содержание масс. % |
|---|---|---|---|
| Sc | 0,006 | Tb | 0,03 |
| Y | 0,034 | Dy | 0,045 |
| La | 1,6 | Ho | 0,03 |
| Ce | 3,9 | Er | 0,040 |
| Pr | 0,54 | Tm | 0,014 |
| Nd | 1,8 | Yb | 0,038 |
| Sm | 0,33 | Lu | 0,030 |
| Eu | 0,08 | Th | 0,04 |
| Gd | 0,15 | U | 0,003 |

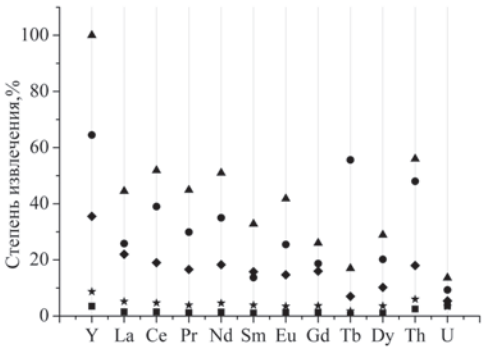



***Рис. 3.*** *Зависимость степени перехода тория, урана и редкоземельных элементов в раствор от времени механической активации. Время активации: ■ – (0,5), ★ – (1),◆ – (3), ● – (5),▲– (10) мин. Условия гидрохимической обработки: время обработки – 1 ч, температура – 20 °С*

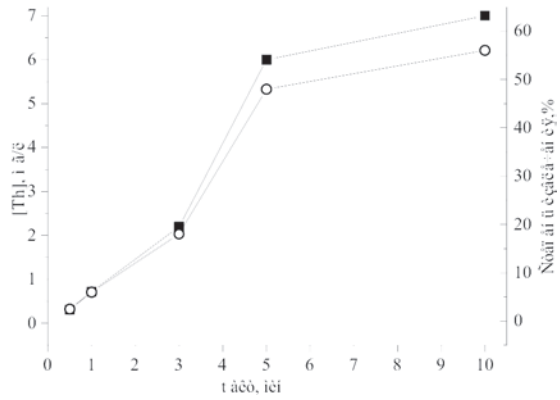



***Рис. 2.*** *Зависимость степени перехода тория в раствор (○) и концентрации тория (■) в нем от времени механической активации куларитового концентрата. Условия гидрохимической обработки: время – 1 ч, температура обработки – 20 °С*

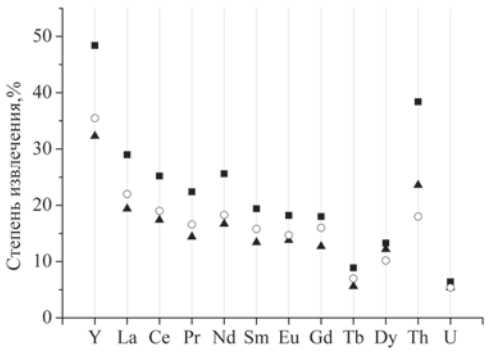



***Рис. 4.*** *Зависимость степени перехода тория, урана и редкоземельных элементов в раствор от температуры гидрохимической обработки: ○ – 20 °С,▲ – 40 °С, ■ – 60 °С. Условия гидрохимической обработки: время – 1 ч. Время активации – 3 мин*

барабанах объемом 100 мл, при ускорении 40 g в течение 0,5, 1, 3, 5 и 10 мин. Для времени 5 и 10 мин активацию проводили дискретно – по 2,5 мин, с перерывом. Для активации использовали стальные шары с диаметром 5 мм, отношение массы вещества к массе шаровой загрузки составляло 1:20. Гидрохимическую обработку механически активированных образцов осуществляли водным раствором 10% серной кислоты при соотношении ж/т = 20:1. После обработки в течение заданного времени (1 ч) и температуры растворы отфильтровывали и в фильтрате определяли содержание микрокомпонентов. Кроме микрокомпонентов в растворе определяли содержание алюминия, натрия и кальция.

Исходный куларитовый концентрат помимо куларита содержит кварцит, альбит и анортит (рис. 1). Содержание РЗЭ, тория и урана приведено в таблице 1.

Механическая обработка приводит к уширению рефлексов, относящихся к куларию, а также к альбиту ($Na[AlSi_3O_8]$), анортиту ($CaAl_2Si_2O_8$) и кварцу. Уширение рефлексов свидетельствует об уменьшении размера кристаллитов этих минералов и увеличению в них микродеформаций. Уменьшение интегральной интенсивности рефлексов указывает на образование при активации рентгеноаморфной фазы. Активация в течение 10 минут приводит к практически полной аморфизации куларита, анортита и альбита. Кварц аморфизуется в меньшей степени. Механическая обработка приводит к существенному (на порядок и более) возрастанию степени перехода и концентрации тория и редкоземельных элементов в растворе (рис. 2, 3) при взаимодействии продуктов активации с серной кислотой. Для образца, полученного при активации в течение 10 мин, можно говорить о количественном извлечении компонентов в раствор. Увеличение температуры гидрохимической обработки приводит к возрастанию степени извлечения элементов в жидкую фазу (рис. 4). Наряду с торием, ураном и редкоземельными элементами в растворе наблюдаются существенные концентрации (г/л) алюминия и других макрокомпонентов, свидетельствующие о взаимодействии анортита и альбита с серной кислотой.

Экспериментальные данные свидетельствуют о том, что механическая активация куларитового концентрата приводит к накоплению дефектов (границ зерен, дислокаций, точечных дефектов) в куларите и сопутствующих ему минералах – кварце, анортите и альбите. При времени активации 10 мин происходит частичная или практически полная аморфизация этих минералов, сопровождающаяся частичным нарушением химических связей в кристаллической решетке этих соединений. Образование дефектов в минералах приводит к увеличению скорости взаимодействия серной кислоты с твердой фазой, которое сопровождается растворением преимущественно аморфной части минерала и переходом тория, урана и РЗЭ в виде их сульфатов в жидкую фазу. Взаимодействие альбита и анортита с серной кислотой приводит к образованию водорастворимых сульфатов алюминия, натрия и кальция. Предварительная механическая активация в течение 10 мин обеспечивает количественный (десятки процентов) переход тория и РЗЭ в водную фазу при достаточно низких (T<100 ˚C) температурах гидрохимической обработки. Существенное снижение температуры гидрохимической обработки позволяет рассматривать предварительную механическую активацию как эффективный прием для интенсификации процесса вскрытия куларитового концентрата. Таким образом, применение механохимической активации представляет практический интерес для разработки механохимической технологии переработки куларитового концентрата.

*Работа выполнена при финансовой поддержке проекта "Разработка теоретических и экспериментальных основ механохимических технологий обогащения и химической переработки тонковкрапленных, трудновскрываемых руд цветных, редких и редкоземельных металлов АЗРФ" (№0301-2015-0039) Программы фундаментальных исследований РАН №32 "Поисковые фундаментальные научные исследования в интересах развития Арктической зоны Российской Федерации".*

***Литература***

1. *Быховский Л.З., Спорыхина Л.В., Ануфриева С.И. Техногенные месторождения и образования редких металлов России // Рациональное освоение недр. – 2014. – № 13. – С. 14–23.*
2. *Москвитин С.Г., Лебедев М.П., Москвитина Л.В. Минерально-сырьевая база редкоземельных металлов Якутии с арктической части шельфа Северного ледовитого океана // Труды Евразийского симпозиума по проблемам прочности материалов и машин для регионов холодного климата. – Якутск, 2013. – Т. 2. – С. 156–164.*
3. *Некрасова Р.А., Некрасов И.Я. Куларит – аутигенная разновидность монацита // ДАН СССР. – 1983. – Т. 268, № 3. – С. 688–693.*
4. *Химия и технология редких и рассеянных элементов, ч. 2 : учеб. пособие для вузов / И.В. Шахно, З.Н. Шевцова, П.И. Федоров и др. ; под ред. К.А. Большакова. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Высшая школа, 1976. – 359 с.*
5. *Abdel-Rehim A.M. An innovative method for processing Egyptian monazite // Hydrometallurgy. – 2002. – Vol. 67. – P. 9 –17.*

# ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА УРОВНЯ КОНЦЕНТРАЦИИ РАДОНА В ЖИЛЫХ ПОМЕЩЕНИЯХ Г. КОКШЕТАУ

А.А. Какабаев, Л.А. Татаркина, А.Т. Хусаинов

Кокшетауский государственный университет им. Ш. Уалиханова, Кокшетау, Казахстан, anuarka@mail.ru

# ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF THE LEVEL OF CONCENTRATION OF RADON IN LIVING AREAS OF KOSHKETAU

A.A. Kakabaev, L.A. Tatarkina, A.T. Khusainov

Sh. Ualikhanov Kokshetau State University, Kokshetau, Kazakhstan

В данной статье рассматривается проблема оценки влияния загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами и радионуклидами в районах добычи и переработки золота и урана на биологические сообщества и здоровье людей, проживающих в Акмолинской области, Республики Казахстан. Химическое использование невосполнимых природных ресурсов и малоэффективная их переработка с образованием огромного количества отходов, загрязняющих атмосферный воздух, воду и почву вызывает стремительное возрастание экологически обусловленных нарушений здоровья населения, и особенно, наиболее уязвимых групп: детей, людей пожилого возраста, беременных женщин. Особое внимание уделено выявлению аномальных зон с повышенными концентрациями радона, превышающими санитарно-эпидемиологические нормы в жилых помещениях г. Кокшетау, с. Красный Яр и с. Ортак, Акмолинской области. В статье обобщен новый материал по теме изучения. В заключении раскрываются результаты проведения научно-исследовательской работы.

***Актуальность проблемы.*** Все более актуальной становится проблема оценки влияния загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами и радионуклидами в районах добычи и переработки золота и урана на биологические сообщества и здоровье людей. Повсеместная распространенность и негативное воздействие

радиационного загрязнения на атмосферный воздух, почвенно-растительный покров, поверхностные и подземные воды, экологические системы и здоровье населения отмечается на всех стадиях освоения урано- и золотодобывающих месторождений – от добычи до промышленной переработки, ликвидации оборудования и доставки потребителю. Химическое использование невосполнимых природных ресурсов и малоэффективная их переработка с образованием огромного количества отходов, загрязняющих атмосферный воздух, воду и почву вызывает стремительное возрастание экологически обусловленных нарушений здоровья населения, и особенно, наиболее уязвимых групп: детей, людей пожилого возраста, беременных женщин [1]. На здоровье человека влияют все виды его деятельности, и любой индивид непрерывно подвергается воздействию химических факторов окружающей среды из разных ее компонентов, включая воздух, воду, почву и пищу. Следует отметить, что дифференциацию экспозиции к химическим веществам в зависимости от условий, в которых она имеет место, нередко производят, руководствуясь соображениями удобства с административной точки зрения. Важными факторами, подлежащими учету при оценке риска, являются мощность дозы, путь поступления вещества, продолжительность и частота экспозиции к нему. Решающее значение имеет правильный подбор биомаркеров, поскольку это позволяет повысить точность оценки риска для индивидов и подгрупп населения и таким образом принимать более эффективные меры по снижению риска и защите здоровья. Однако выбор биомаркеров зависит от состояния научных знаний и подвержен влиянию социальных, этических и экономических факторов. Особое место среди комплекса экологических проблем, связанных с загрязнением окружающей среды экологическими токсикантами, занимает прогноз возможных генетических последствий. Важность данной проблемы нашла свое отражение в принятом в Республике Казахстан законе “О радиационной безопасности населения”. В нем говорится, что “главнейшим приоритетным направлением в охране здоровья человека от вредного воздействия источников ионизирующего излучения является обеспечение радиационной безопасности людей в результате проведения комплекса правовых, санитарно – гигиенических, профилактических, и других мер, а также осуществление радиационного мониторинга на территории всей Республики” [2–3].

В отношении радоноопасности территория Акмолинской области недостаточно изучена. Планомерных масштабных работ до недавнего времени практически не проводилось. Полномасштабные исследования проведены лишь на нескольких локальных участках. Измерения активности радона в помещениях, в основном, проводятся силами санэпиднадзора Минздрава. При этом количество измерений явно недостаточно для такой обширной территории как Акмолинская область. В 2010 г. ТОО ЭКОСЕРВИС-С провело измерения активности радона в воздухе помещений на территории 3 районов Акмолинской области. В результате проведенных работ установлено, что более, чем в 40% поселков области установлены превышения норматива активности радона в воздухе помещений. Все эти факты говорят о необходимости изучения радоноопасности и проведение подобных исследований на территории Акмолинской области, безусловно, является приоритетным.

***Цель данной работы.*** Эколого-генетическое изучение последствий воздействия высокого уровня радона и отходов горнодобывающего предприятия Акмолинской области с применением современных биомаркеров человека и животных.

Задачи:

1. Выявление аномальных зон с повышенными концентрациями радона, превышающими санитарно-эпидемиологические нормы в жилых помещениях г. Кокшетау, с. Красный Яр и с. Ортак, Акмолинской области.
2. Изучение частоты возникновения микроядерных клеток у рабочих горнодобывающего предприятия ТОО “Алтынтау-Кокшетау” и у жителей проживающих вблизи размещения отходов производства (п. Красный Яр, г. Кокшетау, с. Ортак).
3. Изучение влияния экотоксикантов на животных-биотестерах: прудовика обыкновенного (*Lymnaea stagnalis*), поскольку по их количеству и состоянию можно судить о степени загрязнения воды радионуклидами, тяжелыми металлами.

***Объектом исследования*** явилось изучение появления микроядерных аномалий (биомаркеров) в крови, отобранной у контингента профессиональных рабочих горнодобывающего предприятия ТОО “Altyntau Kokshetau”; группы людей, проживающих в близлежащих населенных пунктах (г. Кокшетау, с. Красный Яр и с. Ортак). В качестве объекта исследования животного происхождения на появление микроядер изучен обыкновенный и малый прудовики (*Limnaea stagnalis и Limnaea truncatula*), отобранный из озера Копа, г. Кокшетау.

***Научная новизна.*** Нами впервые проведено изучение цитогенетической нестабильности людей, проживающих в неблагополучных районах Акмолинской области (г. Кокшетау, с. Красный Яр, с. Ортак) с применением современных биомаркеров на основе микроядерного теста.

***Практическая значимость.*** В Казахстане исследования в данном направлении проводились отдельно по блокам, в зависимости от выбранного района и объекта исследований. Результаты, полученные в процессе написания диссертационной работы, проведенной на территории Северного Казахстана, Акмолинской области, могут стать еще одним блоком и ступенью в изучении экотоксического действия радионуклидов и тяжелых металлов на здоровье человека и животных в неблагополучных районах Акмолинской области. Выявление аномальных, загрязненных мутагенами, зон данного региона позволит выяснить причину и, возможно, определить взаимосвязь уровня онкозаболеваемости исследуемых людей с источниками воздействия на окружающую среду. Полученные данные расширяют имеющиеся представления о цитогенетических последствиях эко-

токсического воздействия на организм человека. Полученные результаты можно использовать при разработке или корректировке уже имеющихся санитарно-гигиенических норм для данного производства. На основании полученных данных можно разработать защитно-профилактические мероприятия, способствующие улучшению безопасности условий труда и охране здоровья рабочих и населения, проживающего вблизи горнодобывающего предприятия.

Радон является широко распространенной опасностью для здоровья населения, так как он служит второй (после курения) причиной развития рака легких во всем мире, ежегодно вызывая десятки тысяч случаев смерти от рака легких. Облучение от радона составляет больше половины общей коллективной дозы облучения от природных источников. По мнению экспертов Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ) радона, средняя объемная активность которого в жилых помещениях в разных странах мира составляет в среднем около 40 Бк/м$^3$, вызывает 10% ежегодно регистрируемых в мире заболеваний раком легких (карцинома, аденокарцинома). Кроме того, радон может явиться причиной поражения клеток эпителия бронхов, увеличения рисков рака желудка, мочевого пузыря, прямой кишки, кожи, поражения костного мозга, сердечно-сосудистой системы, печени, щитовидной железы, половых желез. Возможны и отдаленные генетические последствия радонового облучения. [4–5]

В настоящее время сотрудниками КГУ им.Ш. Уалиханова совместно с представителями Областного онкологического диспансера г. Кокшетау и специалистами НИИ клеточной биологии и биотехнологии (Лаборатория молекулярной генетики, г. Астана), проводится масштабная работа по изучению негативного влияния высо-

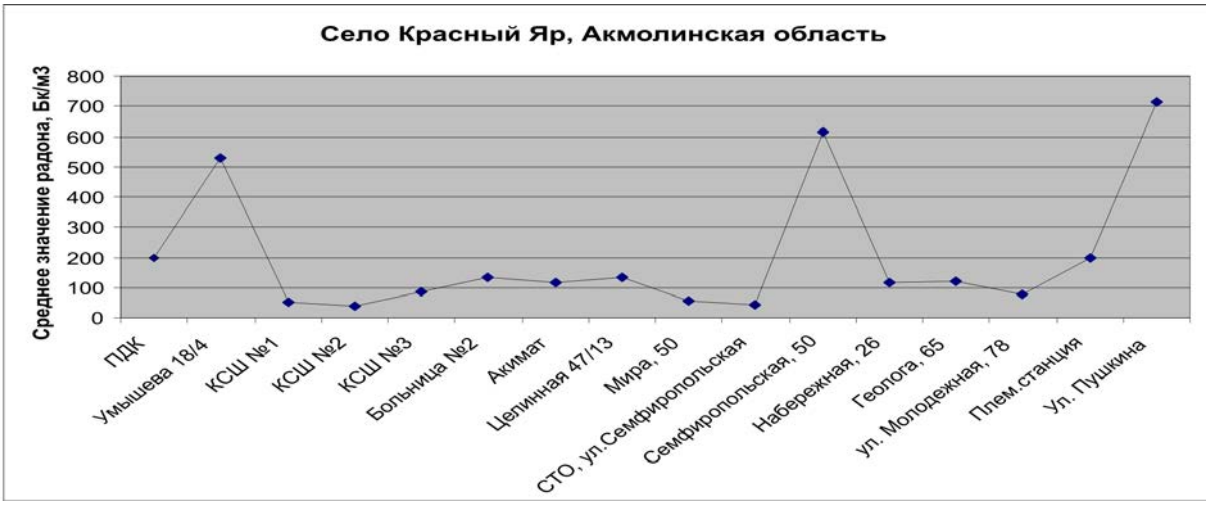



***Рис. 1.*** *Измерение уровня радона в жилых помещениях с. Красный Яр*

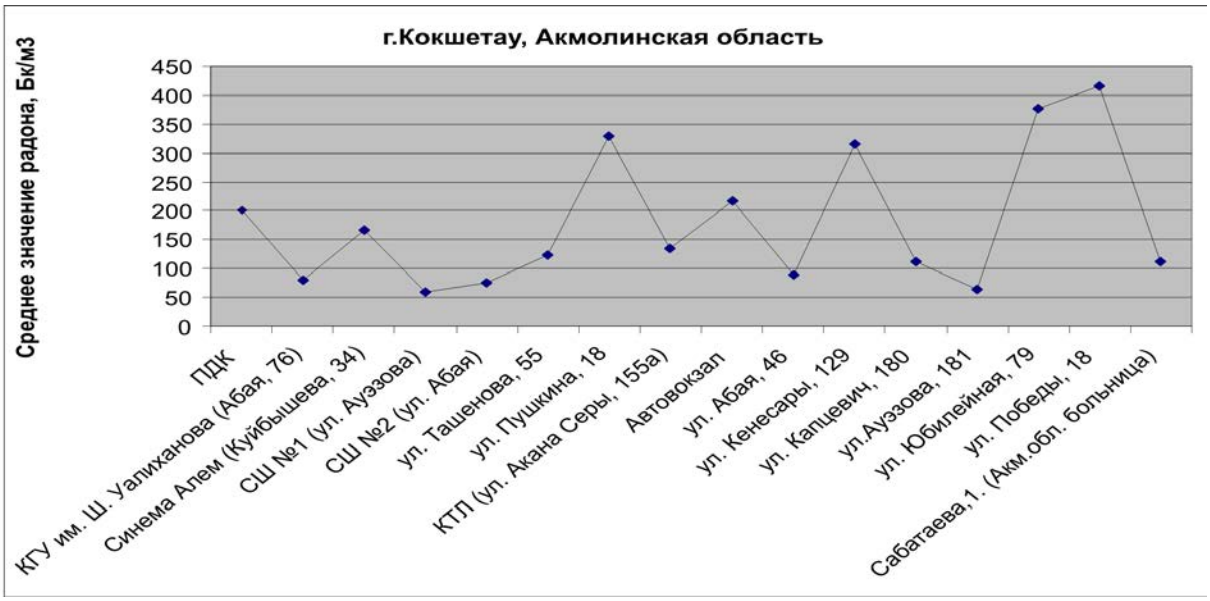



***Рис. 2.*** *Измерение уровня радона в жилых помещениях г. Кокшетау*




***Рис. 3.*** *Измерение уровня радона в жилых помещениях с. Ортак*

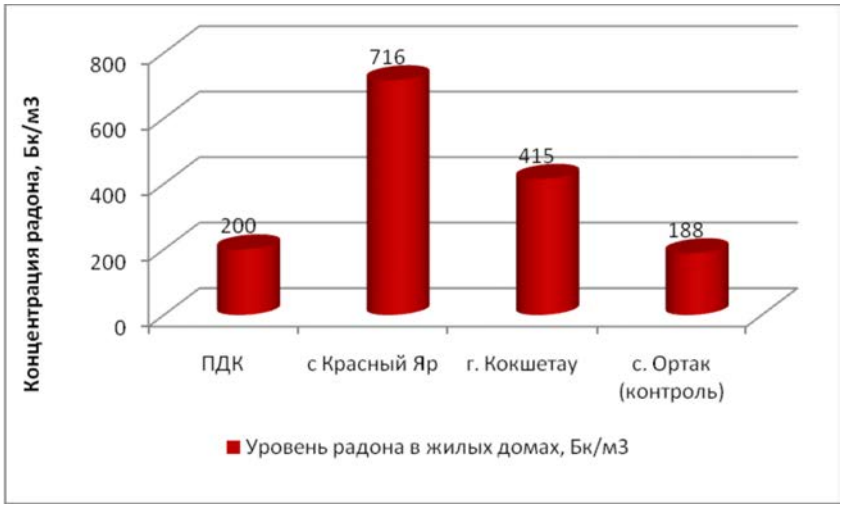



***Рис. 4.*** *Сравнительный анализ уровня радона в жилых домах исследуемых территорий Акмолинской области по сравнению с контролем*

ких концентраций радона в воздухе жилых помещений на здоровье человека с целью разработки методов ранней диагностики заболевания рака легкого.

Для оценки радоноопасности территорий, обследованных в 2010 и 2011 гг., была принята рекомендация ВОЗ и МАГАТЭ по использованию медианных значений ЭРОА радона по сельским населенным пунктам (СНП), а также учитывалось наличие превышений ЭРОА радона более 200 Бк/м$^3$. Сближенные СНП с повышенными медианными значениями ЭРОА радона более 50 Бк/м$^3$ и наличием превышений ЭРОА радона 200 Бк/м$^3$ идентифицировались нами, как радоноопасные зоны [6–7].

В течение 6 месяцев научно-исследовательской деятельности нами было изучено 45 объектов в г. Кокшетау, с. Красный Яр и с. Ортак, Акмолинской области, с целью измерений активности радоновых аномалий и выявления повышенных концентраций радона в жилых помещениях (рисунок 1). В результате проведенных измерений концентрации радона в жилых помещениях с. Красный Яр было выявлено 3 жилых дома с аномально-повышенными концентрациями радона от 529 до 714 Бк/м$^3$, что превышает показатель нормы (200 Бк/м$^3$) почти в 3,5 раза.

Определение радона в помещении имеет первостепенное значение, поскольку именно этот радионуклид обеспечивает более половины всей дозовой нагрузки на организм человека. Радон – это инертный газ без цвета и запаха, в 7,5 раз тяжелее воздуха. В организм человека попадает вместе с вдыхаемым воздухом (для справки: вентиляция легких у здорового человека достигает 5–9 л/мин). В результате проведенных измерений концентрации радона в жилых домах г. Кокшетау было выявлено 4 жилых дома с аномально-повышенными концентрациями радона от 218 до 415 Бк/м$^3$, что превышает показатель нормы (200 Бк/м$^3$) почти в 2 раза (рис. 2).

После проведенных работ измерения уровня радона в контрольном пункте (с. Ортак), домов с повышенным уровнем радоновых аномалий не выявлено (рис. 3). В среднем уровень радона не превышает нормативный показатель (200 Бк/м$^3$) и составляет в пределах 185–188 Бк/м$^3$.

При сравнительном анализе измерительных работ в двух исследуемых населенных пунктах (г. Кокшетау, с. Красный Яр) были выявлены жилые дома с аномально повышенными концентрациями радона, почти в 2 и 3,5 раза (г. Кокшетау и с. Красный Яр соответственно), при

этом в контрольном пункте (с. Ортак) этот показатель не превышает показатели нормы (рис. 4).

Основным источником радона-222 и его изотопов в воздухе помещений является их выделение из земной коры (до 90% на первых этажах) и из строительных материалов (~10%). Определенный вклад может вносить поступление радона с водопроводной водой (при использовании артезианской воды с высоким содержанием радона) и с природным газом, сжигаемым для отопления комнат и приготовления пищи. Наибольшие уровни радона отмечаются в одноэтажных деревенских домах с подполом, где практически отсутствует защита от проникновения в помещение выделяющегося из почвы радиоактивного газа. К повышению концентрации радона приводит отсутствие вентиляции и тщательная герметизация помещений, что характерно для регионов с холодным климатом.

Среди строительных материалов наибольшую опасность представляют горные породы вулканического происхождения (гранит, пемза, туф), а наименьшую – дерево, известняк, мрамор, природный гипс.

Из водопроводной воды радон практически полностью удаляется отстаиванием и кипячением. Но в воздухе ванной комнаты при включенном горячем душе его концентрация может достигать высоких значений [8].

В городах Астана, Кокшетау и Степногорск, а также районных центрах и поселках (Зеренда, Шантобе и т.д) изучение радоноопасности территорий проводится в настоящий момент. Именно в этих населенных пунктах сосредоточена большая часть населения области.

Таким образом, полученные оценки дозовых нагрузок населения от радона следует считать корректными и независимыми от суточных вариаций. Территория Акмолинской области является первоочередной площадью для проведения детальных исследований по радоноопасности, выделения локальных радоноопасных зон и принятия мер по снижению рисков здоровью населения от воздействия ионизирующего излучения от природных источников. Основными критериями при выделении площадей для оценки радоноопасности является открытость (отсутствие чехла рыхлых отложений) территорий, наличие интрузивных и метаморфизованных кристаллических пород, наличие развитой системы молодых или подновленных тектонических нарушений, случаи выявления радонопроявлений в воздухе помещений или в водоисточниках. Наличие урановых проявлений не является обязательно необходимым критерием.

## Заключение

Территория Акмолинской области является первоочередной площадью для проведения детальных исследований по радоноопасности, выделения локальных радоноопасных зон и принятия мер по снижению рисков здоровью населения от воздействия ионизирующего излучения от природных источников.

Изученность области по радоноопасности недостаточна и неравномерна. Наиболее изученной является северо-западная часть.

При сравнительном анализе работ по измерению концентраций радона в жилых помещениях двух исследуемых населенных пунктов (г. Кокшетау, с. Красный Яр) были выявлены жилые дома с аномально повышенными концентрациями радона, почти в 2 и 3,5 раза (г. Кокшетау и с. Красный Яр, соответственно), при этом в контрольном пункте (с. Ортак) этот показатель (составил в пределах 185–188 Бк/м$^3$) не превышает показатель нормы (200 Бк/м$^3$).

***Литература***


1. *Молочаева Л.Г. Воздействие загрязнения почвы нефтепродуктами на генетическое здоровье детей Чеченской Республики : автореф. дис. … канд. биол. наук. – Махачкала, 2013.*
2. *Гигиенические критерии состояния окружающей среды, 155. Биомаркеры и оценка риска: концепции и принципы. Совместное издание Программы ООН по окружающей среде. Международной организации труда и Всемирной организации здравоохранения Всемирная организация здравоохранения / пер. с англ. В.Е. Татарченко. – Женева, 1996.*
3. *Закон Республики Казахстан "О радиационной безопасности населения". – 1998.*
4. *Программа развития территорий Акмолинской области на 2011–2015 годы.*
5. *Беркинбаев Г.Д. Отчет о НИР "Изучение взаимосвязи концентрации почвенного урана и его содержание в воздухе помещений и разработка критериев оценки территорий по степени радоновой опасности". – Астана, 2011. – С. 12.*
6. *Утебаева Б.У. Эколого-генетическая оценка уровня воздействия мутагенных факторов на население, проживающих вблизи уранопереработывающих предприятий. – Кокшетау, 2014.*
7. *WHO handbook on indoor radon: a public health perspective. – Geneva : World Health Organization, 2009. – P. 109.*
8. *Максимова О.А. кандидат геолого-минералогических наук. Радон в вашей квартире [Электронный ресурс]. – URL: http://www.ecospace.ru/ecology/science/radon_dwelling.*

# РАДИОУГЛЕРОД И ТРИТИЙ В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ. ПРАКТИЧЕСКОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЭТИХ РАДИОИЗОТОПОВ

Д.А. Калашникова[1,3], Ю.В. Волков[1,3], А.Н. Маркелова[1], В.Н. Мелков[1], Г.В. Симонова[1,2]

[1]Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН, г. Томск, Россия, annanikmark@rambler.ru

[2]Томский государственный университет, г. Томск, Россия, galina_simonova@inbox.ru

[3]Томский политехнический университет, г. Томск, Россия, terrezaprk@mail.ru

# RADIOCARBON AND TRITIUM IN ENVIRONMENT OBJECTS. APPLICATION OF THESE RADIOISOTOPES

D.A. Kalashnikova[1,3], Y.V. Volkov[1,3], A.N. Markelova[1], V.N. Melkov[1], G.V. Simonova[1,2]

[1]Institute of monitoring of climatic and ecological system SB PAS, Russia, Tomsk

[2]Tomsk State University, Russia, Tomsk

[3]Tomsk Polytechnic University, Russia, Tomsk

Мониторинг содержания радиоактивных элементов в объектах экосистем позволяет произвести оценку состояния окружающей среды. Маркерами техногенного загрязнения окружающей среды являются тритий и радиоуглерод. Эти изотопы могут накапливаться и оставаться долгое время в биотических и абиотических компонентах экосистем, что позволяет проводить ретроспективный и текущий анализ состояния окружающей среды. В работе представлены результаты исследования активности техногенного трития в целлюлозе годичных колец деревьев сосны обыкновенной и радиоуглерода в древесине, торфе и археологических образцах.

Monitoring of radioactive element content in ecosystem objects allows estimate states of environment. Tritium and radiocarbon are markers of anthropogenic pollution. These isotopes can accumulate and persist for a long time in the biotic and abiotic ecosystem objects. This feature allows carry out retrospective and contemporary analysis of environmental states. The results of study of technogenic tritium activity in the cellulose of *Pinus sylvestris* tree rings and radiocarbon in the wood, peat and archaeological samples are presented.

В настоящее время во всем мире наряду с исследованием радиоизотопов тяжелых элементов в окружающей среде большое внимание уделяется также легким радиоизотопам углерода ($^{14}C$) и водорода ($^{3}H$), являющимися бета-излучателями с периодами полураспада 5730 и 12,3 лет, образующимися в результате ядерных реакций, которые происходят естественно в верхних слоях атмосферы и искусственно при испытаниях ядерного оружия и в ядерных реакторах. Эти исследования связаны с различными задачами (рис.1), касающимися охраны окружающей среды, безопасности человека, определения возраста артефактов и событий до 60000–70000 лет (радиоуглеродное датирование).

В работе описаны методические особенности и приобретенный опыт исследований радиоизотопов углерода и водорода, проведенных в ИМКЭС СО РАН г. Томск в различных объектах окружающей среды и в различных областях практического применения.

## Методика

В ИМКЭС СО РАН контроль за содержанием радиоизотопов (трития, углерода-14) проводится с помощью ультра-низкофонового жидкосцинтилляционного спектрометра-радиометра Quantulus 1220 (ТомЦКП СО РАН, фирмы Wallac, Финляндия). Радиометр Quantulus 1220 обеспечивает фон по тритию 0,13 CPM (Counts Per Minute – количество распадов за минуту), по радиоуглероду – 0,4 CPM, за счет уникального сочетания активной и пассивной защиты, что позволяет определять активности радиоизотопов на фоновом уровне и дает возможность регистрировать незначительные изменения в их поведении.

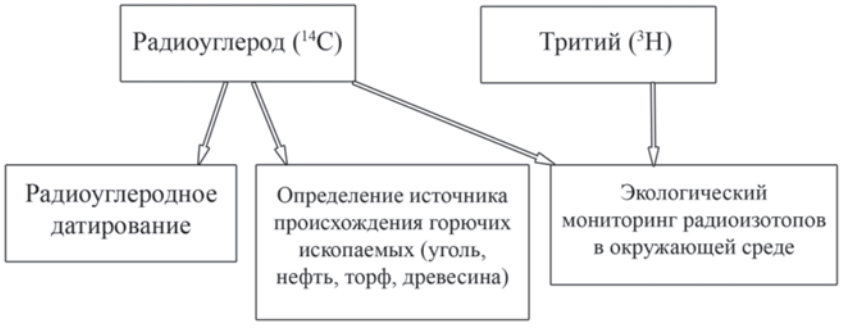



***Рис. 1.*** *Практическое использование радиоизотопов углерода и водорода*

Образцы, предназначенные для радиоуглеродного анализа, необходимо тщательно очищать от более древних и более молодых углеродсодержащих загрязнений, например, от корней выросших позже растений или от обломков древних карбонатных пород. Вес исследуемого образца древесины, древесного угля или ткани должен быть примерно 10 г, для торфа – 20 г, а для костей, почвы – 200 г. Каждый образец после предварительной очистки подвергается химической обработке, т.к. нужно выделить "подлинный" углеродный компонент данного образца, по которому и определяется его возраст. Для удаления инородных углеродсодержащих минералов и растворимых органических веществ, которые могли проникнуть внутрь образца, используют кислотный и щелочной растворы.

Определение возраста как обугленных, так и не обугленных древесных остатков проводится по целлюлозе после ее выделения азотнокислотным методом [3] с последующим нагреванием в 2% водном растворе гидроксида натрия. Пробоподготовка образцов костей для радиоуглеродного анализа заключается в выделении из них коллагена, так как костный коллаген обладает длительным временем обменного процесса и поэтому отражает средний изотопный состав питания индивидуума на протяжении длительного промежутка времени [10]. Выделение коллагена осуществляется по известной методике [1].

Синтез счетного вещества начинается с обугливания в реакторе без доступа воздуха. Затем образец спекается с металлическим литием в вакуумированном стальном реакторе для получения карбида лития. После остывания реактора образец разлагается добавлением воды на гидроксид лития и ацетилен. Из последнего синтезируется на хромовом катализаторе счетное вещество – бензол. Процесс перехода углерода из одного соединения в другое показывает следующая цепочка химических формул: $C_{орг.} \rightarrow C \rightarrow Li_2C_2 \rightarrow C_2H_2 \rightarrow C_6H_6$.

Полученный бензол проходит очистку серной кислотой в течение суток и подвергается сублимации. Затем в него вносятся сцинтиллирующие добавки (POPOP и POP) и, таким образом, получается счетное вещество, которое выдерживается две недели. За это время происходит распад радона, отрицательно влияющего на определение активности радоуглерода. После этого производится измерение активности изотопа в спектрометре-радиометре Quantulus 1220.

Для измерения активности трития в водных образцах пробы подвергаются фильтрации и перегонке в присутствии гидроксида и перманганата калия. Для анализа очищенные пробы воды смешиваются со сцинтилляционной смесью Optiphase Hisafe 3 и выдерживаются в темном и прохладном месте в течение 24 ч для стабилизации люминесценции.

Пробоподготовка древесины заключается в удалении экстрактивных веществ в аппарате Сокслета смесью этанол-хлороформ 1:2. Затем выделяется целлюлоза описанным выше методом. Для сжигания целлюлозы и других органических образцов в смеси кислорода и аргона для получения тритиевой воды нами была разработана и изготовлена специальная установка выделения органически связанного трития [5].

### Радиоуглеродное датирование

Радиоуглеродное датирование имеет важное значение в разных научных дисциплинах (гидрология, геология, науки об атмосфере, археология и палеонтология). Основной принцип радиоуглеродной датировки заключается в том, что радиоуглерод накапливается в биосфере и со смертью организма распадается с определенной скоростью (период полураспада 5730 лет). Радиоуглеродный анализ работал бы очень точно при стабильном соотношении изотопов углерода в атмосфере. Однако на него влияют разные факторы. Одним из факторов стали ядерные испытания 1950-х – начала 1960-х гг., из-за которых количество радиоуглерода в атмосфере резко увеличилось. Так, между 1963 и 1965 гг. оно подскочило почти в два раза. Этот феномен называют бомбовым эффектом. Он зафиксирован нами при проведении радиоуглеродного датирования образцов торфа Центрального Ямала (Сохонто). Радиоуглеродный возраст торфа, залегающего на глубине 1,2 м, оказался равным 8757±91 BP (лабораторный номер ИМКЭС-14С820), а торф, залегающий на глубине 0,35 м (лабораторный номер ИМКЭС-14С830), оказался радиоактивным. Образец массой 1,3 г показал 137 распадов за секунду, в то время как современный образец имеет примерно 14 распадов в минуту на 1 г образца [4]. Это свидетельствует о радиоактивном загрязнении торфа, залегающего на глубине 0,35 м, возникшем, по-видимому, после испытаний ядерного оружия на Новой Земле в 1960-х гг.

### Определение источника происхождения горючих ископаемых

Определение активности радиоуглерода позволяет не только определить возраст изучаемого объекта, но в ряде случаев также установить источник его происхождения. Лесные пожары, автотранспорт, предприятия промышленности и жилищно-коммунального хозяйства являются источниками выбросов в атмосферу сажи, продукта неполного сгорания углеродсодержащего топлива и биомассы. Согласно данным многочисленных исследований сажа оказывает значительное влияние на здоровье населения и климат, поэтому проблемы ее мониторинга в окружающей среде привлекают внимание экологов и климатологов всего мира. Проведя радиоуглеродный анализ образцов сажи, можно однозначно определить источник пирогенного углерода. Содержание радиоактивного углерода $^{14}C$ в образце сажи, полученной при сжигании каменного угля, равно нулю, в то время как сажа, образованная при горении современной древесины, имеет активность, соответствующую современной активности $^{14}C$ в $CO_2$ атмосферы. Если активность $^{14}C$ ниже современной, то источником сажи является торф.

### Экологический мониторинг радиоизотопов в окружающей среде

Одной из основных задач радиоэкологии является выявление закономерностей пространственно-времен-

ного распределения радиоактивных изотопов естественного и техногенного происхождения. Мониторинг поверхностных и подземных водных систем является важным для анализа распределения радиоуглерода и трития в атмосферных осадках, на водосборных площадях и поступления в грунтовые воды. Это позволяет охарактеризовать процессы распределения природного и антропогенного радиоизотопов в атмосфере и гидросфере. Подобно радиоуглероду тритий с периодом полураспада около 12 лет может служить прекрасной меткой для изучения различных природных процессов. С его помощью можно определять возраст растительных продуктов, например, вин (если им не больше 30 лет), поскольку виноград поглощает тритий из почвенных вод, а после снятия урожая содержание трития в виноградном соке начинает снижаться с известной скоростью. Анализ атмосферного трития дает ценную информацию о космических лучах. А тритий в осадочных породах может свидетельствовать о перемещениях воздуха и влаги на Земле. Наиболее богатые природные источники трития – дождь и снег, поскольку почти весь тритий, образующийся под действием космических лучей в атмосфере, переходит в воду. Интенсивность космической радиации изменяется с широтой, поэтому осадки, например, в средней полосе России несут в несколько раз больше трития, чем тропические ливни. И совсем мало трития в дождях, которые идут над океаном, поскольку их источник – в основном та же океаническая вода, в ней трития немного. Глубинный лед Гренландии или Антарктиды совсем не содержит трития – он там давно успел полностью распасться. Зная скорость образования трития в атмосфере, можно рассчитать, как долго влага находится в воздухе – с момента ее испарения с поверхности до выпадения в виде дождя или снега.

В силу географического положения города Томска и его окрестностей содержание трития в атмосферных осадках, выпадающих над этой территорией должно быть выше среднемирового 1 Бк/л [6] и среднего по России 2,9 Бк/л [7]. Это предположение подтверждается нашими измерениями, проведенными при поддержке гранта РФФИ №10-05-00568. Содержание трития в атмосферных осадках, выпавших в пределах исследуемой территории в период с ноября 2010 по август 2011 г., составляет 7,2±2 Бк/л, с ноября 2010 по май 2011, то есть до момента взятия проб древесины, – 7,4±0,7 Бк/л [2]. В поверхностных водоемах на момент взятия проб активность трития составляла 1,1–7,9 Бк/л. Максимум приходился на закрытые водоемы, расположенные в подветренном северном направлении относительно Томского промышленного узла. Активность трития в речной воде составляла 1,1–4 Бк/л. Содержание трития в пробах атмосферной влаги незначительно изменялось в пространстве в пределах 1,4–2,7 Бк/л. Содержание трития в пробах снега изменялось в пределах 1,7–7 Бк/л, четких закономерностей пространственного распределения относительно Томского промышленного узла не выявлено. Активность трития в березовом соке изменялась в пределах 3,2–11,4 Бк/л, пространственное распределение почти полностью повторяет распределение значений активности трития в снеге.

С активностью трития в атмосферных осадках обычно сопоставима его активность в грунтовых и поверхностных водах, особенно это касается закрытых водоемов, пополнение водных запасов которых происходит с относительно небольших по площади территорий. Это обусловлено тем, что часть осадков, выпадающих над той или иной территорией, просачивается и пополняет грунтовые воды или стекает в поверхностные водоемы. Различие в активности трития в пробах атмосферной влаги, осадков, воды поверхностных водоемов можно объяснить кинетическими эффектами при испарении и конденсации воды. В газообразную фракцию легче всего попадают молекулы более легкого изотопного состава, в жидкую фракцию – более тяжелого. Пространственное распределение содержания трития в пробах снега и березового сока позволяет сделать вывод, что в начале вегетационного сезона деревья потребляют в основном талую воду. Более высокая активность трития в березовом соке, по сравнению с другими исследованными образцами связана с особенностями формирования изотопного состава органических веществ, образующих древесину. Различия в изотопном составе между потребляемыми деревом веществами и компонентами древесины возникают вследствие процессов изотопного фракционирования как внутри, так и вне дерева. До того как изотопы углерода и водорода окажутся связанными в целлюлозе, происходит несколько этапов их фракционирования: во внешней среде; в процессе образования первичных продуктов фотосинтеза; в процессе синтеза целлюлозы. При синтезе органических веществ, образующих структурные элементы биологических тканей, не всегда используются все первичные продукты фотосинтеза. Часть из них может запасаться и использоваться деревом позже, даже в следующем вегетационном сезоне. Березовый сок несет в себе изотопный след не только текущего, но и предшествующего года, так как в начале сезона роста деревья активно используют запасенные пластические вещества.

Биомониторинг растительности позволяет устанавливать сезонные колебания концентрации радиоуглерода и трития, и таким образом определять изменение радиоэкологической ситуации в районе действующих атомных станций. Изучение распределения радиоизотопов $^{14}C$ и $^{3}H$ по годовым кольцам деревьев дает возможность получения ретроспективных оценок радиоактивного загрязнения окружающей среды на достаточно больших промежутках времени. В период с 1991 по 2010 гг. содержание трития в целлюлозе древесины деревьев *Pinus sylvestris*, произраставших в с. Георгиевка и с. Тимирязевское, изменялось в пределах 4,9–15,3 Бк/л и 5–13 Бк/л соответственно [3]. Удельная активность трития в целлюлозе годичных колец сосны из окрестностей с. Георгиевка лишь немного превышает значения активностей для отдельных лет, полученных нами для сосны из окрестностей с. Тимирязевское. В обоих случаях в данных присутствует нисходящий тренд. Подобный же тренд по общему содержанию трития наблюдается и в осадках, выпадающих над территориями России [6,7] и некоторых других государств [9,11]. По-видимому, это связано с глобальными особенностями

распределения трития в верхних слоях атмосферы и выноса его в нижние вместе в осадками. Не совсем синхронные погодичные колебания содержания трития в осадках и целлюлозе связаны с локальными особенностями мест произрастания деревьев и колебаниями метеопараметров в текущем и предыдущем относительно формирования каждого годичного кольца сезонах роста, что подтверждается статистически значимыми коэффициентами корреляции между температурой и относительной влажностью в августе текущего и июле–августе предыдущего сезонов роста. Пик содержания трития в 2008 г. (13 Бк/л) может быть связан с запланированной остановкой двух реакторов на Реакторном заводе ОАО "СХК". По результатам плановой инспекции была установлена утечка технологической воды из промбассейна, которая не повлекла за собой превышения допустимых уровней концентраций, установленных НРБ-99/2009, в компонентах окружающей среды за пределами площадки [8]. Содержание радиоуглерода в целлюлозе древесины из с. Георгиевка в этот же период варьировало в окрестностях среднего значения 254±20 Бк/л в пределах 209–299 Бк/кг.

Пространственное распределение радиоуглерода в атмосферном $CO_2$ значительно более равномерное по сравнению с содержанием трития в атмосферных осадках и водяном паре. Согласно литературным данным [1], значения активности радиоуглерода в $CO_2$ и целлюлозе годичных колец деревьев, сформировавшихся в один и тот же год, но в разных географических широтах, варьируют в пределах ошибок измерений (3–5% и менее). Наши данные показывают, что в исследуемый период относительные изменения активности радиоуглерода в древесных кольцах были небольшими. Не было установлено значимых их связей с изменениями метеорологических параметров или наличием локальных источников загрязнения.

***Литература***


1. *Арсланов Х.А. Радиоуглерод: геохимия и геохронология. – Л. : Изд-во ЛГУ, 1987. – 300 с.*
2. *Мониторинг концентрации трития в водных объектах и березовом соке в окрестностях города Томска / М.В. Кабанов, А.Н. Маркелова, В.Н. Мелков и др. // Экологические системы и приборы. – 2012. – № 1. – С. 42–45.*
3. *Содержание трития и радиоуглерода в природных средах в окрестностях г. Томска / М.В. Кабанов, А.Н. Маркелова, В.Н. Мелков и др. // Вопросы радиационной безопасности. – 2013. – № 4. – С. 30–44.*
4. *Кулькова М.А. Радиоуглерод (14С) в окружающей среде и метод радиоуглеродного датирования : учебно-методическое пособие. – СПб. : Издательство РГПУ им. А.И. Герцена, 2011. – 40 с.*
5. *Патент на полезную модель № 125318 Российская Федерация, МПК F27B13/00 G01N31/12. Установка для выделения органически связанного трития из органических образцов / Г.В. Симонова, А.Н. Маркелова, В.Н. Мелков и др.. – № 2012137469/02; заявл. 31,08,2012; опубл. 27,02,2013г. – Бюл. №13. – 6 с.*
6. *Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. Ежегодник / под ред. С.М. Вакуловского. – Обнинск, 2009. – 297 с.*
7. *Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. Ежегодник / под ред. С.М. Вакуловского. – Обнинск, 2011. – 282 с.*
8. *Экологический мониторинг состояния окружающей среды Томской области в 2009 г. / под ред. А.М. Адама. – Томск : Оптимум, 2010. – 164 с.*
9. *Past and recent levels in Arctic and Antarctic caps / E. Fourre, P. Jean-Baptiste, A. Dapoigny et al. // Earth and Planetary Science Letters. – 2006. – Vol. 245. – P. 56–64.*
10. *O'Connell T.C., Hedges R.E.M. Isotopic comparison of hair, nail and bone: modern analyses // Journal of Archaeological Science. – 2001. – Vol. 28. – P. 1247–1255.*
11. *Petrosius R., Davainis G., Daukantas A. Metodical percularitis of tritium and radiocarbon recovering from annual tree rings // Proceedings of International Conference "Eurodendro-98". – Kaunas, 1998. – P. 277–287.*


# РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ БИОСФЕРНОЙ ТЕРРИТОРИИ ИССЫК-КУЛЬ


Б.К. Калдыбаев[1], Т.Э. Токтоева[1], Б.М. Дженбаев[2], Б.Т. Жолболдиев[2]

[1]Иссык-Кульский государственный университет, Каракол, Кыргызстан

[2]Биолого-почвенный институт НАН КР, Бишкек, Кыргызстан, bekmamat2002@mail.ru


# RADIO-ECOLOGICAL MONITORING OF THE COASTAL ZONE BIOSPHERE TERRITORY OF ISSYK-KUL


B.K. Kaldybaev[1], T.E. Tokayeva[1], B.M. Djenbaev[2], B.T. Zholboldiev[2]

[1]Issyk-Kul State University, Karakol, Kyrgyzstan

[2]Biology and Pedology Institute of NAS KR, Bishkek, Kyrgyzstan



В статье представлено современное радиоэкологическое состояние прибрежной зоны биосферной территории Иссык-Куль. Установлено, что уровень радиационного фона и содержание радионуклидов находятся в пределах нормы, за исключением отдельных природных и техногенных участков.

The article presents the current radioecological state of the coastal zone in the biosphere territory of Issyk-Kul. The level of background radiation and radionuclide content are within normal limits, except for some natural and man-made areas.

## Актуальность

В Кыргызстане имеется ряд природно-техногенных территорий, где необходимы комплексные радиоэкологические исследования. Одним из таких регионов является "Биосферная территория Исык-Кёл", организованная в 2001 г., которая включает: котловину озера Иссык-Куль, хребты Терской и Кунгей Ала-Тоо. По классификации географов представляет собой среднегорную впадину. Геохимические условия Иссык-Кульской котловины: выходы гранитов (3,9x10$^{-4}$%), наличие углисто-кремнистых сланцев (1,07x10$^{-3}$%), обогащенных ураном – определяют повышенное содержание урана в почвенно-растительном комплексе, в реках, впадающих в озеро и в воде оз. Иссык-Куль. По мнению ученых геохимиков это является основой для выделения Иссык-Кульской котловины как естественной урановой биогеохимической провинции [3–6, 9].

В данной природной урановой провинции ранее добывали урановые руды – на Каджи-Сайском участке, расположенном на южном берегу оз. Иссык-Куль [1, 2, 10–12]. Учитывая слабую изученность и возросший интерес к данным экологическим проблемам, нами была поставлена цель – изучить радиоэкологические особенности современного состояния прибрежной зоны биосферной территории Иссык-Куль.

## Материал и методы

Замеры радиационного фона проводились в соответствии с инструкциями по наземному обследованию радиационной обстановки. Согласно технических инструкций дозиметров, в одной точке проводилось не менее трех измерений, в журнал записывался средний показатель. Оборудование, использованное в ходе исследований: комплект – дозиметр – радиометр ДКС-96 (Россия), гамма спектрометр *Canberra* (*США*), состоящий из германиевого *детектора HPGe* и др., спутниковый прибор GPS для определения координат. Математическое моделирование и статистическая обработка результатов была проведена с помощью прикладных программ Microsoft Excel for Windows 2000, Statistics for Windows 6.0.

## Результаты и их обсуждение

Согласно исследований, мощность природного радиационного фона по гамма-излучению в регионе составляет от 10 до 30мкР/ч. По мере удаления от озера в сторону склонов гор его уровень в отдельных местах возрастает до 40 мкР/ч, особенно в некоторых горных местностях, ущельях основу которых составляют горные породы, граниты, мелкие их обломки, красный песок имеющие слегка повышенную радиоактивность (табл. 1). К малым участкам с повышенным естественным радиационным фоном можно отнести:

1. Береговые зоны пляжей с. Жениш и с. Ак-Терек расположенные на южном берегу озера Иссык-Куль. Их радиоактивность составляет 30–60 мкР/час, а в местах с повышенным содержанием в песке черных вкраплений уровень экспозиционной дозы возрастает до 400 мкР/ч. Результаты гамма-спектрометрического анализа показали наличие в пробах песка с. Жениш естественных радионуклидов, удельная активность которых составила: $^{228}$Ra – 4173,3±72,1 Бк/кг, $^{228}$Th – 4087±87,9 Бк/кг, $^{238}$U – 425±34 Бк/кг, $^{226}$Ra – 296±16,0 Бк/кг. В пробах песка с. Ак-Терек: $^{228}$Th – 915±57 Бк/кг, $^{228}$Ra – 846±70 Бк/кг, $^{238}$U – 260±30 Бк/кг, $^{226}$Ra – 103±8 Бк/кг, $^{210}$Pb – 169±30 Бк/кг.
2. Небольшие участки прибрежной полосы озера Иссык-Куль, чаще всего грязевые отложения с характерным слюденным блеском, дающие повышенный радиационный фон. К таким участкам можно отнести берег с. Тосор – 40–50 мкр/ч, берег западнее с. Каджи-Сай – 38–40 мкр/ч, берег около с. Тору-Айгыр – 30 мкр/ч, берег около с. Тамчи – 40–50 мкр/ч.

*Таблица 1. Мощность экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения прибрежных участков оз. Иссык-Куль*

| № | Место измерения | | Экспозиционная доза (мкР/ч) |
|---|---|---|---|
| 1 | г. Балыкчы, северо- восток | 10–30 м от озера | 13–27 |
| 2 | г. Чолпон-Ата | Биостанция: | |
| | | 20 от озера | 21–27 |
| | | 50 от озера | 23–32 |
| 3 | с. Орто-Орукту | 300 от озера | 35–41 |
| | | Горячий источник 500 м от озера | 33–35 |
| 4 | Тюпский залив | 10–20 м от р. Тюп | 17–22 |
| 5 | с. Михайловка около моста | 5–20 м от р. Джыргалан | 23–30 |
| 6 | с. Джети-Огуз 800 м от озера | р. Джети-Огуз 10–20 от реки | 27–36 |
| 7 | с. Ак-Терек | 40–50 м от трассы | 29–40 |
| | | 10–30 от озера | 52–96 |
| 8 | с. Жениш | 20–30 м от трассы | 25–52 |
| | | 10–30 м от озера | 58–102 |
| | | 10–30 м от озера | 230–390 |
| 9 | п. Каджы-Сай | 10–25 м от озера | 28–36 |
| | | 20–40 м от озера | 21–40 |
| 10 | Бухта Кольцовка | 20–30 м от озера | 21–32 |
| 11 | с. Бар-Булак (гор. источник) | 1200 м от озера | 20–42 |

*Таблица 2. Удельная активность радионуклидов в почвах Прииссыккулья (Бк/кг)*

| Место отбора | Тип почвы | $^{238}$U | $^{226}$Ra | $^{228}$Ac | $^{235}$U | $^{40}$K | $^{137}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| с. Григорьевка | Светло-каштановые | 49,1±2,6 | 59,4±3,6 | 61,6±1,3 | 2,3±0,2 | 879±12 | 4,1±0,2 |
| с. Тюп | Каштановые | 106,6±1,7 | 68,7±2,1 | 61,0±0,7 | 4,9±0,1 | 984±6 | 9,5±0,1 |
| с. Маман | Темно-каштановые | 42,3±2,5 | 66,8±3,6 | 62,2±1,3 | 2,0±0,2 | 861±10 | 9,0±0,3 |
| с. Барскоон | Светло-каштановые | 57,8±2,7 | 71,5±3,7 | 67,5±1,3 | 2,7±0,2 | 911±10 | 6,2±0,2 |
| с. Тон | Светло-бурые | 97,3±3,2 | 111,7±4,2 | 112,2±1,5 | 4,5±0,2 | 1012±10 | 7,4±0,3 |

*Таблица 3. Уровень $^{222}$Rn в почвенном покрове в береговых зонах оз. Иссык-Куль*

| № | Место отбора | мБк/(м $^2$·с) |
|---|---|---|
| 1 | г. Балыкчи (северо-восток от берега 20 м) | 17,60 |
| 2 | г. ЧолпонАта (Биостанция) | 30,61 |
| 3 | с. Орукту (200 м от берега) | 15,80 |
| 4 | с. Орукту (Кирпичный, горячий источник) | 24,24 |
| 5 | Тюпский залив | 11,50 |
| 6 | с. Михайловка около моста | 14,35 |
| 7 | с. Ак-Терек | 19,20 |
| 8 | с. Жениш (от трассы 60 м) | 18,37 |
| 9 | с. Каджы-Сай (от берега 100 м берег ниже хвостохранилища) | 19,86 |
| 10 | с. Бар-Булак (горячий источник) | 28,48 |

3. Горные местности, ущелья, основу которых составляет гранит, скальный грунт, красный песок, дающие повышенный естественный радиационный фон 25–40 мкр/ч. Ущелья: Чычкан, Курган-Сай, Курга, Ак-Терек, Чон-Жаргылчак, Сутту-Булак, Тосор, Жон-Булак, Кекелик, Тон, Чок-Тал, Бактуу-Долоноту, Сёгёту.

Наблюдаются также незначительные вариации природного радиационного фона по различным типам почв Прииссыккулья, вероятно это связано с неоднородным распределением естественных радионуклидов, рассеянных в почвах, горных породах, поверхностных и подземных водах и других объектах природной среды. На основание полученных данных нами составлено карта-схема уровня экспозиционной дозы γ-излучения прибрежной зоны оз. Иссык-Куль.

Контрольные участки исследуемого региона были представлены горно-долинными светло-каштановыми, темно-каштановыми, светло-бурыми почвами, по механическому составу в основном среднесуглинистые [7].

Согласно биогеохимической классификации кларков химических элементов в почве, предложенной А.П. Виноградовым (1957), для ($^{238}$U, $^{226}$Ra, $^{232}$Th, $^{40}$K) характерно слабое накопление в почве (от 2 до 10 кларков). Содержание искусственного радионуклида ($^{137}$Cs) в почве не превышает допустимых уровней вмешательства (НРБ-99) (табл. 2).

**$^{238}$U.** Кларк $^{238}$U в почве составляет 12,4 Бк/кг, для осадочных пород – 39,7 Бк/кг, в почвах Прииссыккулья удельная активность $^{238}$U варьирует в пределе 42,3–106,6 Бк/кг, при среднем 70,6 Бк/кг. $K_к$ составил (3,9–8,6), в среднем 5,7.

**$^{226}$Ra.** В почвах Прииссыккулья удельная активность $^{226}$Ra варьирует в пределе 59,4–111,7 Бк/кг, при среднем 75,6 Бк/кг. $K_к$ составил (4,8–9), в среднем 6,1. Радиоактивное равновесие между $^{234}$Th/$^{226}$Ra в почвах сдвинуто немного в сторону радия (0,94), однако для каштановых почв района с. Тюп оно составило (1,55), что свидетельствует о преобладающих концентрациях в почве урана.

**$^{232}$Th.** Кларк $^{232}$Th в почве составляет 24,6 Бк/кг, для осадочных пород – 45 Бк/кг, в почвах Прииссыккулья удельная активность $^{232}$Th варьирует в пределе 61–112,2 Бк/кг, при среднем 72,9 Бк/кг. $K_к$ составил (2,5–4,6), в среднем 2,9.

**$^{40}$K.** Кларковое содержание $^{40}$K в земной коре составляет 655 Бк/кг, в почве – 370 Бк/кг. В почвах Прииссыккулья удельная активность $^{40}$K варьирует в пределе 861–1012 Бк/кг, при среднем 929,4 Бк/кг. $K_к$ составил (2,4–2,7), в среднем 2,5.

**$^{137}$Cs.** Уровень вмешательства (ПДУ) $^{137}$Cs в почве составляет 15 Бк/кг, в почвах Прииссыккулья удельная активность $^{137}$Cs варьирует в пределе 4,1–9,5 Бк/кг, при среднем 7,2 Бк/кг, что составляет (0,27–0,63), в среднем 0,48 ПДУ.

Нами было исследовано содержание радиоактивного газа радона ($^{222}$Rn) в почвенном покрове и прибрежных участках оз. Иссык-Куль (табл. 3).

В верхнем слое почвенного покрова уровень радона ниже и варьирует в пределах фоновых значений (7,4–74 мБк/(м$^2$·с)), но на отдельных участках его концентрация увеличивается, так например в районе термальных источников – с. Орукту – 24,24 мБк/(м$^2$·с), с. Бар-Булак– 28,48 мБк/(м$^2$·с), Биологической станции – 30,61 мБк/(м$^2$·с).

### Содержание радионуклидов в воде

Согласно исследований В.В. Ковальского (1968), воды рек Иссык-Кульской котловины в значительно большей степени обогащены ураном. Количество урана в водах рек – Тон, Ак-Суу составляет $5{,}6\cdot10^{-6}$ г/л. По данным И.С.Старика (1968), содержание элемента в реке Джергалан колеблется, в зависимости от времени года и места отбора, от $2{,}8\cdot10^{-6}$ до $1\cdot10^{-5}$ г/л. Среднее содержание $^{238}$U в морской воде составляет $3\cdot10^{-6}$г/л (0,1 Бк/кг) [8]. В таблице 4 показаны результаты анализов естественных радионуклидов в воде рек притоков и озера Иссык-Куль. Как видно из данных, содержание общего урана в озерной воде на порядок выше, чем в речной и среднего содержания в морской воде.

По нормам радиационной безопасности (НРБ-99) уровни вмешательства (УВ) радионуклидов в питьевой воде по $^{238}$U составляет 3,1 Бк/кг, по $^{234}$U – 2,9 Бк/кг.

Содержание радона в озере в среднем на одном уровне и колеблется от 1,34 до 3,31 Бк/л, при этом в рай-

*Таблица 4. Естественные радионуклиды в воде рек притоков и оз. Иссык-Куль*

| Место отбора пробы | U (общий) Бк/л | Сумм.альфа-актив. Бк/л | $^{226}$Ra Бк/л |
|---|---|---|---|
| оз. Иссык-Куль, пос. Кара-Ой | 1,79±0,18 | 1,80 | 0,013 |
| р. Булан-Сегету | 0,09±0,01 | 0,10 | 0,002 |
| р. Кичи-Ак-Суу | 0,17±0,02 | 0,20 | 0,009 |
| р. Туп | 0,23±0,02 | 0,23 | 0,016 |
| р. Каракол | 0,21±0,02 | 0,25 | 0,005 |
| Оз. Иссык-Куль, пос. Ак-Терек | 0,56±0,06 | 0,60 | 0,02 |

оне термальных источников прибрежной зоны его уровень в среднем в два раза больше по сравнению с другими участками озера. Например, с. Орукту (горячий источник) – 3,31 Бк/л; с. Бар-Булак (горячий источник) – 2,57 Бк/л (табл. 5). В целом содержание радона в воде варьирует в пределах фоновых значений и ниже установленных норм.

В недалеком прошлом (конец 40-х гг. XX в.) Кыргызстан являлся крупнейшим производителем окиси урана для оборонной промышленности СССР. В республике работали ряд предприятий по добыче и переработки уранового сырья: Майлуу-Суу, Шакафтар, Мин-Куш, Ак-Тюз и Каджи-Сай. Каджи-Сайский горнорудный комбинат министерства среднего машиностроения СССР по переработке урановой руды функционировал с 1948 по 1969 гг., в последствие он был преобразован в электротехнический завод [1–4, 10–12]. В хвостохранилище объемом 400 тыс. м$^3$ была заложена смесь отходов обогатительной фабрики, угольной золы от бывшей теплоэлектростанции, пустой горной породы и остатков процесса переработки угольной золы, из которой извлекался уран.

На поверхности золоотвала и хвостохранилища мощность экспозиционной дозы (МЭД) гама-излучения варьирует в пределе 30–60 мкР/ч, в местах разрушения защитного покрытия хвостохранилища, на территории бывшей промышленной зоны, складирования золы бурых углей, участках бывшего экстракционного производства МЭД достигает до 1500 мкР/ч. В настоящее время территория хвостохранилища и промплощадки не охраняется, постоянные мониторинговые работы не проводятся, поскольку не обеспечены соответствующим финансированием. Дополнительную опасность создают местные жители близлежащих поселков, раскапывающие данную территорию в поисках цветных и черных металлов для несанкционированной продажи.

*Таблица 5. Уровень концентрации радона в воде озера и некоторых горячих источниках*

| № | Место отбора | Бк/л |
|---|---|---|
| 1 | г. Балыкчи северо–восток до 10 м от берега | 1,35 |
| 2 | г. Чолпон-Ата (Биостанция) артез. вода | 2,06 |
| 3 | г. Чолпон-Ата до 5 м от берега | 1,66 |
| 4 | с. Григоревка до 10 м от берега | 1,82 |
| 5 | с. Орукту до 10 м от берега | 2,52 |
| 6 | с. Орукту (горячий источник) | 3,31 |
| 7 | с. Тупский залив устья реки до 2 м от берега | 1,62 |
| 8 | с. Ак-Терек до 10 от берега | 1,88 |
| 9 | с. Жениш до 10 м от берега | 1,80 |
| 10 | с. Барскоон до 5 м от берега | 1,87 |
| 11 | с. Каджы-Сай до 5 м от берега (ниже хвоста) | 1,34 |
| 12 | с. Бар-Булак (горячий источник) | 2,57 |

Результаты гамма-спектрометрического анализа по определению удельной активности радионуклидов в пробах поверхностного слоя грунта (0–10 см) Каджи-Сайского хвостохранилища представлены в таблице 6. Как видно из данных, высокое содержание урана (3736 Бк/кг), очень много $^{226}$Ra (3800 Бк/кг). Повышено содержания тория $^{228}$Ac (97,7 Бк/кг), кларк в почве – 24,6 Бк/кг, для осадочных пород – 45 Бк/кг, кларк концентрации тория в пробах составил (Кк-3,97). Повышено содержание $^{40}$K (890 Бк/кг), кларк для почвы – 370 Бк/кг, кларк концентрации $^{40}$K составил (Кк-2,4). Низкая активность искусственного радионуклида $^{137}$Cs (2,1 Бк/кг), что является обычным для горной местности. Установлено аккумулирование $^{238}$U на отдельных участках в грунте района промплощадки – 3152 Бк/кг, в золе из цеха ТЭС (2438 Бк/кг) и отстойнике №1 (2338 Бк/кг).

В рамках межгосударственной целевой программы “Рекультивация территорий государств – членов ЕврАзЭС, подвергшихся воздействию уранодобывающих производств”. Стоимость программы – 38,5 млн долл. Срок реализации 2013–2018 гг. В том числе: Кыргызской Республике – 16 млн долл. США. В этом году разработана программа по реабилитации урановых хвостохранилищ Кыргызстана.

## Заключение

1. Мощность экспозиционной дозы радиационного фона по гамма-излучению на территории Прииссыккулья не превышает предельно допустимых уровней, за исключением локальных участков, имеющих природный и техногенный характер:
   – К малым участкам с повышенным естественным радиационным фоном относятся: береговые зоны пляжей с. Жениш и с. Ак-Терек расположенные на южном берегу озера Иссык-Куль.

*Таблица 6. Удельная активность радионуклидов в поверхностном слое грунта хвостохранилища (Бк/кг)*

| $^{238}$U | $^{226}$Ra | $^{214}$Pb | $^{214}$Bi | $^{210}$Pb | $^{228}$Ac | $^{224}$Ra |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 3736±9,2 | 3789,6±2 | 2946,1±7 | 2675,8±6 | 3337,2±16 | 97,7±2,0 | 146,2±12,1 |
| $^{212}$Pb | $^{212}$Bi | $^{208}$Tl | $^{235}$U | $^{227}$Th | $^{40}$K | $^{137}$Cs |
| 109,4±1,0 | 87,4±5,5 | 97,9±1,9 | 39,5±0,9 | 162,9±2,9 | 890±11 | 2,1±0,4 |

– К техногенным участкам -хвостохранилище с радиоактивными отходами в районе с. Каджи-Сай.

2. В пробах поверхностного слоя грунта (0–10 см) Каджи-Сайского хвостохранилища обнаружены высокие содержание урана (3736 Бк/кг) и $^{226}$Ra (3800 Бк/кг).
3. Содержание урана и радона в воде оз. Иссык-Куль варьирует в пределах фоновых значений и ниже установленных норм. В районе термальных источников прибрежной зоны содержание радионуклидов в среднем в два раза больше по сравнению с другими участками озера.

***Литература***


1. *Айтматов И.Т., Торгоев И.А., Алешин Ю.Г. Геоэкологические проблемы в горнопромышленном комплексе Кыргызстана // Наука и новые технологии. – 1997. – № 1. – С. 81–95.*
2. *Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана / Ю.Г. Быковченко, Э.И. Быкова, Т.Б. Белеков и др. – Бишкек, 2005. – 169 с.*
3. *Дженбаев Б.М., Мурсалиев А.М. Биогеохимия природных и техногенных экосистем Кыргызстана. – Бишкек : Илим, 2012. – 404 с.*
4. *Дженбаев Б.М., Калдыбаев Б.К., Жолболдиев Б.Т. Радиобиогеохимическая оценка современного состояния биосферной территории Иссык-Куль // Мат. межд. конф. "Современные проблемы геоэкологии и сохранения биоразнообразия". – Бишкек, 2009. – С. 77–81.*
5. *Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины / В.В. Ковальский, И.Е. Воротницкая, В.С. Лекарев и др. // Труды Биогеохимической лаборатории. – М. : Наука, 1968. – Т. 12. – С. 25–53.*
6. *Ковальский В.В. Геохимическая экология. – М. : Наука, 1974. – 300 с.*
7. *Мамытов А.М. Почвенные ресурсы и вопросы земельного кадастра Кыргызской Республики. – Бишкек : Кыргызстан, 1996. – 240 с.*
8. *Матыченков В.Е., Тузова Е.В. Устойчивость изотопного состава урана в водах Иссык-кульского бассейна // Изучение гидродинамики оз. Иссык-Куль с использованием изотопных методов. Ч.1. – Бишкек, 2005. – С. 133–137.*
9. *Султанбаев А.С. Сельскохозяйственные аспекты биогеохимии и радиоэкологии урана в горных ландшафтах Киргизской ССР : автореф. дис. … докт. биол. наук. – Обнинск, 1982. – 43 с.*
10. *Торгоев И.А, Алешин Ю.Г. Геоэкология и отходы горнопромышленного комплекса Кыргызстана. – Бишкек : Илим, 2009. – 240 с.*
11. *Карпачев Б.М., Менг С.В. Радиационно-экологические исследования в Кыргызстане. – Бишкек, 2000. – 56 с.*
12. *The biogeochemistry of uranium in natural-technogenic provinces of the Issik-Kul / B.M. Djenbaev, A.B. Shamshiev, B.T. Jolboldiev et al. // Uranium, Mining and Hydrogeology. – German, Freiberg, 2008. – P. 673–680.*


# ГЕОХИМИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В СОЛЕНЫХ ОЗЕРАХ ИШИМСКОЙ СТЕПИ (СЕВЕРНЫЙ КАЗАХСТАН)


А.В. Карпов[1], А.Г. Владимиров[1,2], Л.И. Разворотнева[1], С.К. Кривоногов[1], И.В. Николаева[1], Е.Н. Мороз[1]

[1]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия
[2]Томский государственный университет, Томск, Россия


# GEOCHEMICAL MODEL OF BEHAVIOR OF RADIOACTIVE ELEMENTS IN THE SALT LAKES OF THE ISHIM STEPPE (NORTH KAZAKHSTAN)


A.V. Karpov[1], A.G. Vladimiro[1,2], L.I. Razvorotneva[1], S.K. Krivonogov[1], I.V. Nikolaeva[1], E.N. Moroz[1]

[1]Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia
[2]Tomsk State University, Tomsk, Russia



Настоящая работа посвящена определению химического и минерального состава донных отложений соленых озер Ишимской степи, определению содержаний и форм нахождения урана в донных отложениях для оценки их урановосности и экологической безопасности. Исследование донных отложений позволяет получить новую индикаторную информацию о динамике изменения окружающей среды, а также определять механизмы концентрирования и перераспределения радиоактивных элементов и тяжелых металлов, которые с одной стороны являются ценными рудными компонентами, а с другой – элементами-токсикантами по отношению к окружающей среде [2].


Ишимская степь занимает большую часть Ишим-Тобольского и Ишим-Иртышского междуречий и протягивается на 400 км с запада на восток, на 350 км с юга на север. Характерным для равнины является слабая расчлененность поверхности, практически полное отсутствие местной сети долин и обилие замкнутых депрессий, занятых солеными озерами. Равнина слабо наклонена на север и восток. Ее южная часть имеет отметки 160–170 м, центральная 140–150 м, а северная и восточная – 130 м [6].

Специфика Ишимской степи связана с тем, что эта территория непосредственно прилегает к Северо-Ка-

захстанской урановорудной провинции, что предполагает выщелачивание урана и других тяжелых металлов из горных пород и руд в соленые озера поверхностными и подземными водами. Особый интерес в этом отношении вызывает урановое месторождение Семизбай, примыкающее к границе уступа между Северо-Казахстанским мелкосопочником и Ишимской степью. Это месторождение имеет осадочный генезис и представляет собой ореол накопления урана в карбонатно-песчаниковых толщах юрско-мелового возраста. Урановые руды месторождения Семизбай представлены рыхлым и слабоцементированным песчаниковым материалом, иногда с карбонатным цементом. Рудная минерализация представлена оксидами урана и коффинитом $(U,Th)(SiO_4)_{1-x}(OH)_{4x}$. Повышенные концентрации урана наблюдаются на поверхностях обломков обеленных песчаников, в частичках углифицированного растительного детрита и катунах красных глин. Эти накопления урана весьма благоприятны для выщелачивания, что подтверждено экспериментальными исследованиями [4].

Озера Ишимской степи приурочены к изолированным впадинам, они являются бессточными и различаются по морфологии котловин, площади водосборов и характеру питания. Основное питание этих озер – атмосферные осадки, формирующие поверхностный сток в виде небольших рек и овражно-балочной сети. Озера с большей площадью водосбора – слабосоленые (оз. Селетытениз, оз. Улькен-Карой), а озера с меньшим водосбором – сильносоленые (оз. Жалаулы, оз. Кызылкак, оз. Теке, оз. Киши-Карой, оз. Калибек). На дне озер накапливаются глинисто-песчаные отложения, преимущественно являющиеся продуктами размыва берегов. Вместе с тем, значительную часть донных отложений составляют аутигенные минералы, выпадающие из пересыщенных солями озерных вод. Озерные ванны заполнены осадками, благодаря чему озера имеют незначительные глубины.

Установлено, что для большинства озер характерно преобладание хлоридного натриевого (оз. Калибек), натриево-магниевого (оз. Киши-Карой, оз. Теке, оз. Кызылкак) или магниево-натриевого (оз. Жалаулы) гидрогеохимических типов с общей соленостью более 300 г/л. Значение pH варьируется от 6,0 до 7,0, что отражается также в присутствии в водах $CO_2$ до 350 мг/л. Содержание гидрокарбонат-иона в озерах незначительно (от 0,08 до 1,5 г/л), в то время как содержания хлорид-иона и сульфат-иона могут достигать 205 и 75 г/л, соответственно. Среди катионов доминирует натрий (до 97, среднее – 83 г/л), редко магний (56, среднее – 32 г/л). Кальций в водах озерах обнаружен в концентрациях не выше 50 мг/л, за исключением оз. Калибек, в котором его содержание достигает 3,7 г/л.

По уровню накопления радиоактивных элементов (U = 0,78–3,3 г/т, Th = 1,2–8,1 донные осадки озер Ишимской степи близки к донным осадкам озер Алтайского края ($U_{ср}$ = 2,5 г/т, $Th_{ср}$ = 7,4 г/т), Республики Алтай ($U_{ср}$ = 2,6 г/т, $Th_{ср}$ = 6,3 г/т), Новосибирской области ($U_{ср}$ = 3,5 г/т, $Th_{ср}$ = 7,1 г/т) [5] и бессточных озер Томской области ($U_{ср}$ = 3,5 г/т, $Th_{ср}$ = 7,1 г/т) [1]. Поведение урана в системе “вода – донные отложения” носит обратный характер. Были обнаружены положительные корреляции между содержанием урана в приповерхностных донных отложениях и содержанием V, Co и $\sum Fe_2O_3$ (рис. 1). Обратная корреляция содержания урана с содержа-

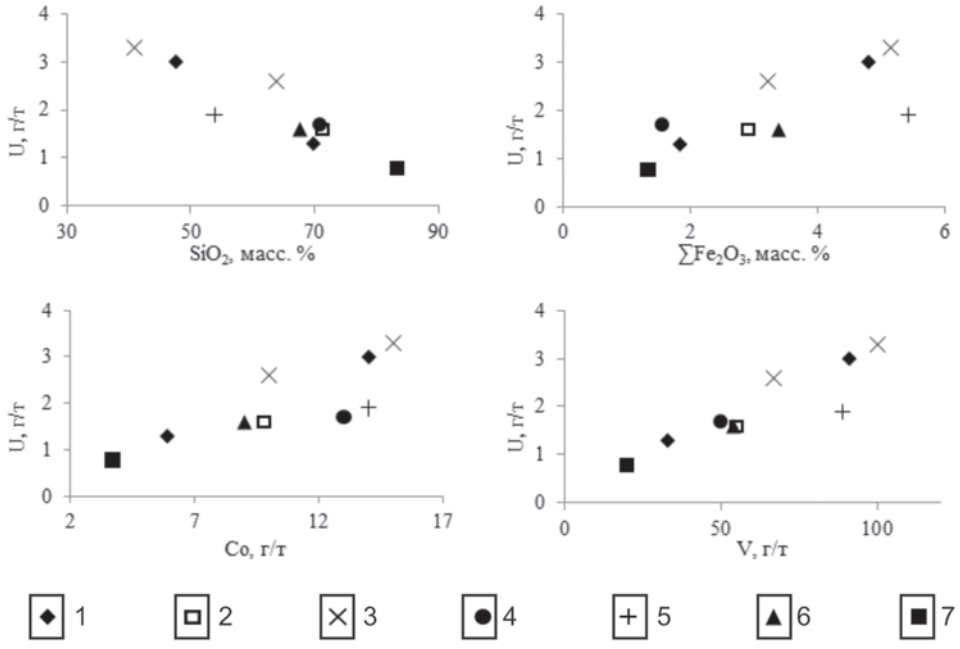



***Рис. 1.*** *Корреляция урана с петрогенными оксидами и тяжелыми металлами в донных отложениях озер Ишимской степи (Северный Казахстан). Условные обозначения: 1 – оз. Калибек, 2 – оз. Киши-Карой, 3 – оз. Улькен-Карой, 4 – оз. Теке, 5 – оз. Селетытениз, 6 – оз. Кызылкак, 7 – оз. Жалаулы*

нием $SiO_2$ согласуется с солевой дефляцией озер, которая вызывает вынос органической и глинистой фракции, что приводит к опесчаниванию приповерхностного слоя донных отложений и их обеднению ураном и тяжелыми металлами.

Доминирующим механизмом связывания урана донными осадками является взаимодействие растворенной в воде формы шестивалентного урана (уранила) с гидроксидными формами железа (III). Взвесь гидроксидов железа переводит $UO_2^{2+}$ из раствора в твердую фазу за счет высокой сорбционной способности. При этом происходит образование поверхностных комплексов по схеме:

$$-FeOH + UO_2^{2+} \rightarrow -FeOHUO_2^{2+}$$
$$-FeOH + UO_2^{2+} + H_2O \rightarrow -FeOHUO_3 + 2H^+.$$

Присутствие железа в озерных осадках усиливает их сорбционный потенциал, однако, процесс сильно зависит от pH водной фазы. Экспериментально показано, что оптимальным является диапазон pH 5,5–8,2, в который входят показатели pH исследуемых озер. Органические формы осадков изученных озер также могут осаждать растворенный уран. Основными компонентами органической составляющей донных осадков, обладающими сорбционными свойствами в отношении урана, являются гуминовые вещества. Эти результаты согласуются с экспериментальными данными по высокой сорбции урана железосодержащими минеральными фазами как в природных озерно-болотных системах [7], так и в техногенных урановых хвостохранилищах [3].

## Выводы

1. Проведенные исследования показали, что соленые озера бессточных котловин Ишимской степи обладают высокой минерализацией (TDS = 314–370 г/л) и представлены хлоридно-натриевым и натриево-магниевыми гидрохимическими типами, для которых характерны низкие содержания урана (1,5–9,5 мкг/л). Содержания радиоактивных элементов в донных осадках (U = 0,78–3,3 г/т, Th = 1,2–8,1 г/т, Th/U = 1,5–4,7) не превышают фоновый уровень для бессточных водоемов Западной Сибири.
2. Главным фактором перераспределения урана в замкнутых озерных котловинах Ишимской степи являются процессы интенсивной солевой дефляции, вызывающей опесчанивание озер и, как следствие, – обеднение ураном приповерхностного слоя донных отложений.
3. Корреляция между гидроксидными формами связывания урана в донных озерных отложениях Ишимской степи и коффинитовым составом месторождения Семизбай (наиболее вероятного источника урана) позволяет рассматривать эту провинцию как перспективную на обнаружение урановых гидроминеральных месторождений в глубинных разрезах донных отложений, которые не были подвержены экзогенному выветриванию.

*Исследование выполнено в рамках программы НИР подготовки аспирантов института геологии и минералогии СО РАН, программы повышения конкурентоспособности Томского государственного университета, а также при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект №15-17-10003).*

***Литература***

1. *Иванов А.Ю. Уран и торий в донных отложениях непроточных водоемов юга Томской области // Геоэкология. Известия Томского политехнического университета. – 2011. – Т. 318, № 1. – С. 159–165.*
2. *Гидрогеохимия и геохимическая типизация соленых озер степной части Алтайского края / М.Н. Колпакова, С.В. Борзенко, В.П. Исупов и др. // Вода: химия и экология. –2015. – №1. – С. 18–23.*
3. *Сорбция урана на геохимических барьерах на основе торфов разного генезиса / Л.И. Разворотнева, А.Е. Богуславский, В.П. Ковалев и др. // Экология промышленного производства. – 2007. – № 3. – С. 33–37.*
4. *Выбор способа подземно-скважинного выщелачивания урана на месторождении Семизбай / Г.А. Садырбаева, К.А. Мырзабек, Е.Е. Жатканбаев и др. // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2011. – № 11. – С. 216–222.*
5. *Закономерности распределения радионуклидов и редкоземельных элементов в донных отложениях озер Сибири / В.Д. Страховенко, Б.Л. Щербов, И.Н. Маликова и др. // География и геофизика. – 2010. – Т. 51, № 11. – С. 1501–1514.*
6. *Твалчрелидзе Г.А. Государственная геологическая карта СССР масштаба 1:1000000. Объяснительная записка. – М. : Госгеолтехиздат, 1962. – 265 с.*
7. *Idiz E.F., Carlisle D., Kaplan I.R. Interaction between organic matter and trace metals in uranium rich bog // Applied Geochemistry. – 1986. – Vol. 1. – P. 573–590.*

# ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ CS-137 В РАЗЛИЧНЫХ ТИПАХ ПОЧВ В ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОНУКЛИДАМИ ЛЕСАХ ЮГО-ЗАПАДА БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ

А.Д. Карпов[1], А.Д. Русских[1, 2], А.И. Радин[1], А.Н. Раздайводин[1]

[1]ФБУ ВНИИЛМ, Пушкино, Московская обл.
[2]Московский государственный университет М.В. Ломоносова

# VERTICAL DISTRIBUTION OF $^{137}$CS IN DIFFERENT TYPES OF SOIL IN CONTAMINATED BY RADIONUCLIDES FORESTS OF THE SOUTHWEST OF THE BRYANSK REGION

A.D. Karpov[1], A.D. Russkih[1, 2], A.I. Radin[1], A.N. Razdaivodin[1]

[1]All-Russian Research Institute of Silviculture and Mechanization of Forestry, Pushkino, Moscow region, Russia
[2]Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia

В данной работе проведено сравнение распределения $^{137}$Cs в почвенном профиле трех сходных по типу леса участков, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. Распределение $^{137}$Cs на всех участках имеет общий характер с небольшими индивидуальными отличиями.

In this paper compared the distribution of $^{137}$Cs in the soil profile in the three forest plots. Forest types in these plots are similar. These plots are located in the zone of radioactive contamination from the Chernobyl accident. 137Cs distribution in all three plots is the same with some individual differences.

## Введение

Распределение радиоактивного изотопа цезия-137 ($^{137}$Cs) в почвенном профиле во многом определяет его биологическую доступность, накопление в растениях, а также радиационную обстановку в лесных экосистемах. Вертикальная миграция радионуклидов в почвах лесов, подвергшихся радиоактивному загрязнению, как в пределах отдельных биогеоценозов, так и всей территории неодинакова, что обусловлено различной интенсивностью протекания процессов, определяющих перемещение выпадений в глубь почвенного профиля. В данной работе описаны сходства и различия распределения техногенного радионуклида $^{137}$Cs в почвенном профиле трех исследуемых участков, подвергшихся загрязнению в следствии аварии на Чернобыльской АЭС.

## Объекты и методы

В качестве объектов исследования выступили три площадки (участок-1, участок-2, участок-3), расположенные в зоне радиоактивного загрязнения в результате аварии на ЧАЭС. Участки находятся в юго-западной части Брянской области и входят в состав сети радиационного мониторинга лесов Союзного государства России и Белоруссии. Отбор образцов для исследования проходил в июле 2015 г. По плотности загрязнения почвы $^{137}$Cs участки относятся к зоне проживания с правом на отселение [3]. Плотность загрязнения участка-1 на момент отбора составила: 355 кБк/м$^2$, для участка-2: 226 кБк/м$^2$, для участка-3: 289 кБк/м$^2$. Для сравнительного исследования данные площадки отбирались по лесотипологическому сходству: участок-1 и участок-2 относятся к типу сосняка зеленомошника, а участок-3 является сосняком чернично-зеленомошником. Отбор образцов почвы из почвенного разреза на каждом участке проводился послойно на площади 10х10 см. С поверхности и до глубины 25 см отбирались слои по 1 см; с 25 до 50 см – по 5 см; а от 50 до 150 см – по 10 см. На первом участке разрезом вскрыта дерново-подзолистая почва, а на втором и третьем – серая лесная (табл. 1) [1].

Отобранные образца почвы просушивались и тщательно перемешивались в лабораторных условиях. Содержание $^{137}$Cs в образцах почвы измерялось на полупроводниковом HPGe-детекторе производства компании BSI (Латвия) с использованием анализаторного блока НПЦ “Аспект” (Россия), а также программного обеспечения SpectraLineGP, ООО “ЛСРМ” (Россия).

## Результаты и обсуждения

По результатам определения удельной активности $^{137}$Cs в послойных образцах почвы было рассчитано его абсолютное содержание в вертикальном профиле, после чего было посчитано процентное распределение валового содержания $^{137}$Cs в почвенном профиле на трех исследуемых участках (рис. 1–3). Центры запаса рассчитаны с учетом подстилки и находятся на глубине 4–5 см на участке-1; 6–7 см – на участке-2; и 5–6 см – на участке-3. Более глубокое залегание центра запаса на первом и втором участках связано с процессами почвообразования. Оба участка характеризуются серыми лесными почвами, в которых наблюдается процесс лессиважа. Это означает, что радионуклиды в профиле перемещаются не только в миграционно-подвижных формах, как в подзолистой почве (участок-1), но и в составе частиц радиоактивного выпадения без их разрушения в составе илистой фракции.

Хвойные биогеоценозы с выраженным моховым покровом характеризуются высокой удерживающей способностью лесной подстилки [2]. Это обусловлено спецификой процессов почвообразования в данных условиях. Опад хвойных пород имеет небольшую скорость трансформации и интенсивность потоков образующихся растворимых органических веществ (по сравнению с лиственными лесами). Кроме того, в биогеоценозах с хорошо выраженным моховым покровом лесная подстилка характеризуется высокой удерживающей спо-

*Таблица 1. Почвенные горизонты, индекс и мощность, см*

<table>
<tr><td></td><td colspan="2">Участок 1:<br>Дерново-подзолистая, контактно-глубоко-глееватая, глубоко-подзолистая на флювиогляциальных отложениях</td><td colspan="2">Участок 2:<br>Серая лесная маломощная (по мощности гумусового горизонта) на флювиогляциальных отложениях</td><td colspan="2">Участок 3:<br>Серая лесная контактно-луговатая маломощная (по мощности гумусового горизонта) на флювиогляциальных отложениях</td></tr>
<tr><td rowspan="3">10</td><td rowspan="3">$A_0$ (0-3)</td><td>$O_1$ (0-1)</td><td rowspan="3">$A_0$ (0-4)</td><td>$O_1$ (0-2)</td><td rowspan="3">$A_0$ (0-5)</td><td>$O_1$ (0-2)</td></tr>
<tr><td>$O_2$ (1-2)</td><td>$O_2$ (2-3)</td><td>$O_2$ (2-3)</td></tr>
<tr><td>$O_3$ (2-3)</td><td>$O_3$ (3-4)</td><td>$O_3$ (3-5)</td></tr>
<tr><td>20</td><td colspan="2" rowspan="2">$A_1$ (3-25)</td><td colspan="2">$A_1$ (4-20)</td><td colspan="2">$A_1$ (5-18)</td></tr>
<tr><td>30</td><td colspan="2" rowspan="2">$BA_2$ (20-36)</td><td colspan="2" rowspan="3">B (18-45)</td></tr>
<tr><td>40</td><td colspan="2" rowspan="5">BC (36-80)</td></tr>
<tr><td>50</td><td colspan="2" rowspan="4">$BC_1$ (45-75)</td></tr>
<tr><td>60</td><td colspan="2" rowspan="4">$A_2$ (25-98)</td></tr>
<tr><td>70</td></tr>
<tr><td>80</td><td colspan="2" rowspan="4">$BC_2$ (75-105)</td></tr>
<tr><td>90</td><td colspan="2" rowspan="6">C (80-155)</td></tr>
<tr><td>100</td></tr>
<tr><td>110</td><td colspan="2" rowspan="2">B (98-120)</td></tr>
<tr><td>120</td><td colspan="2" rowspan="3">C (105-138)</td></tr>
<tr><td>130</td><td colspan="2" rowspan="5">$BC_g$ (120-165)</td></tr>
<tr><td>140</td></tr>
<tr><td>150</td><td colspan="2" rowspan="3">$C_g$ (138-155)</td></tr>
<tr><td>160</td><td colspan="2" rowspan="2"></td></tr>
<tr><td>170</td></tr>
</table>

собностью за счет того, что мхи являются аккумуляторами радионуклидов и препятствуют их миграции в ландшафте. Содержание $^{137}$Cs в подстилке изучаемых участков составляет: для первого участка – 21,3%, для второго – 28,4%, для третьего – 45,8% от валового содержания в почвенном профиле. Выявленные различия вероятнее всего связаны с варьированием величин мощности подстилки.

Распределение $^{137}$Cs в подстилке на первом и третьем участках соответствует результатам ранее проводимых исследований распределения радионуклидов в лесной почве [4]. В листовом подгоризонте $O_1$ содержание $^{137}$Cs не превышает 3%, что является результатом самоочищения верхнего слоя подстилки за счет поступления относительно более чистого растительного опада. В ферментативном слое $O_2$ уровень содержания $^{137}$Cs выше, чем в $O_1$, наибольшая аккумуляция происходит в гумифицированном слое $O_3$. На участке-2 распределение цезия в подстилке отличается, что вероятнее всего связано с перемешиванием верхнего слоя почвы.

Общей закономерностью профильного распределения $^{137}$Cs в почвах автоморфных ландшафтов является аккумуляция основной его части в верхнем 1–2-сантиметровом подподстилочном слое [4], что находит подтверждение в полученных результатах. Ниже указанной толщи содержание радионуклида резко снижается и не превышает 1% от валового содержания ниже 15 см на участке-1; 21 см – на участке-2; и 14 см – на участке-3.

Общий характер распределения $^{137}$Cs в разрезе на

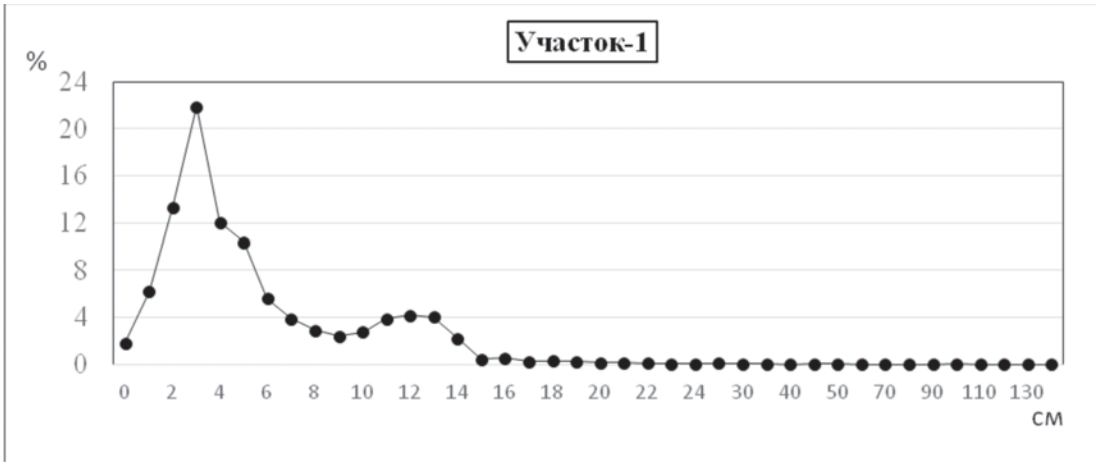



***Рис. 1.*** *Вертикальное распределение $^{137}Cs$ в почвенном профиле на участке-1*

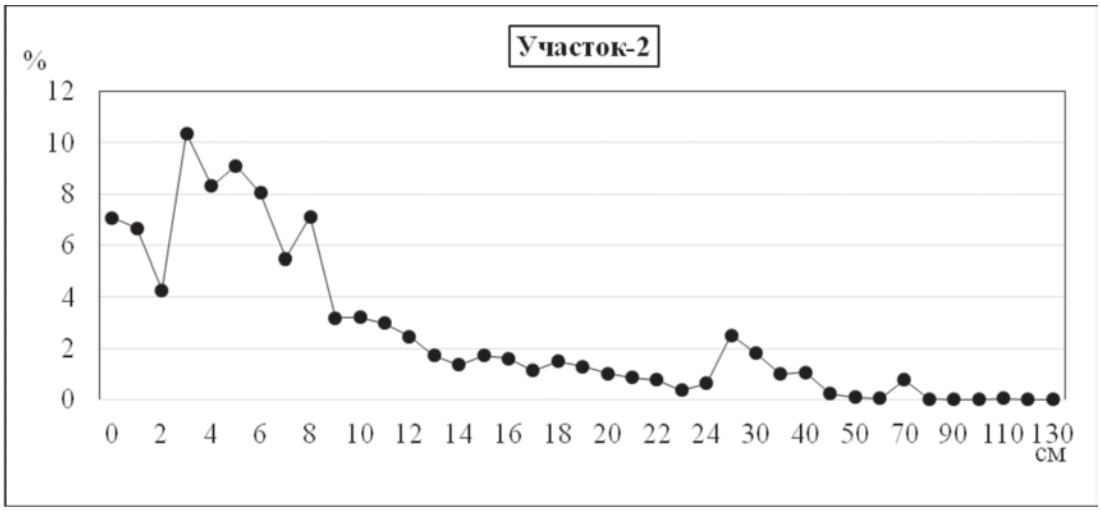



***Рис. 2.*** *Вертикальное распределение $^{137}Cs$ в почвенном профиле на участке-2*

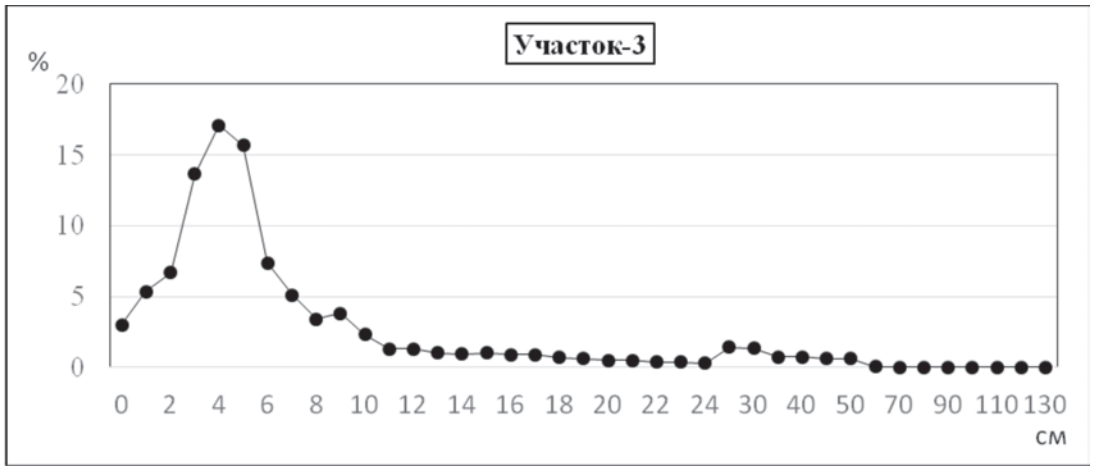



***Рис. 3.*** *Вертикальное распределение $^{137}Cs$ в почвенном профиле на участке-3*

всех участках не имеет сильных различий. Исключение составляет относительно высокое содержание $^{137}Cs$ на глубине 15–20 см в гумусовом горизонте на участке-1. Причиной этого вероятно служит биогенная миграция, т.е. влияние процессов жизнедеятельности почвенной биоты.

**Выводы**

Через 30 лет после выпадений (в отдаленный период после аварии) основное содержание (99%) $^{137}Cs$ приходится на верхние слои почвы – подстилку и гумусовый горизонт на глубине до 15–21 см. Распределение $^{137}Cs$ в подстилочных подгоризонтах соответствует ранее исследуемым представлениям на первом и третьем участках: листовой слой $O_1$ содержит не более 3% радионуклида и является наиболее чистым, ферментативный слой $O_2$ является переходным к гумифицированному слою $O_3$, где происходит аккумуляция радионуклида в подстилке. Соблюдается общая закономерность профильного распределения $^{137}Cs$ в подподстилочном слое - аккумуляция основной части радионуклида в верхней 1–2 см толще. Явных различий в характере распределения $^{137}Cs$ в разрезе при сходном типе лесной растительности в зависимости от типа почв не выявлено.

***Литература***


1. *Классификация и диагностика почв СССР. – М. : Колос, 1977. – 221 с.*
2. *Марадудин И.И., Жуков Е.А., Раздайводин А.Н. Радиоэкологическое районирование лесов, загрязненных радионуклидами // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, № 4. – С. 502–509.*
3. *Раздайводин А.Н., Марадудин И.И. Современные аспекты радиационной безопасности в лесах Российской Федерации // ВНИИЛМ - 80 лет научных исследований : сб. статей, посвящ. 80-летию ВНИИЛМ. – М. : ВНИИЛМ. – С. 167–179.*
4. *Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М. : Наука, 2000. – 268 с.*


# МЕХАНОХИМИЧЕСКИЙ МЕТОД СИНТЕЗА ЖЕЛЕЗОСОДЕРЖАЩИХ СОРБЕНТОВ НА ОСНОВЕ СЛОИСТЫХ ДВОЙНЫХ ГИДРОКСИДОВ, ПРЕДНАЗНАЧЕННЫХ ДЛЯ УДАЛЕНИЯ СОЕДИНЕНИЙ ТОКСИЧНЫХ И РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ИЗ ВОДНЫХ СРЕД

А.И. Катунина, В.П. Исупов, С.С. Шацкая

Институт химии твердого тела и механохимии СО РАН, Новосибирск, Россия, anya_katunina@mail.ru

# MECHANOCHEMICAL METHOD OF SYNTHESIS OF IRON-CONTAINING SORBENTS BASED ON LAYERED DOUBLE HYDROXIDES FOR REMOVING TOXIC COMPOUNDS AND RADIOACTIVE ELEMENTS FROM AQUEOUS MEDIA

A.I. Katunina, V.P. Isupov, S.S. Shatskaya

Institute of Solid State Chemistry and Mechanochemistry SB RAS, Novosibirsk, Russia

It was shown that the mechanical treatment of a mixture of magnesium hydroxide and ferric chloride in a ball mill, results in products containing iron oxide hydroxide in the form akagenita and Mg-Fe layered double hydroxide. It is observed that increasing the magnesium content in the starting mixture increases containment of Mg-Fe LDH in reaction products. The resulting material of interest as a sorbent for the radioactive and toxic elements.

**Актуальность**

К наиболее опасным компонентам природных и техногенных вод относятся радиоактивные элементы. Масштабность задач по ликвидации загрязнения окружающей среды требует адекватных усилий по разработке новых перспективных сорбирующих материалов и способов их применения. Одним из таких способов является создания искусственных геохимических барьеров на основе высокоэффективных сорбентов.

В качестве таких сорбционных материалов могут выступать железосодержащие сорбенты, имеющие в структуре группировки Fe-OH, в том числе слоистые двойные гидроксиды (СДГ) и оксиды-гидроксиды железа, обладающие высокой анионообменной емкостью и высоким сродством к токсичным и радиоактивным элементам [1–4].

Наиболее распространенным методом синтеза СДГ является метод соосаждения, который заключается в совместном осаждении катионов $M^{2+}$ и $M^{3+}$ из растворов солей щелочным реагентом по реакции:

$$(1-x)\,M^{2+} + xM^{3+} + 2OH^- + (x/n)A^{n-} + mH_2O \text{ '! } [M^{2+}_{1-x}\,M^{3+}_{x}(OH)_2][(A^{n-})_{x/n}\,x\,mH_2O]\downarrow.$$

В качестве щелочного реагента могут выступать гидроксиды щелочных металлов и аммония, карбонаты металлов, мочевина. Однако эти методы обладают своими недостатками: плохой окристаллизованностью продуктов, загрязненностью побочными реагентами, использованием больших объемов воды и растворов. Кроме того, образующийся осадок СДГ плохо фильтруется, что существенно затрудняет процесс синтеза материа-

ла. Поэтому представляют интерес другие методы синтеза, в частности, механохимический метод синтеза СДГ, основанный на механической обработке смеси реагентов, находящихся частично или полностью в твердом состоянии [5,6].

*Целью настоящей работы* явилось изучение возможности синтеза железосодержащего сорбента на основе Mg-Fe СДГ при механической обработке смеси, содержащей гидроксид магния и хлорное железо.

## Экспериментальная часть

В работе использовали кристаллический гидроксид магния квалификации “ч” (ТУ 6-09-3759-89) и 30% водный раствор хлорида железа (III) квалификации “ч” (ГОСТ 4147-74). В ряде экспериментов использовали гидроксид магния, предварительно диспергированный в воде. Диспергирование брусита осуществляли в воде, в лабораторной шаровой мельнице, в керамическом барабане с керамическими шарами массой 500 г. Механическую обработку смеси, содержащую гидроксид магния и водный раствор хлорида железа (III) в необходимом соотношении, проводили в лабораторной шаровой мельнице на воздухе, в керамическом барабане вместимостью 500 мл в течение одного часа. Для активации использовали керамические шары диаметром от 10 до 30 мм с общей массой 500 г. После активации полученную смесь отмывали дистиллированной водой объемом 150 мл, фильтровали на воронке Бюхнера и высушивали 24 ч при комнатной температуре.

Твердые образцы исследовали методами РФА, ИК – спектроскопии и термического анализа. Рентгенограммы регистрировали на дифрактометре D8 Advance с использованием $CuK_\alpha$ излучения, диапазон съемки 2Θ=5–70˚ со скоростью 2 ˚/мин. ИК-спектры снимали на спектрометре “Инфралюм-801” (Россия) в таблетках KBr. Термический анализ осуществляли с использованием модифицированного варианта дериватографа системы Паулик, нагрев образцов массой 200 мг проводили на воздухе в корундовых тиглях в температурном интервале 10÷800 ˚С, со скоростью 10 ˚/мин. Удельную поверхность оценивали хроматографическим методом по десорбции аргона с использованием стандартного образца Института катализа СО РАН. Распределение частиц по размерам измеряли на лазерном анализаторе дисперсности частиц “Микросайзер-201А”; в качестве дисперсионной среды использовали дистиллированную воду.

## Результаты и обсуждение

***Исследование взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$ методом РФА.*** По данным РФА на рентгенограммах образцов, синтезированных при исходных атомных отношениях Mg/Fe, варьирующихся от 1,5 до 2, наблюдаются слабые уширенные рефлексы при 2Θ ~27 и 35˚, характерные для оксида – гидроксида железа в форме акаганеита FeO(OH) (рис. 1). При увеличении атомного отношения Mg/Fe в исходной смеси больше 2 на рентгенограммах, наряду с рефлексами акаганеита, появляется набор рефлексов при 2Θ ~11 и 22˚, относящихся к базальным (003) и (006) рефлексам Mg-Fe СДГ. Интенсивность рефлексов акаганеита при увеличении отношения Mg/Fe снижается. При атомных отношениях Mg/Fe больше трех в рентгенограммах продуктов наблюдаются рефлексы исходного, не прореагировавшего $Mg(OH)_2$, интенсивность которых возрастает по мере увеличения исходного отношения Mg/Fe в смеси реагентов.

Так как в образцах с атомным отношением Mg/Fe больше трех была обнаружена фаза непрореагировавшего гидроксида магния, то была произведена серия экспериментов с предварительным диспергированием брусита в водной среде в лабораторной мельнице. Предварительное диспергирование брусита в шаровой мельнице в течение 1 ч приводит к практически полному исчезновению рефлексов непрореагировавшего гидроксида магния (рис. 2). Предварительное диспергиро-

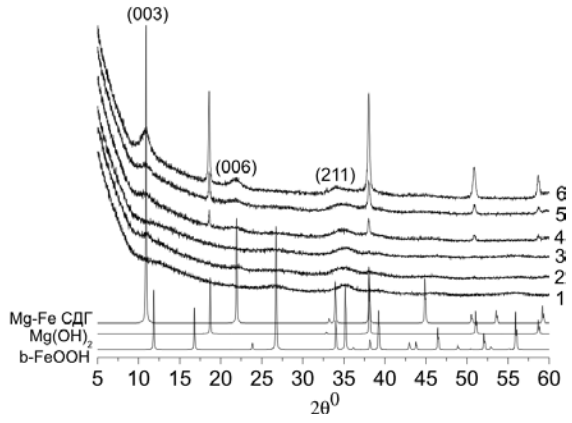



***Рис. 1.*** *Ser.090261РФА продуктов взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$ при различном мольном соотношении Mg/Fe в исходной смеси:* 1 *– 1,5;* 2 *– 1,75;* 3 *– 2;* 4 *– 2,5;* 5 *– 3;* 6 *– 4*

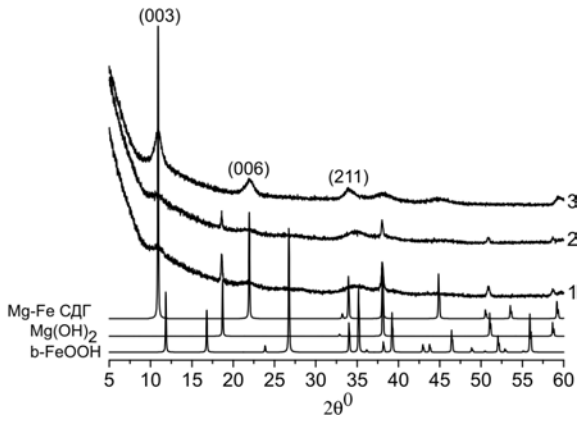



***Рис. 2.*** *РФА продуктов взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$ с соотношением Mg:Fe – 3 при предварительном диспергировании $Mg(OH)_2$ в $H_2O$:* 1 *– 0 мин;* 2 *– 30 мин;* 3 *– 60 мин*

вание гидроксида приводит также к увеличению содержания Mg-Fe СДГ в продуктах взаимодействия и увеличению степени его кристалличности.

***ИК – спектроскопическое исследование продуктов взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$.*** При атомных отношениях Mg/Fe в исходной смеси от 1,5 до 2 в ИК спектрах наблюдаются полосы в области 700–720 $см^{-1}$, которые можно отнести к ассиметричным валентным колебания Fe-O-Fe, характерным для оксида-гидроксида железа FeO(OH) в форме акаганеита [7]. Полосы в области 1025–1095 $см^{-1}$ относятся к деформационным колебаниям Fe-O(H)-Fe этого соединения [8]. Полоса поглощения в области 3300–3500 $см^{-1}$ относится к валентным колебаниям гидроксогрупп в акаганеите и адсорбированной воды. О наличии адсорбированной воды свидетельствует полоса поглощения при 1640 $см^{-1}$, относящаяся к деформационным колебаниям молекул воды.

При увеличении содержания магния в продуктах взаимодействия наблюдается уменьшение интенсивности полосы, относящейся к деформационным колебаниям Fe-O(H)-Fe, что свидетельствует о снижении содержания акаганеита в продуктах реакции. Можно заметить, что при увеличении соотношения Mg/Fe происходит сдвиг максимума валентных колебаний гидроксогрупп с 3340 до 3420 $см^{-1}$, такое смещение позволяет отнести эти полосы к колебанию гидроксогрупп в структуре СДГ (рис. 3).

***Исследование продуктов взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$ методом термического анализа.*** По данным термического анализа, представленного на рисунке 4, для образцов, полученных при исходных низких атомных отношениях Mg/Fe в интервале от 1,5 до 2 можно выделить две области потери массы. Низкотемпературная область 100–250 °С соответствует удалению физически адсорбированной воды в акаганеите, потеря массы на этом этапе составляет 22%, а высокотемпературная область 300–500 °С с потерей массы 4% относится к переходу акаганеита в гематит [9]. На кривых ТГ для образцов с исходным атомным отношением Mg/Fe – 3 и 4 выделяются две стадии потери массы. Первая – в пределах 100–250 °С соответствует удалению физически адсорбированной воды и удалению межслоевой воды, потеря массы составляет 16%. Вторая – в интервале температур 300–550 °С относится к дегидроксилированию бруситоподобных слоев и удалению межслоевых анионов, потеря массы составляет 19%.

***Изучение дисперсного состава продуктов взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$.*** Исследования удельной поверхности образцов, свидетельствуют о том, что при увеличении мольного соотношения Mg:Fe растет удельная поверхность и она лежит в интервале 0,05–2 $м^2/г$ (рис. 5).

С помощью данных по удельной поверхности был рассчитан размер частиц (D). В результате найдено, что размер частиц варьируется от 1,6–32 мкм. Расчет проводился по формуле:

$$D = 6/(\rho \cdot S).$$

В этой формуле ρ – средняя плотность, рассчитанная из плотности акаганеита (3,81 $г/см^3$) и плотности Mg-Fe-СДГ (2 $г/см^3$). S – площадь удельной поверхности продуктов взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$

Согласно данным лазерного светорассеяния и сканирующей электронной микроскопии (рис. 6) размеры частиц образцов варьируются от 5 до 700 мкм. Таким образом, полученные образцы состоит из агрегатов с размерами в десятки – сотни микрометров, образованных микронными частицами.

## Заключение

Приведенные экспериментальные данные свидетельствуют о том, что механическая обработка гидроксида магния с водным раствором хлорида железа (3+)

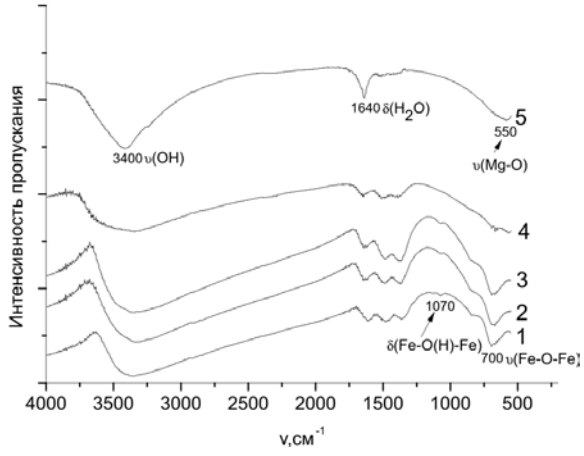



***Рис.3.*** *ИК-спектры продуктов взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$ при различном мольном соотношении Mg/Fe в исходной смеси:* 1 – *1,5;* 2 – *1,75;* 3 – *2;* 4 – *2,5;* 5 – *3;* 6 – *4*

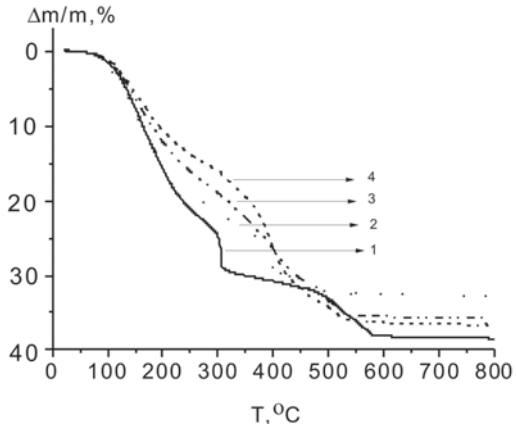



***Рис. 4.*** *ТГ кривые продуктов взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$ при различном мольном соотношении Mg/Fe в исходной смеси:* 1 – *1,5;* 2 – *2;* 3 – *3;* 4 – *4*

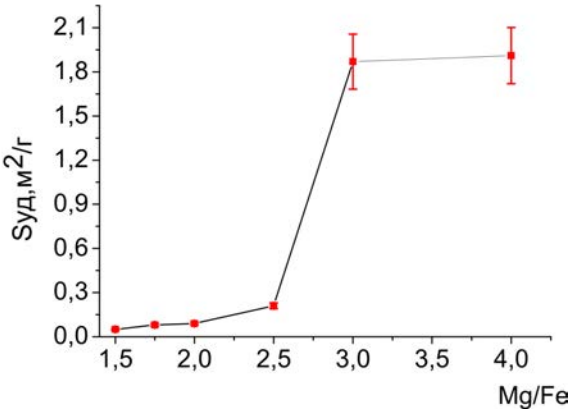



***Рис. 5.*** *Изменения удельной поверхности продуктов взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$ при различном мольном соотношении Mg/Fe в исходной смеси*

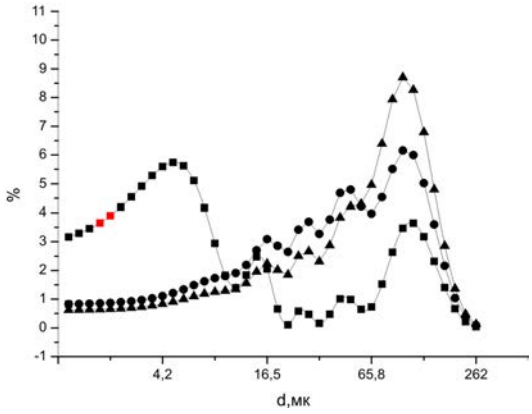



***Рис. 6.*** *Гистограммы продуктов взаимодействия $Mg(OH)_2$ с водным раствором $FeCl_3$ при различном мольном соотношении Mg/Fe в исходной смеси: ■ – исходный $Mg(OH)_2$, ● – 1,75:1, ▲ – 3:1*

в лабораторной шаровой мельнице приводит к образованию сорбента, состоящего из смеси Mg-Fe СДГ и оксида-гидроксида железа в форме акаганеита. Полученный материал представляет интерес в качестве сорбента для токсичных и радиоактивных элементов.

***Литература***


1. *Uranyl sorption onto birnessite: A surface complexation modeling and EXAFS study / S. Rihs, C. Gaillard, T. Reich et al. // Chemical Geology. – 2014. – Vol. 373. – P. 59–70.*
2. *An EXAFS study of uranium (VI) sorption onto silica gel and ferrihydrite / T. Reicha, H. Molla, T. Arnolda et al. // Journal of Electron Spectroscopy and Related Phenomena. – 1998. – Vol. 96. – P. 237–243.*
3. *Removal of uranium (VI) from aqueous solutions by magnetic Mg–Al layered double hydroxide intercalated with citrate: Kinetic and thermodynamic investigation / X. Zhang, L. Ji, J. Wanga et al. // Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects. – 2012. – Vol. 414. – P. 220–227.*
4. *Turk, T., Alp Э., Deveci H. Adsorption of As (V) from water using Mg–Fe-based hydrotalcite (FeHT) // Journal of Hazardous Materials. – 2009. – Vol. 171, No. 1–3. – P. 665–670.*
5. *Хуснутдинов В.Р., Исупов В.П. Механохимический синтез слоистых двойных Mg-Al гидроксидов // Хим. Интерес. Устойч. Развития. – 2007. – № 3. – С. 371–376.*
6. *Chunxiao J., Xiaoqing Z., Shuping L. Studies on Mechanochemical Method to Synthesize LDH Nanoparticles // Chin. J. Chem. – 2012. – Vol. 30, No. 2. – P. 277–282.*
7. *Parameshwari R., Priyadarshini P., Chandrasekaran G. Optimization, structural, spectroscopic and magnetic studies on stable akaganeite nanoparticles via co-precipitation method // American Journal of Materials Science. – 2011. – № 1. – P. 18–25.*
8. *Gonzalez-Calbet J.M., Alario-Franco A. The porous structure of synthetic akaganeite // Journal of Inorganic and Nuclear Chemistry. – 1981. – Vol. 43. – P. 257–264.*
9. *Irshad B. Mineralogy and acid neutralisation mechanisms in inland acid sulfate environments // Doctoral dissertation University of Sydney. – 2012. – P. 201–204.*

# УРАН В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ

В.Е. Кац[1], Е.М. Дутова[2], В.В. Ролдугин[1], О.О. Вторушина[1],
[1]ТЦ "Алтайгеомониторинг" Открытое акционерное общество геологическое предприятие "Алтай-Гео", с. Майма, Республика Алтай, Россия, altaigeo@mail.gorny.ru
[2]Томский политехнический университет, Томск, Россия, dutova@tpu.ru

# URANIUM IN UNDERGROUND WATERS OF THE ALTAI REPUBLIC

V.E. Kaz[1], E.M. Dutova[2], V.V. Roldugin[1], O.O. Vtorushina[1]
[1]Geological Enterprise "Altay-Geo" s. Mayma, Russia
[2]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Приводится анализ материалов мониторинговых работ по результатам определений урана в подземных водах Республики Алтай, предполагается, что его повышенные концентрации в современный период, возможно, связаны с влиянием Алтайского (Чуйского) и Тувинского землетрясений в Алтае-Саянском регионе.

According to the results of determination of uranium in underground waters of the Altai Republic, the analysis of materials of monitoring activities. It is assumed that its elevated concentrations in the modern period, possibly related to the influence of the Altai (Chuya), and the Tuva earthquakes in the Altai-Sayan region.

Химический состав подземных вод Республики Алтай достаточно внимательно изучался при решении различных прикладных задач [1–7, 15, 16]. Проанализированы пространственные и временные характеристики подземных вод региона. Рассмотрены изменения микроэлементного и макрокомпонентного состава, произошедшие в результате Чуйского землетрясения и его афтершокового процесса. Цель данного исследования показать особенности распределения в подземных водах весьма важного в экологическом отношении элемента урана.

Подземные воды республики приурочены к водоносным зонам и комплексам с трещинными, трещинно-жильными, трещинно-карстовыми скоплениями вод в терригенных, карбонатных, осадочно-вулканогенных, метаморфических и интрузивных породах разнообразного состава и широкого возрастного диапазона – от мезозойского до протерозойского возраста. В межгорных артезианских бассейнах (Чуйский, Уймонский и др.) подземные воды локализуются в четвертичных, неогеновых и палеогеновых отложениях. Значительное количество подземных вод извлекается в населенных пунктах республики из водоносных комплексов четвертичных отложений разного генезиса.

Согласно гидрогеологическому районированию, Республика Алтай находится в пределах Алтае-Саянского сложного бассейна корово-блоковых безнапорных и напорных подземных вод. В пределах бассейна на территории республики выделяются две структуры – Горно-Алтайская и Саяно-Тувинская гидрогеологические складчатые области (структура второго порядка), на площади которых по материалам гидрогеологического районирования установлены Алтайский и Саяно-Алтайский гидрогеологические массивы, и межгорные артезианские бассейны.

Радиоактивные элементы в природных водах Республики Алтай целенаправленно, по имеющимся сведениям, не изучались. Исключение составляет уран, содержания которого оценивались в подземных водах при проведении Государственного мониторинга состояния недр ТЦ "Алтайгеомониторинг" ОАО "Алтай-Гео" в 1999–2002 гг. [4]. За прошедший период с 2003 по 2015 гг. ТЦ "Алтайгеомониторинг" в силу объективных причин (финансирование) определение урана в подземных водах не проводилось. В 2013–2015 гг. ТЦ "Алтайгеомониторинг" проведено повторное определение урана в подземных водах масс-спектральным методом с индуктивно связанной плазмой (аналитические исследования в ТПУ). Помимо урана в пробах вод анализировались гидрохимические показатели и 64 микроэлемента. Отбор проб ТЦ "Алтайгеомониторинг" проводится из эксплуатируемых водоносных комплексов и водоносных зон на водозаборных скважинах и родниках.

В нижеприведенной таблице 1 отображены статистические показатели урана в подземных водах Республики Алтай за период 1999–2002 гг. и 2013–2015 гг.

Анализ приведенной таблицы показывает, что средние (фоновые) концентрации урана за оба наблюдаемых периода существенно превышают таковые в подземных водах Саяно-Алтайской области. Данный факт объясняется гидрогеохимической специализацией территории, наличием значительных площадей массивов гранитоидов и сложнейшей тектонической обстановкой. Сказанное объясняет тот факт, что по результатам составления в 1996 г. ВСЕГИНГЕО радиогеохимической карты России масштаба 1:10000000 [13], территория Республики Алтай отнесена к интенсивно дифференцированной и повышено-радиоактивной. Таким образом, повышенные фоновые концентрации урана в водоносных комплексах и водоносных зонах территории имеют природный характер.

Сравнительный анализ содержания урана в подземных водах Республики Алтай за период 1999–2002 гг. и 2013–2015 гг. показывает, что они в последнем случае возросли в 2 раза. Это относится ко всем водовмещающим стратифицируемым водоносным комплексам и зонам.

Наиболее высокие концентрации урана устанавливаются в водоносных комплексах ордовикского, силурийского и кембро-ордовикского возраста, где водо-

*Таблица 1. Содержание урана в подземных водах Республики Алтай*

| Типы вод и водовмещающие породы, геологический возраст | Годы | Кол-во проб | Содержание в мкг/л | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | минимум | максимум | среднее |
| Порово-пластовые в рыхлых отложениях (Q) | 1999–2002 | 309 | 0,2 | 28 | 1,45 |
| | 2015 | 23 | 0,057 | 13 | 2,5 |
| Пластовые воды Чуйского артезианского бассейна ($P_3$ –$N_1$) | 1999–2002 | 57 | 0,17 | 36 | 1,04 |
| | 2015 | 6 | 0,019 | 7,7 | 1,4* |
| Пластовые воды Пыжинского грабена ($T_3$) | 1999–2002 | 2 | 0,24 | | |
| | 2015 | 1 | 0,008 | | |
| Вулканогенные, осадочно-вулканогенные, вулканогенно-осадочные (D, Є) | 1999–2002 | 87 | 0,2 | 23 | 1,49 |
| | 2015 | 17 | 0,5 | 16,1 | 3,9 |
| Терригенные, терригенно-осадочные, карбонатно-терригенные (D, Є) | 1999–2002 | 112 | 0,2 | 19,2 | 1,81 |
| | 2015 | 15 | 0,5 | 8,1 | 1,9 |
| Песчанистые и осадочные ($Є_2$-$O_1$, S, $O_{1-3}$) | 1999–2002 | 37 | 0,4 | 32 | 4,05 |
| | 2015 | 18 | 1,0 | 33 | 7,7 |
| Кремнисто-терригенно-карбонатные (V-$Є_1$,$R_3$-V) | 1999–2002 | 45 | 0/07 | 5,6 | 0,83 |
| | 2015 | 20 | 0,1 | 6,3 | 1,6 |
| Метаморфические сланцы ($PR_2$) | 1999–2002 | 40 | 0,2 | 9,2 | 1,41 |
| | 2015 | 8 | 1,2 | 5,3 | 2,8 |
| Интрузивные образования | 1999-2002 | 19 | 0,2 | 15 | 1,96 |
| | 2015 | 5 | 0,05 | 10 | 3,7 |
| В целом по Алтае-Саянскому бассейну жильно-блоковых вод (без артезианских бассейнов) | 1999–2002 | 698 | 0,2 | 28 | 1,66 |
| | 2015 | 118 | 0,008 | 33 | 3,4 |
| Среднее содержание в подземных водах [14]: | | | | | |
| Горных областей | | 16 регионов | | | 0,57 |
| Саяно-Алтайской области | | 5168 | | | 0,78 |
| Алтая | | 606 | | | 0,88 |

вмещающие породы представлены осадочными и терригенными породами (среднее содержание 7,7 мкг/л). В этих же отложениях выявлены (в Усть-Канском, Улаганском, Майминском, Онгудайском районах) аномальные концентрации урана, составляющие 1–2 ПДК.

В питьевых водах уран нормируется по химической токсичности. В России ПДК урана в питьевых водах принят равным 15 мкг/л (ГН 2.1.5.2280-07 дополнение к изменениям 1 к ГН 2.1.5.1315-03), в Соединенных Штатах Америки – равным 30 мкг/л, Всемирная организация здравоохранения рекомендует норматив 15 мкг/л.

Уран и его соединения отличаются высокой токсичностью. В организме человека уран действует на все органы, являясь общеклеточным ядом. Молекулярный механизм действия урана связан с его способностью подавлять активность ферментов. Наиболее ранимы почки (появляются белок и сахар в моче, олигурия). При хронической интоксикации возможны нарушения кроветворения и нервной системы. При длительном поступлении в организм труднорастворимых соединений урана, когда наблюдается биологическое действие урана, как альфа-излучателя, развивается хроническая лучевая болезнь (заболевание, возникающее от воздействия различных видов ионизирующих излучений). Имеются сведения, что уран необходим для нормальной жизнедеятельности животных и растений, однако его физиологические функции не выяснены. Влияние высоких доз урана на теплокровный организм исследовано достаточно хорошо, чего нельзя сказать о малых дозах.

Вероятным объяснением повышения фоновых концентраций урана в подземных водах Республики Алтай в 2013–2015 гг. является активизация сейсмической деятельности в Алтае-Саянском регионе, проявившаяся с 2000 г. В 2003 г. в Республике произошло крупное Алтайское (Чуйское) землетрясение, в 2011 г. Тувинское [17]. До настоящего времени в АСР продолжаются малоамплитудные афтершоки, количество которых с каждым годом увеличивается: в 2013, 2014 и 2015 гг. соответственно 609, 962 и 1212.

Однозначно установлено, что в период сейсмических событий малой амплитуды, происходят сотрясения массивов горных пород, которые продолжаются последние 13 лет. “Подновляются” образовавшиеся в геологическую историю разломы разных масштабов и направлений, по которым поднимаются различные газы: азот, метан, сероводород, аргон, гелий, радон и другие. Помимо газов, как отмечают многочисленные исследователи [8, 9, 10], при землетрясениях по трещинам из глубинных слоев литосферы поступают ртуть, фтор, мышья, сурьма, литий, уран и другие элементы.

За период активизации сейсмической деятельности в АСР с 2000 г. в подземных водах увеличились фоновые концентрации таких микроэлементов, как мышьяк, сурьма, алюминий, марганец, железо, кадмий, медь, йод, фтор, литий, ртуть, окись кремния, радон [3, 5, 7]. Наблюдения показывают, что аномальные содержания вышеперечисленных компонентов, как правило, косейсмичны с малоамплитудными афтершоками [16].

По материалам опробования подземных вод в 2013–2015 гг. нами проведен корреляционный анализ между ураном и показателями вод (химический и микроэлементный анализы).

Корреляционным анализом между 100 показателями, определенными химическим и масс- спектральным методами выявлены группы элементов со значимыми положительными связями:

1. Наиболее высокие достоверные (на уровне 99%) связи установлены между ураном и такими показателями вод, как натрий, калий, магний, хлориды, сульфаты, гидрокарбонаты, нитраты, жесткость, общая минерализация. Таков характер связей прослеживается в пробах подземных вод, отобранных в разные периоды времени. Указанные связи, вероятно, характеризуют геохимические особенности водовмещающих пород.
2. Высокие (на уровне 95–99%) связи просматриваются между ураном, стронцием, барием, сурьмой, железом, медью, мышьяком, марганцем, молибденом, литием, йодом, цезием и практически всех их – с нитратами. Вероятно, данный вид взаимоотношений между химическими элементами можно объяснить сейсмической активизацией в Алтае-Саянском регионе.
3. Значимые корреляционные связи устанавливаются также между ураном, цезием, лантаном, литием, церием, самарием и нитратами.
4. Интересной и пока не объяснимой представляется положительная связь урана как с макрокомпонентами, так и с микроэлементами, и всех их с нитратами.
5. В проанализированных пробах подземных вод на территории республики четко прослеживается резкое преобладание урана над торием. Отношение урана к торию варьирует от 1 до 13000. Данный факт отмечен Л.П. Рихвановым [11, 12] и вероятно связан с радиохимическими особенностями воды.

***Литература***


1. *Дутова Е.М. Высотная гидрогеохимическая зональность Алтае-Саянской складчатой области // Проблемы поисковой и экологической геохимии Сибири : Труды Всероссийской гидрогеохимической конференции, Томск 25–30 октября 2003 г. / Томский политехнический университет; Институт геологии и нефтегазового дела ТПУ. – Томск : Изд-во ТПУ, 2003. – С. 65–69.*
2. *Дутова Е.М., Особенности формирования гидрогеохимического фона рассеянных элементов в условиях гумидного климата // Материалы региональной конференции геологов Сибири Дальнего Востока и Северо-Востока России / глав. редактор А.В. Комаров. – Томск, 2000. – Т. 1 : Региональная геология. Геология нефти и газа. Гидрогеология и инженерная геология. Нормативно-правовое регулирование природоресурсных отношений. Геологическое и горное образование. Технология и техника геологоразведочных работ, горное дело. – С. 369–372.*
3. *Кац В.Е. Влияние сейсмической активизации в Алтае-Саянском регионе на состоянии подземных вод (на примере Республики Алтай) // Международная научно-практическая конференция "Гидрогеология в начале 21 века". – Новочеркасск, 2006.*
4. *Кац В.Е. Природная радиоактивность геологической среды // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы II международной конференции. – Томск, 2004.*
5. *Динамика состояния подземных вод в период сейсмической активизации Алтае Саянском регионе (на примере Республики Алтай) / В.Е. Кац, Е.Н. Бондаренко, В.Ю. Молокова и др. // Труды Всероссийской конференции с участием иностранных ученых. "Геологическая эволюция взаимодействия воды с горными породами". – Томск : НТЛ, 2012. – С. 136–140.*
6. *Кац В.Е., Достовалова М.С. Государственный мониторинг состояния недр территории Сибирского Федерального округа (Республика Алтай) в 2014–2015 гг. – 2015.*
7. *Кац, В.Е., Шитов А.В., Драчев С.С. О механизмах изменения химического состава и температуры подземных вод в районе Горно-Алтайска // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2010. – № 3. – С. 207–212.*
8. *Кисин И.Г. Землетрясения и подземные воды. – М. : Наука, 1982.*
9. *Киссин И.Г Новые данные о "чувствительных зонах" земной коры и формирование предвестников землетрясений и постсейсмических эффектов // Геология и геофизика. – 2007. – Т. 48, № 5. – С. 548–565.*
10. *Копылова Г.Н., Воропаев П.В. Отклик режимного источника на землетрясение как индикатор состояния его подземной водоносной системы // Вулканология и сейсмология. – 2005. – № 2.*
11. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск, 1997.*
12. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в геосферных оболочках // Международная научно-практическая конференция "Гидрогеология в начале 21 века". – Новочеркасск, 2006.*
13. *Смыслов А.А. Максимовский В.А. Радиохимическая карта России. Масштаб 1:10000000. Объяснительная записка. – СПб. : Роскомнедра, 1996.*
14. *Шварцев С.А. Гидрогеохимия зоны гипергенеза. – М. : Недра, 1998.*
15. *Геологическая эволюция и самоорганизация системы вода-порода. В 5 томах. Т. 2: Система вода-порода в условиях зоны гипергенеза / С.Л. Шварцев, Б.Н. Рыженко, В.А. Алексеев и др. – Новосибирск : СО РАН, 2007. – 389 с.*
16. *Изменение химического состава подземных вод республики Алтай при землетрясениях / А.В. Шитов, В.Е. Кац, Е.М. Дутова и др. // Известия Томского политехнического университета [Известия ТПУ]. Инжиниринг георесурсов / Национальный исследовательский Томский политехнический университет (ТПУ). – 2016. – Т. 327, № 1. – С. 19–29.*
17. *Чуйское землетрясение и динамика сейсмической активизации эпицентральной области / А.Ф. Яманов, С.В. Селезнев, С.В. Гольдин и др. // Алтайское (Чуйское) землетрясение: прогнозы, характеристики, последствия : материалы научно-практической конференции. – Горно-Алтайск : ГАГУ, 2004.*

# ПОВЕДЕНИЕ УРАНА В ПРОЦЕССЕ ОКОЛОРУДНОЙ БЕРЕЗИТИЗАЦИИ

С.В. Кашин

Всероссийский научно-исследовательский геологический институт им. А.П. Карпинского (ФГБУ "ВСЕГЕИ"), Санкт-Петербург, Россия, Sergey_Kashin@vsegei.ru

# BEHAVIOR OF URANIUM DURING THE WALL-ROCK BERESITIZATION

S.V. Kashin

A.P. Karpinsky Russian Geological Research Institute (VSEGEI). Sredny prospect, St. Petersburg, Russia

During the wall-rock beresitization the process of uranium precipitation from the hydrothermal solution took place not in the restricted volume where the ore body is now. The ore-forming process was going on within the whole volume of the wall-rock beresites. Then ore material removed into the local volume and formed the ore body.

Поведение урана в процессе околорудной березитизации детально рассмотрено на примере уранового месторождения Джусандалинское. Месторождение располагается в Чу-Илийских горах Казахстанской складчатой области. В районе широкое развитие получили эпиконтинентальные образования девонского вулканоплутонического пояса. Рудовмещающими являются позднедевонские лейкократовые граниты гранитовой формации.

В ходе специального минералого-петрографического картирования [1] в пределах гранитного массива и его обрамления установлены две региональных гидротермально-метасоматических формации (ГМФ): плутоногенная фельдшпатолитовая и тектоногенная пропилит-березитовая [2].

Метасоматиты плутоногенной фельдшпатолитовой ГМФ являются более ранними по отношению к урановому оруденению, их формирование обусловлено постинтрузивным автометасоматозом.

Тектоногенная пропилит-березитовая ГМФ является рудоформирующей для уранового оруденения. Ареалы ее проявления имеют узловой характер и контролируются разрывной тектоникой. Они являются результатом функционирования тектоногенных (амагматических) приразломных гидротермально-метасоматических систем. Площади ореолов составляет десятки – первые сотни км$^2$, они обладают зональным строением. Периферические зоны сложены пропилитами, центральные – березитами. Центральные зоны со значительным перекрытием накладываются на периферические.

Пропилиты состоят из хлорита и кальцита, количество их в породах от 3–5 до 25–40%, увеличиваясь от внешних к внутренним частям ореолов и достигая максимума на границе с березитами (пропилит-березитовый барьер). Березиты площадного распространения состоят из серицита, кварца и анкерита, содержание которых 3–10%. Аргиллизиты представляют собой надрудные части березитов. Они сформировались после того, как образовались березиты и руды из “отработанных” кислых растворов. Они имеют кварц-каолинит-гидрослюдистый состав, количество новообразованных минералов не превышает 3–5%.

Березиты, слагающие центральную зону (околорудные березиты), состоят из двух последовательно образовавшихся минеральных ассоциаций. Ранняя – кварц-серицит-пиритовая, имеет маломощную внутреннюю зону и не контролирует в масштабах месторождения рудную минерализацию. Поздняя – анкерит-гидрослюдистая ассоциация отчетливо контролирует урановое оруденение. Количество анкерита последовательно увеличивается при приближении к руде.

В нескольких метрах от рудного тела метасоматические минералы березитов практически исчезают, и рудное тело окружено фактически околорудной неизмененной зоной. В этой своеобразной околорудной неизмененной зоне присутствует только тонкодисперсный гематит, содержание которого быстро увеличивается при приближении к руде и в 0,5–2 м тонкодисперсная гематитизация наблюдается визуально (околорудное покраснение). В целом слабопроявленная тонкодисперсная гематитизация наблюдается в шлифах на расстоянии в сотни метров от рудного тела и совпадает с ореолом околорудных березитов, являясь его неотъемлемой частью

Изучение поведения урана в процессе развития рудоносной пропилит-березитовой ГМФ изучено на большом статистическом материале (около 3000 проб) в однородных вмещающих породах (лейкократовых гранитах).

Уран выносился из зон пропилитизиции и привносился в зону березитизации.

В геохимическом отношении околорудные березиты представляет собой область резко контрастного, неоднородного распределения урана, в которой локальные зоны выноса тесно сопряжены с контрастными положительными аномалиями.

Локальные зоны выноса связаны с реликтами пропилитов и монокварцевыми ядрами ранней кислотной стадии березитизации.

Изучение поведения урана в околорудных березитах показало, что уран ведет себя инертно в процессе образования минеральных ассоциаций березитов. В процессе образования минералов кислотной стадии (ранняя – кварц-серицит-пиритовая ассоциация), наблюдается даже некоторый вынос урана. Количество минералов поздней – анкерит-гидрослюдистой ассоциации также не оказало влияние на содержание урана в породе.

Все без исключения аномальные содержания урана в ореоле березитов связаны только с теми участками, где присутствует тонкодисперсный гематит, что под-

тверждается изучением распределения урана с помощью треков индуцированного деления урана.

Поведение урана и его рудоотложение в ходе развития сопряженной пропилит-березитовой метасоматический системы можно представить следующим образом.

– уран переносится в слабощелочных растворах в шестивалентной форме в виде уранил-карбонатых комплексов. Поведение урана в зоне выноса и транзита (хлорит-кальцитовых пропилитах) определялось режимом углекислоты [3];
– разрушение уранил-карбонатных комплексов происходило после завершения стадии кислотного метасоматоза на стадии образования анкерит-гидрослюдистой ассоциации. Их распад происходил не только в том ограниченно пространстве, где сейчас находится рудное тела, а во всем объеме анкеритизации. Восстановление урана из шести- в четырех-валентное состояние происходило за счет окисления железа из двух- в трехвалентное состояние;
– после завершения одноактного процесса окисления-восстановления гидротермальный раствор расщепился на две несмешивающиеся жидкости: силикатно-карбонатную и рудную гематит-настурановую;
– рудная составляющая в условиях эллизионного режима стянулась в рудную “каплю” в локальный объем в ослабленной, проницаемой зоне, образовав рудное тело;

Спорадически встречающаяся во всем объеме околорудных березитов тонодисперсная гематитизация и обогащенная тонкодисперсным гематитом околорудная неизмененная зона являются фрагментами, реликтами урановорудного процесса, который состоял из распада уранил-карбонатных комплексов и восстановления урана железом. Этот процесс происходил во всем объеме околорудных березитов с последующим перемещением (стяжением) рассеянной тонкодисперсной рудной составляющей в локальный объем, что привело к формированию рудного тела.

***Литература***


1. *Наумов Г.Б. Основы физико-химической модели уранового рудообразования. – М. : Атомиздат, 1978. – 212 с.*
2. *Плющев Е.В., Шатов В.В., Кашин С.В. Металлогения гидротермально-метасоматических образований. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2012. – 560 с.*
3. *Плющев Е.В., Шатов В.В., Беляев Г.М. Методические рекомендации по геолого-геохимическому изучению гидротермально-метасоматических образований при ГРС-50 с общими поисками. – СПб. : 1992. – 64 с.*


# МЕХАНИЗМЫ ФОРМИРОВАНИЯ НЕРАВНОВЕСНОГО УРАНА В РАЗЛИЧНЫХ ГЕОЛОГИЧЕСКИХ СРЕДАХ


Г.П. Киселев, Е.Ю. Яковлев, С.В. Дружинин

ФИЦКИА РАН, г. Архангельск, e-mail: kiselevgp@yandex.ru


# MECHANISMS OF NON-EQUILIBRIUM URANIUM FORMATION IN VARIOUS GEOLOGICAL ENVIRONMENTS


G.P. Kiselev, E.U. Yakovlev, S.V. Druzhinin

Federal Research Centre for Integrated Study of the Arctic of the Russian Academy of Sciences, Arkhangelsk, Russia



В работе приводятся различные механизмы образования неравновесного урана в природных водах, приводятся результаты эксперимента с кристаллизацией воды, показывающие фракционирование изотопов урана при переходе воды в лед, приведены результаты изучения неравновесного урана на ряде рудных месторождениях Тянь-Шаня, где в горных породах имеет место равновесный уран. В массивных рудах наблюдается избыток урана-234, а в рудных кристаллах имеет место дефицита урана-234, что может объяснять аномальные избытки урана-234 в водах рудных месторождений.

The paper presents the different mechanisms of formation of non-equilibrium of uranium in natural waters, there are experiment results of the water crystallisation showing fractionation of uranium isotopes in the transition of water into ice, there are results of the study of non-equilibrium of uranium at a number of the Tien-Shan ore deposits where there is an equilibrium of uranium in rocks. The massive ores have an excess of uranium-234, and ore crystals have deficiency of the uranium-234. It may explain the abnormal uranium-234excess in the waters of ore deposits.


В основе изучения механизмов формирования неравновесного урана лежит научное открытие “Явление естественного разделения урана-234 и урана-238”. Формула открытия: “Установлено неизвестное ранее явление естественного разделения урана-234 и урана-238, заключающееся в том, что при переходе изотопов урана из твердых природных ураносодержащих образований в жидкости, не растворяющие эти образования, происходит обогащение изотопной смеси ураном-234”. Авторы: В. В. Чердынцев, П. И. Чалов. Номер и дата приоритета: № 163 от 27 марта 1954 г. [6]. При широком изучении этого явления в течении более чем в полвека

установлено, что в различных геологических условиях интенсивность фракционирования изотопов урана имеет широкий диапазон. Основной причиной нарушения равновесия $^{234}U/^{238}U$ при переходе из твердой фазы в жидкую, рассматривается процесс альфа-распада $^{238}U$, вследствие которого изотопы $^{234}U$ и $^{238}U$ в кристаллической структуре минералов занимают неравное положение. Основными механизмами фракционирования урана рассматриваются как преимущественное высвобождение не связанного с кристаллической решеткой $^{234}U$ из дефектов минералов и прямая эжекция ядра отдачи $^{234}Th$ в воду вблизи границ минеральных зерен [3, 8]. На прошедшей конференции в 2013 г. “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека” нами были рассмотрены модели ядерного и физико-химического фракционирования изотопов урана, показано, что растворение минеральных компонентов приводит к значительному нивелированию избытка урана-234 по сравнению с его образованием при альфа-распаде на границе горная порода-вода. Избыток урана в поверхностных водах зависит от климатических условий, на что указывалось многими исследователями.

В принципе, механизмы формирования избытка урана в поверхностных и подземных водах основаны на ядерном (альфа-распад урана-238) и физико-химическом выносе урана из горных пород путем вымывания его из микротрещин и растворения минеральных компонентов горных пород водой.

Однако рядом работ [1–3] отмечено, что в подземных водах, омывающих руды, избыток урана-234 значительно выше, чем в водах безрудных районов. Механизм образования такого урана в воде рудных месторождений в настоящее время остается не выясненным. Мы предполагаем, что в рудных районах идет дополнительное фракционирование урана-238 и урана-234 в твердых фазах в результате современной “перекомпановки” рудных минералов, как неустойчивых фазовых состояний. Для проверки этой гипотезы нами поставлены экспериментальные работы по фракционированию изотопов урана при замерзании воды и ее диализе.

Для выполнения эксперимента по частичному замораживанию нами был осуществлен отбор 5 крупнообъемных проб, представленных водой из трех скважин на месторождении алмазов им. Ломоносова, а также речной водой из Северной Двины и водопроводной в г. Архангельске с известным изотопным составом урана. Отбор проб из каждого водопункта производился одновременно в две равные по объему емкости, представляющие собой прозрачные полиэтиленовые бутыли. Одна часть принималась в качестве исходного образца, а другая часть подвергалась заморозке. Последняя часть проб подвергалась всестороннему промораживанию при температуре ниже – 20 °С с таким расчетом, чтобы в лед перешло от 40 до 95% воды. В результате этого в центральной части бутылей формировалось ядро непромерзшей остаточной воды. Для разделения остаточной воды и льда, в последнем делали отверстие, через которое сливали непромерзший остаток. Далее лед размораживали и отдельно в получившейся пробе и остаточной воде изучали изотопные характеристики урана по известным методикам на альфа-спектрометре. В конечном итоге из 5 водных проб было получено 19 образцов, в которых измеряли изотопное отношение $^{234}U/^{238}U$ и концентрацию урана.

Эксперимент по диализу воды осуществляли путем опускания в емкость с пробой диализного мешка с мембраной марки Cellu Sep T2 (Regenerated Cellulose Tubular Membrane). Диализный мешок, заполненный дистиллированной водой выдерживался в пробе в течение 5 суток для разделения взвеси по размерам частиц. По истечении пяти суток в диализный мешок перешли частицы малой массы – 6–8 кДа в соответствии с диаметром мембран. Затем был изучен отдельно изотопный состав и концентрация урана в воде за пределами диализного мешка и внутри него. В результате эксперимента по диализу получено 3 образца.

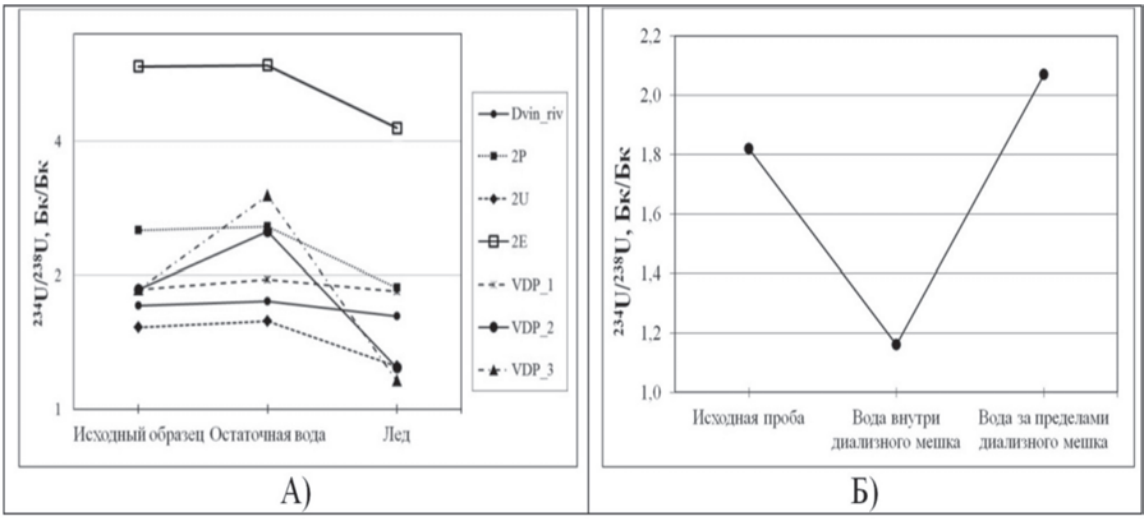



***Рис. 1.*** *Изменение величины $^{234}U/^{238}U$ во льду и остаточной воде относительно исходных значений (А) и изменение величины $^{234}U/^{238}U$ в условиях диализа воды (Б)*

Для обеспечения наиболее точных определений величины отношения $^{234}U/^{238}U$ и снижения погрешности результатов, измерение каждой пробы производилось за 3–4, примерно равных по времени, экспозиций, определялись среднеарифметические значения ряда и стандартное отклонение величины γ. С целью контроля и исключения возможных аппаратурных отклонений, в процессе измерения проб, проводили контроль параметров спектрометра по контрольному источнику ОИСН-242 №6, сравнивая позиции пиков и скорости счета с контрольными значениями.

Общие результаты эксперимента по частичному замораживанию водных проб, представлены в наглядной форме в виде графика на рисунке 1.

Рисунок 1 (А) демонстрирует изменение изотопного отношения урана во льду и остаточной воде относительно исходных образцов. Как видно из рисунка в пробах формирующийся лед обеднен радиогенным изотопом урана-234, а остаточная вода в некоторых образцах обогащена атомами $^{234}U$ относительно значений исходных образцов. В ряде случаев различия в изотопных характеристиках между исходным образцом и остаточной водой перекрываются значениями погрешности измерений. При этом во всех образцах лед оказывается истощенных в отношении изотопа $^{234}U$. В условиях диализа воды (рис. 1Б) происходит разделение различных форм нахождения урана в воде, на наш взгляд на растворенный уран (в диализном мешке) и на уран, сформированный при альфа-распаде на границе горная порода-вода, в кластерах, оторванных ядром отдачи.

Как известно, при межфазовых переходах природных вод в системе “вода-лед” происходит закономерное изменение концентрации тяжелых элементов, как и других минеральных компонентов в сторону уменьшения в фазе льда [4]. Такая закономерность наблюдается и в нашем случае – в изученных пробах лед оказывается значительно обеднен суммарным ураном, но в тоже время отмечается уменьшение избытка радиогенного изотопа $^{234}U$, т.е. наблюдается эффект фракционирования урана. Поскольку относительная разница в массах изотопов урана минимальна, а энергии процесса образования кристаллов льда недостаточно для разделения радионуклидов, то очевидно, что процесс замерзания воды в чистом виде не может привести к неравномерному перераспределению изотопов между формирующимися кристаллами льда и остаточной водой. В связи с этим, необходимо искать иной механизм формирования неравновесных уран-изотопных значений при образовании твердой фазы из раствора с известным изотопным составом урана.

С целью выявления закономерностей изменения изотопного состава и концентрации урана при различных соотношениях между объемом образованных кристаллов льда и остаточной воды нами в рамках данной работы был проведен эксперимент с замораживанием пробы водопроводной воды, разделенной на несколько образцов. Результаты эксперимента в графическом виде отображены на рисунке 2. демонстрируют закономерное изменение изотопного отношения концентрации урана в зависимости от объема формирующегося льда.

С увеличением объема образующего льда в остаточной воде увеличивается концентрация урана. Такая закономерность – явление широко известное и, как было сказано выше, объясняется очисткой формирующихся кристаллов льда от радионуклидов и повышением минерализации непромерзшей части воды [4].

Значительный интерес для нас представляет наблюдаемый эффект фракционирования четных изотопов урана, демонстрируемый графиком на рисунке 2А.

Изменение величины $^{234}U/^{238}U$ аналогично изменению концентрации урана в образцах: чем больше объем формирующегося льда, тем выше изотопное отношение в остаточной воде относительно исходного показателя и наоборот. Так, при соотношении остаточной воды 5%

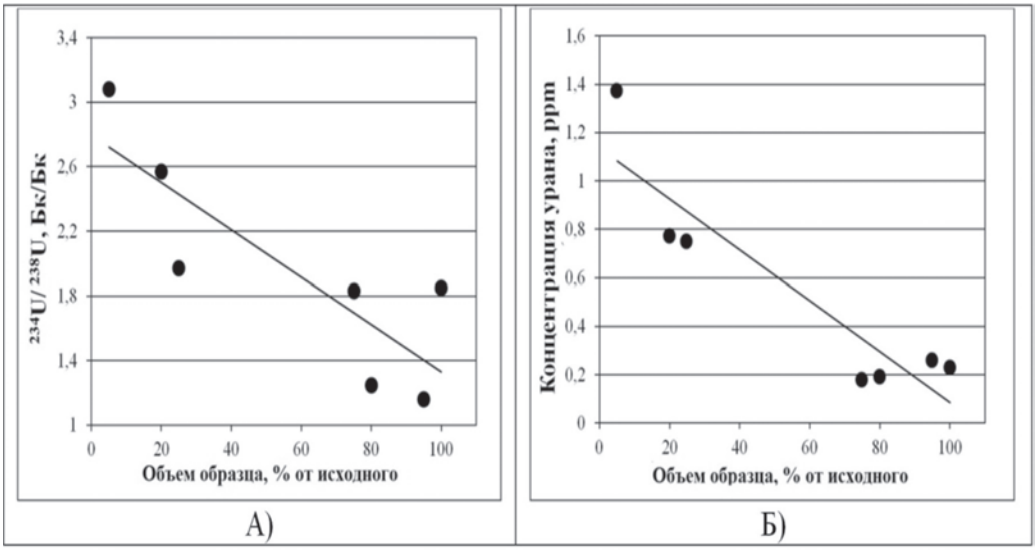



***Рис. 2.*** *Изменение величины $^{234}U/^{238}U$ (А) и концентрации урана (Б) в образцах в зависимости от соотношения объема льда и остаточной воды (проба VDP)*

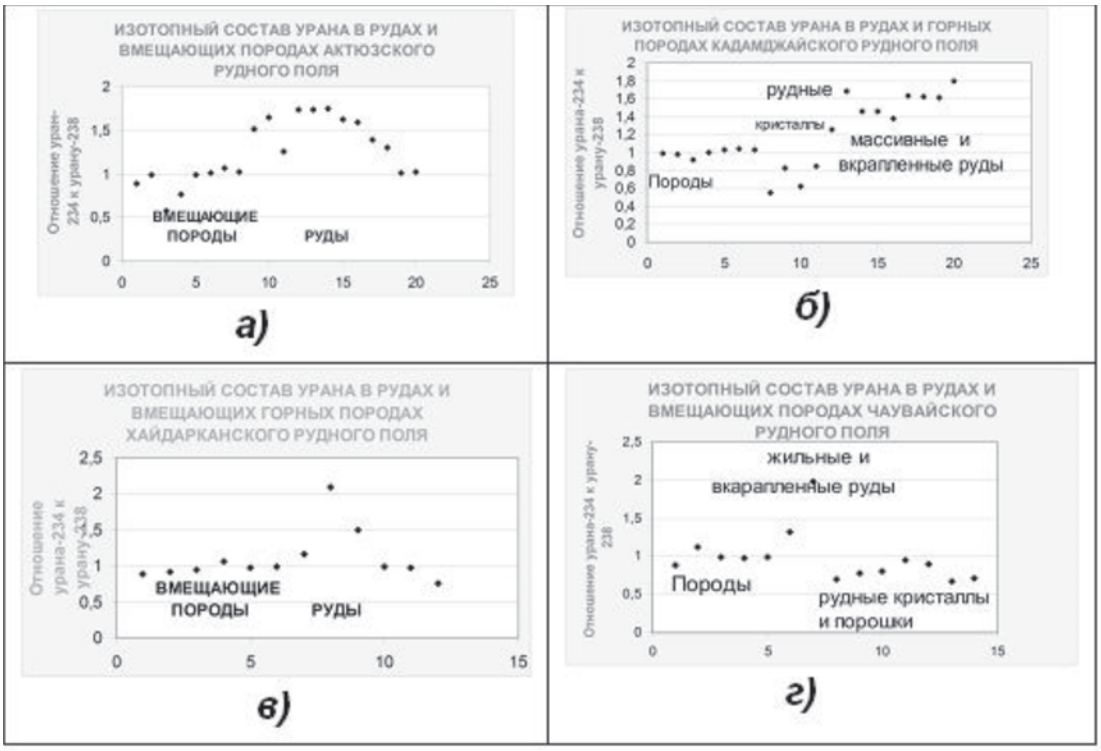



***Рис. 3.*** *Неравновесный уран в рудах и горных породах Актюзского редкометального месторождения (Северный Тянь-Шань), Кадамджайского сурьмяного месторождения, Чаувайского сурьмяно-ртутного месторождения и Хайдарканского ртутного месторождения (Южный Тянь-Шань)*

и образованного льда 95%, изотопное фракционирование урана максимально и составляет 3,02 и 1,16, соответственно.

Наблюдаемый характер перераспределения изотопов урана между остаточной водой и кристаллами льда на наш взгляд представляется в следующем. В воде уран находится в двух формах. Первая форма это растворенный уран, а вторая это уран, находящийся в частице минерала (кластера или разупорядоченной области по П.И. Чалову (1975), оторванного ядром отдачи от горной породы при переходе в воду кластеров с размерами более 8 кДа.

При кристаллизации льда данные кластеры вместе с другими минеральными компонентами выталкиваются в воду и тем самым обогащают жидкую фазу ураном-234. Этот процесс происходит на границе льдообразования и, таким образом, жидкая часть будет постоянно обогащаться атомами $^{234}U$, а формирующийся кристаллы льда будет наоборот иметь дефицит урана-234 по отношению к исходному состоянию, что мы и наблюдаем.

Неравновесный уран в горных породах известен давно, однако считается, что его образование связано с процессами сидементации в осадочных породах, или за чет привноса урана-234 из воды [6, 7]. Однако нами было показано, что в рудных минералах разных месторождений (рис. 3). Актюзского редкометального месторождения (Северный Тянь-Шань), Кадамджайского сурьмяного месторождения, Чаувайского сурьмяно-ртутного месторождения и Хайдарканского ртутного месторождения (Южный Тянь-Шань), широко развит неравновесный уран в рудных минералах и горны породах, что демонстрируется на графиках рисунка 3. Участие воды в формировании горных пород и руд в этих месторождениях относится к древней геологической истории – триста и более миллионов лет. На всех перечисленных месторождениях изотопный состав урана в горных породах близок к равновесному, в рудах, которые были сортированы по возможности на жильные, вкрапленные, массивные и кристаллы наблюдается различный изотопный состав урана. Как правило, массивные руды обладают избытком урана-234, в то же время кристаллы имеют дефицит урана-234. На наш взгляд это объясняет выше приведенный эксперимент с кристаллизацией льда. В природных условиях в процессе формирования новых минералов и их кристаллизации будет происходить избавление от ранее образованных за счет альфа распада кластеров и их выталкивания в межкристаллическое пространство, или в другие минералы. То есть уран-234 может выдавливаться из кристаллов и фиксироваться в новых минеральных фазах уже с избытком. Таким образом, на основе проведенного эксперимента показано, что перекристаллизация и образование новых минералов и их сообществ может приводить к пространственному перераспределению изотопов урана-234, накоплению в одних минеральных частях и выносу из других. Такой избыток урана вне кристаллического пространства будет способствовать формированию и высоких (аномальных) избытков урана-234 и в подземных водах рудных месторождений.

***Литература***

1. *Киселев Г.П., Зыков С.Б. Исследование эффекта Чердынцева–Чалова. Проблемы и Перспективы // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. IV междунар. конф. Томск 4–8 июня 2013г. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2013. – С. 275–278.*
2. *Киселев Г.П. Прогноз месторождений полезных ископаемых и загрязнения геологической среды уран-изотопными методами : автореферат дис. ... докт. г.-м. наук. – Архангельск : ИЭПС УрО РАН, 2005. – 50 с.*
3. *Киселев Г.П. Четные изотопы урана в геосфере / Институт экологических проблем Севера УрО РАН. – Екатеринбург, 1999. – 220 с.*
4. *Миграция радионуклидов в пресноводных экосистемах / А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева и др. – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2007. – 480 с.*
5. *Чалов П.И. Изотопное фракционирование природного урана. – Фрунзе : Илим, 1975. – 236 с.*
6. *Чердынцев В.В., Чалов П.И. Естественное разделение $^{234}U$ и $^{238}U$ // Открытия в СССР. – М. : УНИИПИ, 1977. – С. 28–31.*
7. *Чердынцев В.В. Уран-234. – М. : Атомиздат, 1969. – 299 с.*
8. *Andersen M.B., Erel Y., Bourdon B. Experimental evidence for $^{234}U$–$^{238}U$ fractionation during granite weathering with implications for $^{234}U/^{238}U$ in natural waters // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2009. – Vol. 73. – P. 4124–4141.*

# МЕДИЦИНСКОЕ ПРИМЕНЕНИЕ СОЛЕЙ РАДИЯ НА УХТИНСКОМ РАДИЕВОМ ПРОМЫСЛЕ В 1930-Е ГГ. XX В.

А.И. Кичигин

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия, kichigin@ib.komics.ru

# THE MEDICAL APPLICATION OF RADIUM SALT ON THE UKHTA RADIUM ENTERPRISE IN 1930–1940

A.I. Kichigin

Institute of Biology, Komi Science Centre, Ural Division of Russian Academy of Sciences, Syktyvkar, Russia

На Ухтинском месторождении радийсодержащих вод в 1931–1953 гг. работал принадлежавший ГУЛАГу промысел, продукцией которого был радий. При промысле имелась физиологическая лаборатория с бальнеологическим стационаром, где в 30–40-е гг. проводили лечение ваннами с радийсодержащими водами и компрессами с солями радия. Ванны назначали больным ревматизмом, пояснично-крестцовым радикулитом и при гинекологических заболеваниях. Компрессы – при экземе, дерматозах и при ревматизме с локальными патологическими изменениями. Лечение прошло около 1400 человек. Физиологической лабораторией руководили врачи А.А. Титаев (1932–1934 гг.), А.А. Любушин (1934–1938 гг.), О.А. Степун (1939–1941 гг.).

Report about the medical application of radium in 1930–1940s on the Ukhta radium enterprise, which belonged to GULAG (Soviet penal system). There was the physiological laboratory with the balneary. Both prisoners and civilians were patients there. Baths with radiumcontaining water and compresses with radium salts were used. Baths were prescribed to patients with rheumatism, lumbosacral radiculitis and gynecologic diseases; compresses were used for eczema, dermatosis and rheumatism with local pathological changes cure. Doctors A.A. Titaev (1932–1934), A.A. Lyubushin (1934–1938), O.A. Stepun (1939–1941) were at the head of the physiological laboratory.

Исследования на рубеже XIX и XX вв. явления радиоактивности и особенно открытие Пьером и Марией Кюри радия получили широчайшую известность не только в научных кругах. Первые же успехи в лучевой терапии рака привели к почти религиозной вере в лечебные свойства радия. А когда радий и его дочерние продукты были обнаружены в минеральных водах многих заслуженно прославленных европейских курортов, в общественном мнении радиоактивность стала ассоциировать с хорошим здоровьем. Начало истории применения радия в бальнеологии связана с германским курортом Крейцнах (Bad Kreuznach), где фармацевт доктор Карл Ашофф (Dr. Karl Aschoff) в 1904 г. обнаружил соли радия в минеральных водах и начал эмпирическим путем искать наиболее эффективные методы лечения с их применением. Весьма интересен был в этом отношении курорт Иоахимсталь (Joachimstahl, ныне г. Яхимов, Чехия), где существовавший с XVIII века урановый рудник, радиевый завод, и построенный в 1912 г. отель Radium Palace с лечебницей практически составляли единый комплекс. Для лечения использовали радиоактивную воду, откачиваемую из передовых забоев рудника, и отходы радиевого завода [3]. Высокая радиоактивность минеральных вод была обнаружена на популярных российских курортах – Ессентуки и Пятигорск на Северном Кавказе и Белокуриха на Алтае [2, 7]. В 1910 г. в Санкт-Петербурге вышла обстоятельная монография доктора Д.Ф. Решетилло [22], где были обобщены как теоретические знания о явлении радиоактивности, так и практический опыт применения радия в лечебном деле.

Применение радийсодержащих вод в медицинских целях на Ухтинском радиевом промысле. В СССР долгое время не было разведанных месторождений радиоактивных руд, пригодных для рентабельной добычи радия [20]. Зато неожиданно был открыт новый вид радиевого сырья. В 1926 г. экспедиции Геологического коми-

тета обнаружила в воде из скважины №1 “Казенная” на территории Ухтинского нефтяного месторождения наличие солей радия в концентрации, достаточной для промышленной добычи. Эксплуатация открытого месторождения радийсодержащих вод началась в 1931 г. Ухто-Печорским исправительно-трудовым лагерем ОГПУ (УхтПечлаг). До 1953 г. на месте пос. Водный Республики Коми действовало уникальное предприятие, где радий выделяли из подземных минерализованных вод. Радиевый промысел работал в системе ГУЛАГа, подчинялся разным его структурам и сменил несколько официальных названий. В историю это предприятие вошло под названием “Водный промысел” [14].

Руководство ГУЛАГа, по-видимому, изначально предполагало использовать в медицинских целях радийсодержащие воды Ухтинского месторождения. Большие надежды давало то, что содержание радия в них было на порядок выше, чем во всех известных на то время отечественных и зарубежных источниках: Гейдельберг – $14{,}1\cdot10^{-10}$, Крейцнах – $6{,}9\cdot10^{-10}$, Ессентуки №17 – $0{,}05\cdot10^{-10}$ [27], а скважина №1 “Казенная” на Водном промысле – $7{,}6\cdot10^{-9}$ г·Ra/литр [4]. Поэтому к освоению месторождения привлекли Государственный центральный институт курортологии (ныне – Российский научный центр восстановительной медицины и курортологии, г. Москва). В качестве его представителя в штат санотдела Ухпечлага был зачислен врач Алексей Асинкритович Титаев, бывший ассистент кафедры физиологии животных 2-го Московского медицинского института, осужденный в 1930 г. коллегией ОГПУ на пять лет заключения по ст. 58 [23, 24]. Начало применение вод для лечения больных датируется 1 мая 1932 г. [5]. Опытный курс лечение радийсодержащей водой прошло 28 пациентов, из них 15 человек страдали от ревматизма, трое имели кожные заболевания, семеро болели цингой, один неврастенией и двое – невритами. Двое ревматиков пили радиоактивную воду, остальных лечили ваннами. Результаты были признаны обнадеживающими: “... ванны и питье воды оказали на них только благоприятное действие, а именно, улучшение работы сердца повышение аппетита, нормальный стул у страдавших запорами и в одном случае возбуждение половой функции” [5, л. 206–207]. К осени 1932 г. на Водном промысле было построено здание физиологической лаборатории (т.н. “физлаборатория”) с бальнеологическим стационаром на восемь коек [9, 25].

Одновременно физиологическое и терапевтическое действие образцов воды с Ухтинского месторождения изучали непосредственно в Государственном центральном институте курортологии [6]. После экспериментов на кроликах и собаках, а также наблюдениях за людьми, был сделан вывод, что “...воды Ухты пополняют наш медицинский арсенал своеобразным и доселе неизученным фактором высокого терапевтического влияния” [27, с. 2]. В сентябре 1932 г. район Водного промысла посетила экспедиция Государственного центрального института курортологии в составе: врач-бальнеолог С.Н. Соколов и климатолог Вадковская. В представленном отчете заключение о возможности организации курорта на основе Водного промысла было отрицательным: “...в виду полной неизученности сероводородных вод и торфов, а так же ввиду неразработки вопроса об использовании эманаций радия и недостаточной изученности физиологического действия радиевых вод – необходимо считать нецелесообразным планировку и строительство курорта в данный момент” [19, л. 224]. Такой вывод вызвал раздражение руководства Ухтпечлага: “... институт Курортологии в Москве, с которым были связаны через ГУЛАГ и на котором лежало руководство научно-исследовательской работой на промысле № им. ОГПУ (прим. – официальное название радиевого производства до 1938 г.), зарекомендовал себя как учреждение мало заинтересованное в скорейшем практическом разрешении этих вопросов” [5, л. 205]. На состоявшемся 22–24 сентября 1932 г. совещании Ухтпечлага под председательством начальника ГУЛАГа М.Д. Бермана было принято решение “проработать вопрос об организации курорта на пром. №2 и расширить работы по изучению физиологического действия радия на организм” [21, л. 60].

В 1934 г. у А.А Титаева закончился срок заключения. Несмотря на весьма настойчивые просьбы, он отказался остаться на Водном промысле на правах вольнонаемного и вернулся в Москву. Умер Алексей Асинкритович в 1979 г. в возрасте 84 лет (личное сообщение Н.А. Титаевой). Согласно сохранившимся документам, в 1934–1938 гг. физлабораторией руководил А.А. Любушин, а в 1939–1941 гг. – О.А. Степун. К сожалению, об этих врачах нам пока практически ничего не известно.

Всесоюзной здравницей Ухтпечлаг не стал. Известно, что лечение радийсодержащими водами в физлаборатории Водного промысла с 1932 по 1940 гг. прошло около 1400 чел. [13]. Как следует из отчетов, пациентами были как заключенные, так и члены семей вольнонаемных и начальствующего состава. Точных сведений о том, когда физлаборатория прекратила работу, у нас нет. Предположительно, это произошло в 1941 г.

***Методы лечения радийсодержащими водами на Ухтинском радиевом промысле.*** Радиоактивность вод Ухтинского месторождения обусловлена присутствием $^{226}$Ra – члена ураново-радиевого ряда ($T_{1/2}$ = 1600 лет) и $^{228}$Ra – члена ториевого ряда (мезоторий, $T_{1/2}$ = 5,75 года). По химическому составу они являются бессульфатными хлоридно-натриевыми кальциевыми рассолами. Массовое содержание $^{228}$Ra было небольшим 0,3–0,5% [26], но из-за его высокой удельной активности 45–58% радиоактивности ухтинского радия было обусловлено присутствием этого радиоизотопа. В начале эксплуатации месторождения удельная активность воды достигала 281 Бк/л (скважина № 1 “Казенная”) [1, 4], а в 40-е гг. снизилась почти до 100 Бк/л [17]. По радионуклидному составу воды Ухтинского месторождения принципиально отличаются от вод других эксплуатировавшихся в медицинских целях месторождений. В минеральных водах Ессентуков, Пятигорска и Белокурихи отсутствуют соли радия. Выщелачивание радия из вмещающих горных пород при их генезисе не происходило, но зато они насыщались изотопами инертного радиоактивного газа радона – $^{222}$Rn (радон, $T_{1/2}$ = 3,824 сут.) и $^{220}$Rn (торон, $T_{1/2}$ = 55,3 секунд, альфа-излучатель), ко-

торые образуются при радиоактивном распаде $^{226}Ra$ и $^{228}Ra$ соответственно. Радиоактивность радоновых вод после извлечения из недр сохраняется недолго из-за короткого периода полураспада изотопов радона и их дочерних продуктов. Поэтому использовать их нужно немедленно и на месте добычи. Воды Ухтинского месторождения, содержащие долгоживущие $^{226}Ra$ и $^{228}Ra$, радиоактивными оставались неограниченно долго. Этот факт особо был отмечен в отчете Государственного центрального института курортологии: "Особое значение исследуемой минеральной воды заключается в возможности ее применения вне места нахождения источников – в физиолечебницах промышленных центров, в заводских больницах нашего Союза и за границей" [27, с. 2]. Позже, в 1950-е годы, когда был накоплены значительные эмпирические и теоретические знания о лечебном применении радионуклидов, контакт пациента с долгоживущими радионуклидами был признан недопустимо опасным [28]. В радонотерапии – современном способе лечения с применение $^{226}Ra$ – на пациента воздействуют только $^{222}Rn$ и его короткоживущие дочерние радионуклиды [7].

Лечение в бальнеологическом стационаре физлаборатории Водного промысла проводили ваннами и компрессами с солями радия.

Ванны с теплой минеральной водой – один из наиболее распространенных и наиболее древних методов бальнеологии. Согласно сохранившимся ежемесячным отчетам, в физлаборатории Водного промысла ванны в основном назначали больным с ревматизмом, поясничнo-крестцовым радикулитом, воспалением седалищного нерва (ишиас) и заболеваниями женской половой сферы. Лечение проводили курсами из 12–18 ванн по 15 мин при температуре воды около 35 °С. В редких случаях продолжительность курсов достигала 24 ванн, а время пребывания в ванне – до 20 мин. Лечебными факторами были действие солей, температура, излучение радия и его дочерних продуктов и, несомненно, освобождение от работ. Пациент после принятия ванны не вытирался, а обсыхал, от чего радиоактивные соли в течение нескольких дней оставались на теле. Через некоторое время кожа приобретала кирпично-красный оттенок из-за эритемы – кровенаполнения кожных капилляров [16]. Первым такой способ пролонгирования действия радиоактивных солей применил в начале XX в. доктор Карл Ашофф на курорте Крейцнах (Германия). Этот же прием был использован в Государственном центральном институте курортологии при проверке на людях терапевтического действия Ухтинских радийсодержащих вод в 1932 г. [27]. Причиной эритемы был радиационный ожог, для возникновения которого необходима весьма высокая доза – не менее 3 Зв [8, 17]. По наблюдениям К. Ашоффа, радиоактивный осадок на поверхности кожи сохранялся несколько суток (цит. по [27]) и полученная кожей доза могла быть значительной. В настоящее время столь высокая лучевая нагрузка на кожу, причем практически на всей поверхности тела, считается недопустимой из-за отдаленных последствий. Но в 30-е гг. XX в. легкое преходящее покраснение кожи, сопровождаемое шелушением и пигментацией кожи, напоминающее банальный солнечный ожог, опасным не считалось.

В физлаборатории Водного промысла компрессы назначали при экземе, дерматозах и при ревматизме с локальными патологическими изменениями. Лечение компрессами начал А.А. Титаев в 1933 г. по собственному, эмпирически найденному методу. Для этого он применял соль, полученную выпариванием радийсодержащей воды. Влажная соль в количестве 50–200 г закладывалась между слоями марли, поверх марли – клеенка, вата и бинт. Компресс накладывался на 12 ч, курс лечения – 20 компрессов. Эритемы при таком режиме применения отмечено не было, но было сильное раздражающее действие высокой концентрации растворимых нерадиоактивных солей. Проведено лечение 14 больных с улучшение в 12 случаях [12]. А.И. Любушин, сменивший А.А. Титаева, первоначально так же применял компрессы из выпаренных радийсодержащих солей, однако серьезным недостатком таких компрессов считали низкое содержание радия [16].

Другой метод лечения компрессами был разработан в 1934 г. в клинике кожных болезней 1-го Московского медицинского института (директор – проф. Г.И. Мещерский) при участии В. Сухарева, Е. Гурвич и Е. Одинцовой [11]. В качестве основы компресса использовали промежуточный продукт радиевого производства – радиевый концентрат, который получали обработкой радийсодержащей воды гипсом с хлоридом бария и последующего осаждения смеси нерастворимых сульфатов бария и радия [14]. В физлаборатории радиевый концентрат очищали от растворимых примесей и получали так называемый "активный барий" или "активный медицинский концентрат" [15]. Согласно методике клиники кожных болезней, компресс представлял собой подушечку их плотной ткани площадью 4х4 см, в которую набивали 4–5 г радиевого концентрата. Подушечку укрепляли пластырем на очаг поражения и оставляли в таком состоянии на 8–10 суток. Повторять наложение компресса на тот же участок следовало не ранее чем через 1,5–2,0 месяца. При распространенных участках поражения, площадью до 40 $см^2$, накладывали несколько подушечек, однако продолжительность воздействия снижали до 6–7 дней. Не допускалось наложение компрессов такой площади на лицо, шею, область селезенки, печени и на пах [10].

Врач А.И. Любушин практиковал следующий способ лечения радиоактивными компрессами: из "активного медицинского концентрата" "... приготовлялись подушечки весом 35–150 г и площадью 10х10 см и до 20х30 см, толщина активного слоя не должна превышать 2–3 мм. В случае необходимости облучать большую поверхность тела, можно накладывать сразу два таких компресса. Для того, чтобы активное вещество равномерно распределялось, подушечку прошивают вертикальными и продольными швами, чтобы таким образом она оказалась разделенной на квадратики 2х2 см.

Такая подушечка, наложенная на больной участок тела может оставаться долгое время не вызывая к[ого]л[ибо] раздражающего действия, но следует иметь в виду, что этот препарат активного бария значительно

богаче радием, чем сама вода или выпаренная из нее соль, поэтому лечение концентратом должно проводиться под контролем медперсонала и только в стенах лечебного заведения. Обычно время экспозиции при лечении ревматических заболеваний назначают 2–3 дня, затем делают перерыв на 2 дня, во время которого подушечки с концентратом переносятся на другой участок тела или снимаются вовсе. Общая продолжительность экспозиции 12–15 дней" [16, л. 53–54].

Согласно отчету клиники кожных болезней 1-го Московского медицинского института, после 5-суточной аппликации компресса из "активного медицинского концентрата" на коже появлялась слабая эритема с нечетко выраженными краями, а 10-суточная аппликации приводила к более резкой эритеме, проходящей через двое суток и оставляющей пигментированный участок с несильным шелушением [11]. Описанная эритема является признаком легкого радиационного ожога, возникающего при кожной дозе от 3 Зв и выше в зависимости от мощности дозы [8, 17]. Подобная эритемная реакция наблюдается и при современных методах лечения с применением радоновых аппликаторов, когда доза локального облучения может достигать 30 Зв за курс. Поэтому применение радоновых аппликаторов допустимо только в тех случаях, когда иные методы терапии оказались малоэффективны. Следует отметить, что показаниями к применению радоновых аппликаторов являются некоторые формы экземы, псориаза и нейродермита, клинически выраженный болевой синдром неврологического и суставного происхождения, келлоидные рубцы и трофические язвы разной этиологии [7] – т.е. практически те же заболевания, при которых назначали радиевые компрессы в физлаборатории Водного промысла.

В 20–30-е годы XX в. за рубежом был модным прием во внутрь (per ore) природных радиоактивных вод или специально изготовленных радийсодержащих препаратов. Из последних наибольшую скандальную известность приобрел "Radithor" выпускавшийся "Bailey Radium Laboratories" (США). "Radithor" стал причиной смерти многих увлекавшихся им людей, в том числе и своего создателя Уильяма Байлея (William J.A. Bailey). [30]. Наибольший скандал возник со смертью Эбен Мак-Бирней Баерса (Eben MacBurney Byers), известного американского бизнесмена, миллионера, спортсмена и плейбоя [29]. Этот метод лечения оказался чрезвычайно опасным, так как поступивший в организм радий депонировался в костях и становился постоянным источником внутреннего облучения. Следствием становилось развитие рака костей, а при высоком накоплении радия – некроз (омертвление) костной ткани. Советский Союз отставал от других промышленно развитых стран в практике применения радиоактивных препаратов, поэтому была возможность учета отрицательного зарубежного опыта. В физлаборатории Водного промысла лечение путем приема радийсодержащих вод не практиковали. Есть сведения только о двух случаях приема воды при отработке А.А. Титаевым методов лечения в 1932 г., в начале работы физлаборатории [5]. Однако не исключено, что многие работники Водного промысла пили добываемую радиоактивную воду в порядке самолечения. В частности этим объясняют смерть от рака в апреле 1952 г. Н.Ф. Бутенина, начальника Водного промысла в 1934–1935 гг. (личное сообщение Н.А. Титаевой).

## Заключение

К 1950-м гг., некоторые методы лечения с применением радия были признаны опасными, в других – радий заменен короткоживущими радионуклидами или нерадиоактивными препаратами [28]. Основными недостатками методов лечения в физлаборатории Водного промысла являются отсутствие дозиметрического контроля и непосредственный контакт пациентов с долгоживущим радионуклидами $^{226}$Ra и $^{228}$Ra.

Есть сведения, что в 1955 г. район Водного вновь посетила научная бригада Института курортологии во главе с инженером-гидрогеологом З.М. Карауловой [13]. На этот раз было дано отрицательное заключение о возможности лечебного применения Ухтинских радийсодержащих вод, причина – высокое содержание в них солей радия [7].

Результаты бальнеологического применения Ухтинских радийсодержащих вод опубликованы не были. Во время обороны Москвы в 1941 г. архивы госучреждений, в том числе Государственного центрального института курортологии, были уничтожены. Таким образом, среди специалистов память о медицинском применении Ухтинских радийсодержащих вод и о подвижнической работе врачей, волей или неволей оказавшихся в недрах ГУЛАГа, под началом некомпетентных в науке людей, оказалась утраченной.

*Автор благодарен за помощь д.г.-м.н. Наталье Алексеевне Титаевой (1930–2005 гг.), ученому-радиогеохимику, профессору геологического факультета Московского государственного университета, дочери врача Алексея Асинкритовича Титаева.*

***Литература***

1. *Баранов В.И., Курбатов И.Д. О содержании радиоэлементов в воде и ее отложениях казенной буровой скважины №1 Ухтинского месторождения // Труды радиевого института. – 1933. – Т. 2. – С. 139–156.*
2. *Баранов В.И., Овчинников А.М. Методическое руководство по исследованию радиоактивности подземных вод. – М. – Л. : Гос. изд-во геол. лит-ры Комитета по делам геологии при СНК СССР, 1946. – 43 с.*
3. *Башилов И.Я. Введение в технологию редких элементов. – М. – Л.: Государственное химико-технологическое издательство, 1932. – С. 58.*
4. *Богоявленский Л.Н. Ухтинское месторождение радия // Докл. АН СССР, Сер. А. – 1928. – Вып. 14/15. – С. 156.*
5. *В Главное управление лагерями ОГПУ, тов. Берману (докладная записка). – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 16, л. 204–207.*
6. *Влияние ванн из растворов выпаренных ухтинских солей на ревматиков и ишиадиков / З.Е. Быховский. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 16, л. 208–210.*
7. *Гусаров И.И. Радонотерапия. – М. : Медицина, 2000. – 200 с.*

8. *Джелиф А.М. Биологическое действие радиации на кожу (ранние эффекты) // Радиация и кожа. – М. : Атомиздат, 1969. – С. 22–32.*
9. *Из дислокации промысла № 2 им. ОГПУ на 15 октября 1932 г. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 146.*
10. *Инструкция по применению ухтинского концентрата с содержанием до 25 млгр радия на тонну при хронических дерматозах. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 283, л. 96.*
11. *К вопросу изучения биологического действия и использования с терапевтической целью ухтинской руды. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 283, л. 63–67.*
12. *К вопросу о характере действия и способе применения радиевых солевых компрессов при хроническом артрите. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 283, л. 38–39.*
13. *Каминский А.И. Курортные богатства Ухтинского района Коми АССР // Изв. Коми филиала ВГО. – 1959. – Вып. 5. – С. 67–72.*
14. *Кичигин А.И., Таскаев А.И. "Водный промысел": история производства радия в Республике Коми (1931–1956 гг.) // Вопросы истории естествознания и техники. – 2004. – № 4. – С. 3–30.*
15. *Любушин А.А. Лечебное значение активного сернокислого бария, приготовленного из Ухтинских минеральных вод. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 362, л. 7–8.*
16. *Любушин А.А. Ревматизм и его лечение Ухтинскими минеральными водами. – 1937. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 520, л. 43–62.*
17. *Объяснительная записка к бухгалтерскому отчету по основной деятельности за 1946 год. – Государственный архив Российской Федерации. – Фонд Р-8361, опись 1, дело 108, л. 3–30.*
18. *Осанов Д.П. Дозиметрия и радиационная биофизика кожи. – М. : Энергоатомиздат, 1983. – 152 с.*
19. *Отчет экспедиции Госуд. Центр. Института Курортологии в Ухтинский район осенью 1932 года / С.Н. Соколов. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 16, л. 211–224.*
20. *Погодин С.А., Либман Э.П. Как добыли советский радий. – М. : Атомиздат, 1977. – 248 с.*
21. *Протокол совещания по вопросам производственной работы Ухтпечлага от 22–24 сентября 1932. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 22.*
22. *Решетилло Д.Ф. Радий и его применение для лечения болезней кожи, злокачественных новообразований и некоторых болезней внутренних органов. – СПб. : Практическая медицина, 1910. – 189 с.*
23. *Список з/к, работающих при Управлении Упитлаг ОГПУ (Чибью). – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 141.*
24. *Список сотрудников санотдела на 1 мая 1932 года. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 141.*
25. *Титаев А.А. Годовой отчет о работе за 1933 год. – Национальный архив Республики Коми. – Фонд Р-1668, опись № 1, дело № 283, л. 15–17.*
26. *Торопов Ф. А. Геохимия Ухтинских радиоактивных вод // Недра Советского Севера. – 1933. – № 1. – С. 15–26.*
27. *Ухтинские минеральные радиевые воды. – Ухто-Печерский трест, 1933. – 70 с.*
28. *Щепотьева Е.С. Лечебное применение альфа-излучающих радиоактивных изотопов (альфа-терапия) // Медицинская радиология. – 1957. – Вып. 3. – С. 62–77.*
29. *Macklis R.M. The great radium scandal // Scientific American. – 1993. – Vol. 269, № 8. – P. 94–99.*
30. *Rowland R.E. Radium in humans: a review of U.S. studies. – Argonne (Illinois, USA), 1994. – 246 p.*

# АНАЛИЗ СИМПТОМАТИКИ ПРОЯВЛЕНИЯ "СОННОЙ БОЛЕЗНИ" И СИНДРОМА ПОВЫШЕННОЙ УТОМЛЯЕМОСТИ КАК ОТДАЛЕННОЕ ПОСЛЕДСТВИЕ ГАЗО-РАДИАЦИОННОГО ФАКТОРА НА ПРИМЕРЕ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННОЙ СИСТЕМЫ С. КАЛАЧИ (КАЗАХСТАН)

Ю.О. Ключникова, Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов

Томский политехнический университет, Томск, Россия

# ANALYSIS OF SYMPTOMS OF "SLEEPING SICKNESS" AND FATIGUE SYNDROME AS THE LONG-TERM CONSEQUENCES OF GAS-RADIATION FACTOR ON THE EXAMPLE OF THE NATURAL AND TECHNOGENIC SYSTEMS OF KALACHI VILLAGE (KAZAKHSTAN)

Yu.O. Klyuchnikova, N.V. Baranovskaya, L.P. Rikhvanov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

## Введение

С 22 марта 2013 г. жители села Калачи начали обращаться в амбулаторию с одинаковыми симптомами: нетипично долгий сон, головокружение, общая слабость, нарушение координации, вызванное возможным падением тонусом мышц, частичная потеря памяти, бессознательное или полубессознательное состояние длительностью до трех суток. Учитывая эту особенность,

данное заболевание в СМИ назвали “сонной болезнью”. Официальное название, представленное Минздравом – “Энцефалопатия неясной этиологии”. Первый зафиксированный случай произошел в июле 2012 г. В 2013 г. в лечебные организации обратилось уже более 30 человек с симптомами “сонной болезни”. С начала 2014 г. было зарегистрировано 26 случаев. Возраст обратившихся от 12 до 81 лет.

При выяснении патологии данного заболевания были учтены такие факторы как расположение с.Калачи на Северо-Казахстанской возвышенности, представленной гранитами с повышенной активностью урана, также именно здесь сформировались крупные рудные узлы, одним из которых является Ишимский урановый узел и другой фактор – разработка данного месторождения с 1960 по 1990 гг. как Красногорского уранового рудника. Эксплуатация месторождения проводилась подземным способом. Таким образом, можно предположить, что с. Калачи находится в зоне высокого потенциального риска, обусловленного действием природных и техногенных радиоэкологических факторов [8], что определяет некоторую степень радиационной нагрузки на данную территорию и является одним из немаловажных факторов негативного воздействия на жителей, но не ключевым. Также при обнаружении патологии “сонной болезни” было рассмотрено влияние и таких факторов как состав газовой смеси – при проведении комплексных экологических измерений на исследуемой территории были обнаружены превышенные концентрации озона, ацетона и окисей углерода. А при более подробном анализе имеющихся данных было замечено сезонное проявление болезни, что привело к созданию модели, объясняющей появление данных факторов.

В результате проведенного литературного анализа было выявлено заболевание сходное по симптоматике с “сонной болезнью” – синдром повышенной утомляемости. Данное патологическое состояние, описанное академиком А.Ф. Возиановым, профессором Г.Н. Дранником было обнаружено в результате обследования жителей г. Киева и Киевской области, и определено как часто встречающееся в регионах с экологически неблагоприятной ситуацией и в том числе усугубленной влиянием радионуклидов на окружающую среду [4]. Проявление данного заболевания сопровождалось следующими симптомами: выраженная слабость, усталость, недомогание, снижение трудоспособности.

Несмотря на то, что данные, для сравнения патологий двух данных заболеваний, оценки иммунного состояния жителей и влияния окружающей среды, ограничены, описание нечетко выраженной симптоматики и условий возникновения заболеваний достаточно для их анализа, сопоставления ключевых факторов и нахождения значимых различий.

## Материалы и методы исследований

С марта 2013 г. по октябрь 2014 г. были проведены комплексные экологические исследования Национальным Ядерным Центром Республики Казахстан и специалистами “Научно-практический центр санитарно-эпидемиологической экспертизы и мониторинга” В ходе которых были выборочно отобраны биосубстраты проживающих на территории населения, а именно волосы и пробы крови жителей с.Калачи для проведения анализа по определению массовых долей элементов в волосах и крови (ISP MS анализ), а также был проведен тест на содержание микроядер. (патологической структурой клетки) в крови [7, 10]. В некоторых домах были проведены мгновенные измерения и измерения в течении суток ЭРОА радона в жилых помещениях и подвалах. Наряду с радиационными показателями и отобранными биосубстратами, были проведены измерения нерадиационных показателей экологической обстановки, а именно измерение вредных веществ в воздухе, пестицидов в окружающей среде и продуктах питания, тяжелы металлов в продуктах питания. Таким образом, полученные материалы в дальнейшем подверглись статистическим и аналитическим методам для анализа основных показателей экологической обстановки на исследуемой территории.

## Результаты

В результате проведенных исследований, специалистами были сделаны следующие выводы относительно измеренных радиационных параметров: мощность измеренной экспозиционной дозы была ниже предельно допустимых значений, кроме районов вблизи шахт и отвалов породы, содержание природных и техногенных радионуклидов в питьевой воде, продуктах питания, почвах не превышали допустимого уровня.

Измеренные мгновенные значения ЭРОА радона специалистами Национальным Ядерным Центром Республики Казахстан в воздухе жилых и подвальных помещений в ряде случаев превышают установленной нормы 200 Бк/м$^3$ [5] и составляют жилых комнатах, который составил – 8–1400 Бк/м$^3$, в погребах – 8–15000 Бк/м$^3$, при фоновом уровне 4–8 Бк/м$^3$ [7]. Дополнительно проводилось суточное измерение радона, некоторые полученные результаты представлены на рисунке 1.

Полученные данные, свидетельствуют о том, что уровни содержания радона сильно варьируют в течении нескольких суток (до 130 раз).

Как видно из этого графика, имели место резкие, скачкообразные превышения уровня ПДК радона в воздухе жилых помещений. Данный график также иллюстрирует повышение концентрации радона в периоды с октября по май.

Специалистами: были сделаны карты, на которых были отмечены случали заболевания и превышенное содержание радона. Можно заметить, что в местах где отмечается превышение ПДК радона – наблюдаются проявления случае сонного синдрома

В настоящее время опасность для населения представляет свойство радона, как инертного газа, проявлять наркотический эффект. В источнике [11], исходя из теории Мейера-Овертона, наркотическое действие инертных газов обуславливается растворением в нервных тканях, что в свою очередь зависит от атомного веса – чем больше атомный вес, тем больше его растворимость и тем сильнее его наркотическое действие. Исходя из данной теории можно сделать вывод, что ра-




***Рис. 1.*** *Результаты суточных измерений радона в нескольких домах с. Калачи (график построен по результатам отчета "Экологические исследования на территории села Калачи Есильского района Акмолинской области")*




***Рис. 2.*** *Сравнительный график средних и максимальных значений ЭРОА радона в жилых помещениях села Калачи по результатам отчета "Экологические исследования на территории села Калачи Есильского района Акмолинской области"*

дон проявляет более сильный наркотический эффект, чем криптон, который давно используется в медицине в качестве анестетика, однако использование радона из-за радиоактивности в качестве анестетика не известно.

В период марта 2013 – октября 2014 гг. специалистами Государственного санитарно-эпидемиологического надзора по Есильскому району и специалистами "Научно-практический центр санитарно-эпидемиологической экспертизы и мониторинга" были изучены нерадиационные показатели экологической обстановки с. Калачи. В ходе исследования были проведены измерения на содержание вредных веществ в воздухе [10], результаты некоторых приведены в таблице 1.

Анализируя приведенные данные можно сделать выводы, что наблюдается превышение озона в 1,3–4,3 раза значений ПДК, также можно увидеть превышение оксида углерода в 1,3–2 раза над значениями ПДК и превышение содержания ацетона в атмосферном воздухе на 2 порядка.

Ацетон представляет собой бесцветную, высокой летучестью, легковоспламеняющаяся жидкость с резким запахом. Расчетный период полураспада ацетона в крови 5 ч, а период полураспада в атмосфере составляет 22 дня. Ацетон используется в многочисленных промышленных процессах в качестве промежуточного продукта. При вдыхании, ацетон быстро всасывается и широко распространяется по всем тканям. Ацетон не считается генотоксичен или мутагенным [1]. Необходимо

*Таблица 1. Концентрации некоторых вредных веществ в атмосферном воздухе села Калачи по результатам отчета "Экологические исследования на территории села Калачи Есильского района Акмолинской области"*

| № | Определяемое вещество | ПДК, мг/м³ | Результаты измерений, мг/м³ |
|---|---|---|---|
| **1** | Углерода оксид | 5 | 0,08–10 |
| **2** | Углерода диоксид | – | 67–2240 |
| **3** | Озон | 0,03 | 0,0002–0,13 |
| **4** | Ацетон | 0,35 | 0,001–76 |

отметить, что ацетон относится к IV классу опасности и способен воздействовать на организм, вызывая слабый наркотический эффект. В работе [2] было отмечено, что вдыхание ацетона в половину меньше ПДК в течение суток вызывает заторможенную реакцию, т.е. увеличивается время ответа организма на любые воздействия окружающей среды. Другие исследования сообщают, что воздействие ацетона на работников соответствующих промышленностей приводят к бессознательному состоянию, головокружению, неустойчивости, спутанности сознания, головной боли [3]. Анализируя схожесть симптомов в результате воздействия ацетона на организм человека и "сонной болезни" можно сделать вывод, что ацетон может являться одной из причин заболевания с. Калачи.




***Рис. 3.*** *Содержание микроядер в крови жителей с.Калачи и норма, принятая в регионе (2,00‰) (график построен по результатам отчета "Экологические исследования на территории села Калачи Есильского района Акмолинской области")*

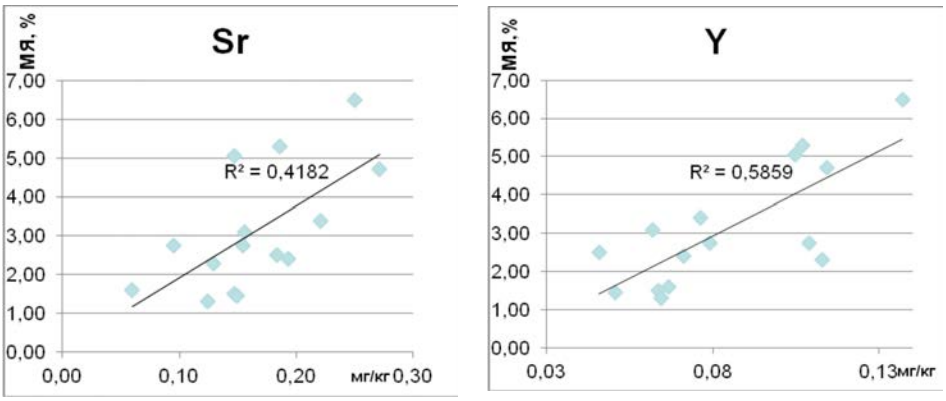



***Рис. 4.*** *Корреляционная связь между содержанием микроядер (‰) и химических элементов (Sr и Y) в крови населения с.Калачи (корреляции построены по результатам анализа на определение содержания элементов в крови "Химико-аналитического центра "Плзма")*

При попадании окиси углерода в организм, происходит связь с гемоглабином в крови человека, в результате образуется карбоксигемоглобин, что в свою очередь приводит к гипоксии [2], один из наиболее характерных симптомов которой является головная боль, головокружние.

В результате проведения анализа по определению массовых долей элементов в крови было определено содержание 63 элементов в каждом образце. Тест на содержание микроядер показал превышение регионального фона (рис. 3), что говорит о том, что жители с Калачи испытывают влияние химической или радиационной природы. Для более точного решения необходимо проведение хромосомноого анализа.

Для обнаруженных химических элементов и микроядер были построены корреляционные зависимости для определения связи между химическими элементами и микроядрами, которые содержатся в крови. Из полученных результатов были выявлены сильные корреляционные связи относительно содержания в крови Y и Sr. Данная корреляционная связь показана на рисунке 4. Другие зависимости установлены не были. Объяснить существующую взаимосвязь пока не представляется возможным.

Наличие данных о подземной разработке месторождения, сезонный характер проявлении "сонной болезни" привело к построению теоретической модели, которая объясняет механизм появления состава газовой смеси и ее воздействия на жителей. Известно, что с 1960 по 1990 гг. велась разработка месторождения Ишимского. При разработке данного месторождения производилась откачка воды и регулярная вентиляция, таким образом образовалась дисперсионная воронка. Но после ликвидации месторождения откачка воды прекратилась, как и вентиляция воздуха, уровень подземных вод стал восстанавливаться, а дисперсионная воронка исчезла Газовая смесь, образовавшаяся в приповерхностном слое, выходит под давлением уровня воды, который увеличивается в зависимости от количества выпавших осадков, возможно из-за повышения уровня воды во время весеннего снеготаяния и сезонов дождей.

В результате литературного анализа наиболее близкий к сонной болезни – синдром хронической усталости. Синдром повышенной усталости характеризуется снижением порога возбудимости и восприимчивости к внешним стимулам с вялостью, повышенной слабостью.

Синдром повышенной утомляемости (СПУ) – длительное, хронически протекающее патологическое состояние, впервые описанное в 1991 г. академиком А.Ф. Возиановым и соавторами в результате обследования через три года после катастрофы на ЧАЭС 1016 жителей Киева и Киевской области. установлено, что СПУ часто встречается в регионах с загрязнением окружающей среды экологически неблагоприятными факторами, такими как химически вредные вещества или радионуклиды [4].

Основные симптомы, выявленные у наблюдавшихся больных: общая слабость, недомогание, повышенная утомляемость, снижение быстрой реакции. При иммунологическом обследовании у больных СПУ наблюдалось ухудшение иммунитета в результате, постоянного напряжения, оказываемого на иммунную систему. Автор предлагает рассматривать СПУ в качестве предстадии синдрома хронической усталости (СХУ), который в свою очередь был обнаружен у ликвидаторов Чернобыльской АЭС [9].

Исходя из описания симптомов, признаков проявления данного заболевания, местоположения – недалеко от источника радиоактивного излучения, можно предположить немаловажное влияние радиационного фактора на жителей.

## Заключение

Село Калачи находится в зоне высокого потенциального риска от действия природных радиоэкологических факторов, которые усилены процессами ядерного техногенеза (разработка месторождения). Действие техногенных факторов было отмечено при проявлении синдрома повышенной усталости.

Анализ отобранных биосубстратов на содержания микроядер и химических элементов в образцах крови показал, что при увеличении массовой доли элементов в крови человека наблюдается рост количества микроядер, что свидетельствует о мутагенном действии агентов различной природы.

В результате проведенных исследований на территории села Калачи было выявлено повышенное содержание радона, носящее сезонно характер, совпадающий с характером проявления заболевания.

Анализ полученных нерадиационных показателей на исследуемой территории показал превышенные содержания окиси углерода, озона, ацетона.

Вероятные причины заболевания населения комплексное микрофакторное воздействие таких газов как радон, и таких компонентов газовой смеси как ацетон, монооксид и диоксид углерода.

Исходя из анализа литературных данных, можно сказать, что “сонная болезнь” и синдром повышенной усталости являются сходными заболеваниями ввиду влияния техногенных факторов на состояние здоровья населения.

***Литература***


1. *Inhalation exposure to acetone induces selective damage on olfactory neuroepithelium in mice / G. Buron, R. Hacquemand, G. Pourie et al. // Neuro Toxicology. – 2009. – Vol. 30, Is. 1. – P. 114–120.*
2. *Geller I., Gause E., Kaplan H. et al. Effects of acetone, methyl ethyl ketone and methyl isobutyl ketone on a match-to-sample task in the baboon // Pharmacology Biochemistry and Behavior. – 1979. – Vol. 11, Is. 4. – P. 401–406.*
3. *Ross D.S. Acute acetone intoxication involving eight male workers // Annals of Occupational Hygiene. – 1973. – Vol. 16, Is. 1. – P. 73–75.*
4. *Нарушения иммунитета и синдром повышенной утомляемости у жителей г. Киева / А.Ф. Возианов, Г.Н. Дранник, И.А. Петровская и др. // Врачеб. дело. – 1991. – № 11. – С.14–17.*
5. *Гигиенические нормативы “Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности”. – Утверждены постановлением Правительства Республики Казахстан от 3 февраля 2012 г. № 201.*
6. *Радоновая безопасность зданий / М.В. Жуковский, А.В. Кружалов, В.Б. Гурвич и др. – Екатеринбург : УрО РАН, 2000.*
7. *Лукашенко С.Н. Справка. Радиоэкологическое состояние поселка Калачи (Акмолинская область, Республика Казахстан). – Курчатов, 2015.*
8. *Отчет по мероприятию “Изучение радиационной обстановки на территории Республики Казахстан”в рамках бюджетной программы 011 “Обеспечение радиационной безопасности” (результаты работ за период 2004–2008 гг.). В 16 т.*
9. *Фролов В.М., Кутько И.И., Пересадин Н.А. Синдром хронической усталости: пограничная патология на стыке интересов психиатров и клинических иммунологов [Электронный ресурс] // Актуальные вопросы современной психиатрии и наркологии : сборник научных работ Института неврологии, психиатрии и наркологии АМН Украины и Харьковской областной клинической психиатрической больницы № 3 (Сабуровой дачи), посвященный 210-летию Сабуровой дачи / под общ. ред. П.Т. Петрюка, А.Н. Бачерикова. – Киев–Харьков, 2010. – Т. 5. – URL: http://www.psychiatry.ua/books/actual/paper114.htm.*
10. *Экологические исследования на территории села Калачи Есильского района Акмолинской области.*
11. *Физиологические эффекты газовых смесей и сред, содержащих ксенон и криптон / Б.Н. Павлов, Н.Б. Павлов, А.Р. Куссмауль и др. [Электронный ресурс]. – URL: http://medxenon.ru/sreda_kxenon_kripton.html.*

# ТЕРМОДИНАМИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ EU, U ПРИ НАГРЕВАНИИ РАДИОАКТИВНОГО ГРАФИТА В ПАРАХ ВОДЫ

А.М. Кобелев[1], Н.М. Барбин[1,2], Д.И. Терентьев[1], С.Г. Алексеев[1]

[1]Уральский институт ГПС МЧС России, Екатеринбург, Россия
[2]Уральский государственный аграрный университет, Екатеринбург, Россия, NMBarbin@mail.ru

# THERMODYNAMIC MODELING OF RADIONUCLIDE BEHAVIOR DURING HEATING OF RADIOACTIVE GRAPHITE IN WATER STEAM

A.M. Kobelev[1], N.M. Barbin[1,2], D.I. Terentyev[1], S.G. Alexeev[1]

[1]Ural Institute of state fire service of EMERCOM of Russia, Ekaterinburg, Russia
[2]Ural state agrarian University, Ekaterinburg, Russia

The behavior of the radionuclides uranium europium and during heating in the temperature range 373 to 3273 K in water vapors. It is found that at high temperatures the Eu is present in the vapor phase in the form of europium oxide, europium and in ionized phase in the form $Eu^+$. Radioactive uranium is present in the form of $UO_2$, $UO_3$ and ionized $UO_3^-$, $UO_2^+$.

Применение альтернативных источников энергии в разных сферах человеческой деятельности становится все более актуальным, в связи с уменьшением мировых запасов энергетического сырья. Использование ядерных установок является реальным решением энергетической проблемы.

Достоинством работы ядерных энергетических установок является минимальное воздействие на окружающую среду, в отличие от энергетических установок, использующих органическое топливо. К недостаткам использования ядерных энергетических установок можно отнести: возможность возникновения аварий и большое накопление радиоактивных отходов.

На сегодняшний день в мире накоплено более 300 тыс. т отработавшего радиоактивного топлива, в России – примерно 20 тыс. т. Помимо этого, в российских пунктах хранения находятся более 600 млн $м^3$ жидких радиоактивных отходов и свыше 200 млн т твердых радиоактивных отходов из них 60 тыс. т радиоактивный графит [8, 17, 19]. Отработавшее ядерное топливо и радиоактивные отходы, находящиеся в пунктах хранения, несут потенциальную опасность населению и окружающей среде. Поэтому необходима их переработка.

Данная работа посвящена вопросам переработки отработанного радиоактивного графита.

Графит в ядерной энергетике применяется в качестве замедлителя нейтронов уран-графитовых реакторов, которые в России очень распространены. При неисправности тепловыделяющих элементов в графит могут попадать радионуклиды урана ($^{238}U$, $^{236}U$, $^{235}U$), европия ($^{154}Eu$, $^{155}Eu$, $^{152}Eu$) и др. [20].

Существуют следующие способы переработки отработанного радиоактивного графита:

1. Окисление перхлоратами.
2. Окисление в расплавах хлоридов, карбонатов, нитратов, щелочей.
3. Окисление газообразными газифицирующими агентами – кислородом, воздухом, углекислым газом, парами воды, водородом.
4. Связывание графита с металлами[14].

Анализ поведения радионуклидов Eu и U, содержащихся в графите ядерного реактора, проводился методом термодинамического моделирования [7, 13, 16] в температурных интервалах от 373 до 3273 K в парах воды. Термодинамическое моделирование успешно использовалось в физике [9–11, 15], горении и взрыве [1–6, 8, 18].

Исследования проводились с помощью программы TERRA. Данная программа предназначена для расчета состава фаз, термодинамических и транспортных свойств произвольных систем с химическим и фазовыми превращениями. TERRA позволяет моделировать предельно равновесные состояния с использованием модели идеального газа. В программу для работы с часто применяемыми простыми веществами встроена открытая для расширения база данных [12].

На рисунке 1 представлено распределение Eu по равновесным фазам. В области температур от 373 до 673K полностью исчезает конденсированный $Eu_2O_3$ и увеличивается содержание конденсированного EuOCl до 100% мол. В интервале температур от 673 до 773 K незначительно уменьшается содержание конденсированного EuOCl. При температуре от 773 до 873 K уменьшается содержание конденсированного EuOCl до 98,9% мол. и увеличивается содержание конденсированного EuO до 1,1% мол. В диапазоне температур от 873 до 1073K конденсированный EuOCl частично переходит в конденсированные $Eu_2O_3$ (~75,4% мол.) и EuO (~15,4% мол.). При увеличении температуры до 1373K конденсированные EuOCl, $Eu_2O_3$ полностью переходят в конденсированный EuO (~100% мол.). До температуры 1673K весь европий находится в виде конденсированного EuO. При температуре от 1673 до 1973K конденсированный EuO полностью переходит в парообразные EuO (~37% мол.), Eu(~18,3% мол.) и ионизированный $Eu^+$ (~44,7% мол.). В области температур от 1973 до 2873K уменьшается содержание парообразного Eu до ~12,9% мол. и ионизированного $Eu^+$ до ~36,2% мол. В этом же интервале температур увеличивается содержание парообразного EuO до ~50,9% мол. При увеличении температуры до 2973 K незначительно увеличивается

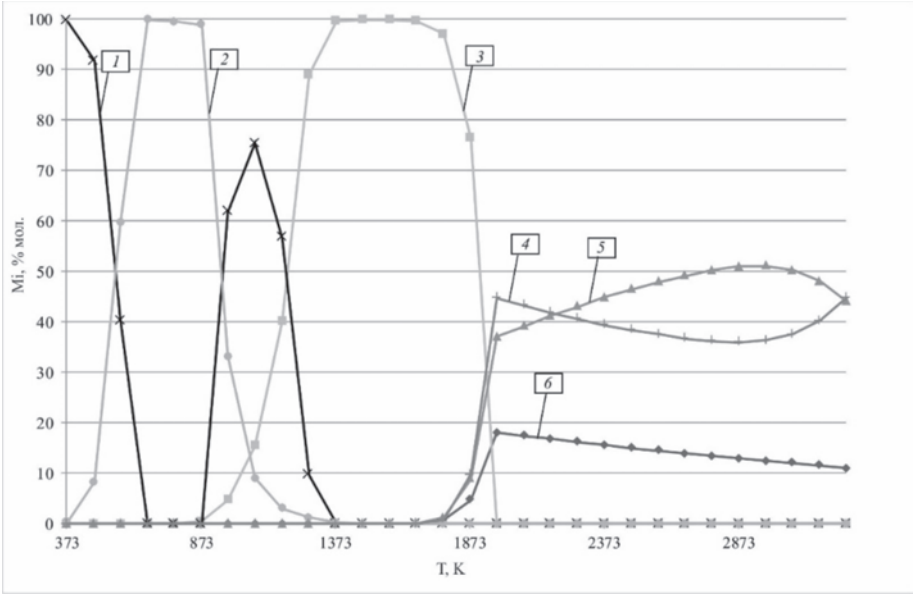



***Рис. 1.*** *Распределение европия по равновесным фазам: 1 – $Eu_2O_3$(конд.); 2 – EuOCl(конд.); 3 – EuO(конд.); 4 – $Eu^+$; 5 – $EuO^-$; 6 – Eu*

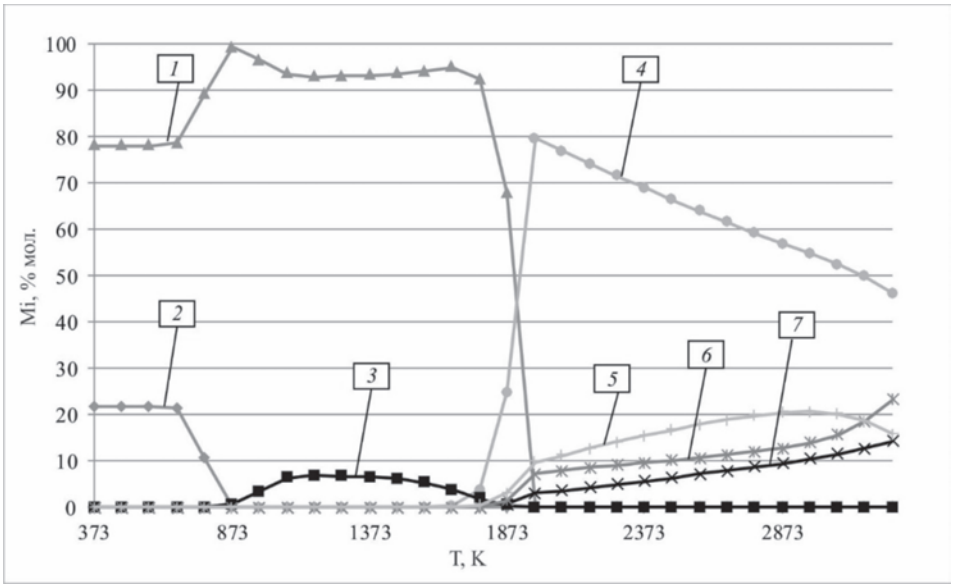



***Рис. 2.*** *Распределение урана по равновесным фазам. 1 – $UO_2$ (конд.); 2 – $UO_2Cl_5$ (конд.); 3 – $CaUO_4$ (конд.); 4 – $UO_3$; 5 – $UO_3$; 6 – $UO_2^+$; 7 – $UO_2$*

содержание парообразного EuO до ~51,1% мол., ионизированного $Eu^+$ до ~36,4% мол. На этом же участке температур уменьшается содержание парообразного Eu до ~12,5% мол. При температуре от 2973 до 3273 K парообразные EuO, Eu частично переходят в ионизированный $Eu^+$ (~45% мол.).

Распределение урана по равновесным фазам представлено на рисунке 2. До температуры 673K весь уран находится в виде конденсированных $UO_2$ (~78% мол.) и $UO_2Cl_5$ (~22% мол.). При увеличении температуры до 873 K конденсированный $UO_2Cl_5$ переходит без остатка в конденсированный $UO_2$. При температуре от 873 до 1173 K конденсированный $UO_2$ частично переходит в конденсированный $CaUO_4$. В области температур от 1173 до 1673 K уменьшается содержание конденсированного $CaUO_4$ до ~4% мол. и увеличивается содержание конденсированного $UO_2$ до ~96% мол. При увеличении температуры до 1773 K конденсированные $CaUO_4$, $UO_2$ частично переходят в парообразный $UO_3$. В интервале температур от 1773 до 1873 K уменьшается содержание конденсированного $UO_2$ до ~68% мол. и увеличивается содержание парообразных $UO_3$ до ~26% мол., $UO_2$ до ~1% мол. В этом же интервале температур увеличивается содержание ионизированных $UO_3^-$ до ~3% мол., $UO_2^+$ до ~2% мол. При температуре от 1873 до 2973 K парообразный $UO_3$ частично переходит в иони-

зированные $UO_3^-$, $UO_2^+$ и парообразный $UO_2$. В диапазоне температур от 2973 до 3273 K уменьшается содержание парообразного $UO_3$ до ~46% мол., ионизированного $UO_3^-$ до ~16% мол. и увеличивается содержание парообразного $UO_2$ до ~15% мол., ионизированного $UO_2^+$ до ~23% мол.

Таким образом, исследовано поведение радионуклидов европия и урана в диапазоне температур от 373 до 3273 K. В результате проведенной работы было определено, что при высоких температурах (>1973 K) радиоактивный европий находится в паровой фазе в виде оксида европия и европия в ионизированной фазе в виде $Eu^+$. Радиоактивный уран присутствует в виде парообразных диоксида урана, трехокиси урана и ионизированных $UO_3^-$, $UO_2^+$.

Полученные данные необходимо учитывать при утилизации отработанного радиоактивного графита методом сжигания в парах воды, а также при запроектных авариях на ядерных энергетических установках.

***Литература***


1. *Алексеев К.С., Барбин Н.М., Алексеев С.Г. // Пожаровзрывобезопасность. – 2012. – № 7. – С. 73.*
2. *Алексеев С.Г., Авдеев А.С., Барбин Н.М. и др. // Пожаровзрывобезопасность. – 2011. – № 5. – С. 62.*
3. *Алексеев С.Г., Алексеев К.С., Животинская Л.О. и др. // Пожаровзрывобезопасность. – 2013. – № 5. – С. 87.*
4. *Алексеев С.Г., Пищальников А.В., Левковец И.А. и др. // Пожароврывобезопасность. – 2010. – № 5. – С. 61.*
5. *Алексеев С.Г., Смирнов В.В., Алексеев К.С., Барбин Н.М. // Пожаровзрывобезопасность. – 2014. – № 3. – С. 86.*
6. *Алексеев С.Г., Смирнов В.В., Барбин Н.М. // Пожаровзрывобезопасность. – 2012. – № 5. – С. 89.*
7. *Барбин Н.М., Алексеев С.Г., Алексеев К.С. // Известия Южного федерального университета. Технические науки. – 2013. – № 8. – С. 260.*
8. *Барбин Н.М., Кобелев А.М., Терентьев Д.И., Алексеев С.Г. // Пожаровзрывобезопасность. – 2014. – Т. 23, № 10. – С. 87.*
9. *Барбин Н.М., Кобелев А.М., Терентьев Д.И. и др. // IX семинар вузов по теплофизике и энергетике. – Казань, 2015. – С. 360.*
10. *Барбин Н.М., Овчинникова И.В., Терентьев Д.И. и др. / / Прикладная физика. – 2014. – № 3. – С. 89.*
11. *Барбин Н.М., Шавалеев М.Р., Терентьев Д.И. и др. // Прикладная физика. – 2015. – № 6. – С. 110.*
12. *Белов Г.В., Трусов Б.Г. Термодинамическое моделирование химически реагирующих систем. – М. : МГТУ имени Н.Э. Баумана, 2013. – 96 с.*
13. *Ватолин Н.А., Моисеев Г.К., Трусов Б.Г. Термодинамическое моделирование в высокотемпературных системах. – М. : Металлургия, 1994.*
14. *Гринько А.М., Токаревский В.В. // 5-ая международная конференция "Сотрудничество для решения проблемы отходов" (Украина, г. Харьков). – 2008. – С. 340.*
15. *Кобелев А.М., Барбин Н.М., Терентьев Д.И. и др. // Всероссийская конференция XXXI "Сибирский теплофизический семинар" (Новосибирск). – 2014. – С. 525–527.*
16. *Моисеев Г.К., Вяткин Г.П., Барбин Н.М. Применение термодинамического моделирования для изучения взаимодействия с участием ионных расплавов. – Челябинск : Изд-во ЮУрГУ, 2002.*
17. *Скачек М.А. Радиоактивные компоненты АЭС: обращение, переработка, локализация: учебное пособие для вузов. – М. : Издательский дом МЭИ, 2014. – 552 с.*
18. *Смирнов В.В., Алексеев С.Г., Барбин Н.М. и др. // Пожаровзрывобезопасность. – 2013. – № 8. – С. 85.*
19. *Цыганов А.А., Хвостов В.И., Комаров Е.А. и др. // Известия Томского политехнического университета. – 2007. – Т. 310, № 2. – С. 269.*
20. *Переработка радиоактивного графита ядерных энергетических установок, вывод из эксплуатации [Электронный ресурс] / М.Р. Шавалеев, Н.М. Барбин, М.П. Дальков и др. // Техносферная безопасность. – 2015. – № 1 (6). – URL: http://www.uigps.ru/content/nauchnyy-zhurnal.*

# ПОДГОТОВКА СПЕЦИАЛИСТОВ ПО ЯДЕРНОЙ ЭНЕРГЕТИКЕ: ОПЫТ ХИМИЧЕСКОГО ФАКУЛЬТЕТА БЕЛГОСУНИВЕРСИТЕТА

С.В. Кобяшева, О.И. Шадыро, В.И. Гергалов, И.М. Клименко

Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь, kobyasheva@bk.ru

# TRAINING ON NUCLEAR ENERGY: EXPERIENCE OF CHEMICAL DEPARTMENT OF BSU

C.V. Kobyasheva, O.I. Shadyro, V.I. Gergalov, I.M. Klimenko

Belarusian State University, Minsk, Belarus

В связи с решением о строительстве Белорусской АЭС, в республике начата работа по формированию национальной системы подготовки кадров, необходимых для обеспечения эксплуатации будущей АЭС высококвалифицированными специалистами. С 2008 г. реализуется "Государственная программа подготовки кадров для ядерной энергетики Республики Беларусь на 2008–2020 годы". В рамках этой программы подготовку студентов по новым специальностям в области ядерной энергетики ведут в 4 высших учебных заведениях страны: Белорусский государственный университет (БГУ), (Белорусский национальный технический университет (БНТУ), Белорусский государственный университет информатики и радиоэлектроники (БГУИР), Международный государственный экологический институт имени А.Д. Сахарова БГУ (МГЭИ им. А.Д. Сахарова БГУ). Принято решение о направлении студентов на обучение в российские профильные вузы. Организована стажировка педагогов и научных работников высших учебных заведений за рубежом и производственная практика студентов в странах с развитой ядерной энергетикой, практикуется приглашение ведущих специалистов из Российской Федерации.

Специалисты, работающие в области ядерной энергетики, должны иметь исключительно высокий уровень профессиональной, психологической, юридической подготовки. Одним из важнейших направлений подготовки специалистов является подготовка химиков, без участия которых невозможно грамотное решение целого ряда проблем, возникающих в процессе эксплуатации станции. БГУ является единственным ВУЗом в стране, занимающимся такой подготовкой. Химический факультет БГУ готовит специалистов-химиков в области радиохимии и радиационной химии. Обучение таких будущих специалистов проводит кафедра радиационной химии и химико-фармацевтических технологий (РХиХФТ). В связи с поставленными задачами, коллектив преподавателей химического факультета и кафедры РХиХФТ реализует три основных направления учебно-воспитательной деятельности.

Во-первых, пересматриваются критерии отбора предметного содержания материала по учебным дисциплинам, ведется углубленная работа по анализу основ научных дисциплин и теоретических положений, адекватно отражающих суть и объекты наук, решается проблема предельной интеграции материала.

Во-вторых, осуществляется поиск действенных средств активизации познавательной деятельности студентов и ориентации их на самостоятельное выполнение интеллектуальных операций, обусловленных генетическими связями в материале. Иначе говоря, осуществляется разработка системы методов и приемов обучения, способных развить инициативную самостоятельность студентов, и моделирующих направленность действий применительно к конкретному учебному предмету. В учебный процесс широко внедряются обучающе-исследовательские методы.

Наконец, ведется поиск эффективных форм организации самостоятельной работы студентов. Среди них представляются перспективными лабораторные работы исследовательского характера, работы, связанные с анализом природных объектов, решение задач фундаментального и прикладного характера, мониторинг, разработка новых методик анализа, технологий обучения, участие студентов в проблемно-тематических семинарах кафедр и др.

Таким образом, решается проблема подготовки специалистов, способных к анализу нестандартных ситуаций, способных увидеть проблему, сформулировать задачу, найти пути и способы ее решения, выделив из огромного множества сторон и свойств проблемной ситуации те, которые потребуются для ее разрешения. Иначе говоря, создаются условия по формированию специалистов с творческим типом мышления и деятельности.

Структура и характер деятельности специалистов-химиков в области ядерной энергетики, требует прочного усвоения основ современной химии и ее важнейших теоретических положений. Будущие специалисты должны получить навыки самостоятельной работы с приборами и химическим оборудованием, освоить новейшие методы анализа вещества, прочно усвоить важнейшие достижения радиационной химии, радиобиологии, радиохимии, правила и приемы, реализуемые при работе с радиоизотопами и источниками излучений и др.

Приоритетным направлением подготовки является обеспечение прочных знаний по вопросам обеспечения ядерной и радиационной безопасности. Должный уровень подготовки предполагает, что специалисты, работающие в области ядерной энергетики, должны иметь исключительно высокий уровень профессиональной, психологической, юридической подготовки. Обеспечение безопасности при работе с радионуклидами требу-

ет особой компетентности при отборе, подготовке и анализе образцов воздуха, воды, почв, биологических объектов. Необходимо хорошо знать механизм взаимодействия излучений с веществом и его последствия, специфику состояния и поведения радионуклидов, методы радиохимического анализа и принципы дозиметрии. Знать и уметь пользоваться современными измерительными приборами. Уметь оценивать допустимые уровни поглощенной и эквивалентной дозы ионизирующих излучений. Иметь навыки практической работы с приборами и оборудованием. Владеть приемами безопасной работы и правильно оценивать уровень необходимой защиты от излучений. Знать химию отдельных элементов и понимать специфику их превращения в процессе ядерного распада. Уметь решать множество практических задач при работе с радиоизотопами и обращении с отработанным ядерным топливом и радиоактивными отходами. Подготовить таких специалистов в рамках часов, отводимых учебным планом на отдельную специализацию, невозможно. Несомненно, что организация подготовки высоко квалифицированных специалистов, владеющих одновременно необходимым объемом химических, физических, экологических, правовых знаний, возможна только при тщательном планировании и координации всех элементов и участников учебно-воспитательного процесса с учетом особенностей той или иной дисциплины: по вертикали – в рамках всего университета, по горизонтали – в пределах каждой дисциплины. Иначе говоря, подготовка должна быть комплексной, непрерывной, универсальной. Для этого должны быть учтены и особенности подготовки специалистов для БелАЭС другими вузами: сформирован целостный механизм подготовки, осуществляться анализ потребностей в специалистах, централизованный учет подготовки и единые унифицированные требования, наличие единых отраслевых программ. Качество учебных программ поставщиков образовательных услуг должно быть подвергнуто экспертной оценке ведущими специалистами отрасли.

В соответствии с учебным планом, прием студентов на химический факультет осуществляется по отдельному плану, совокупные знания специалисты получают в результате изучения комплекса общеобразовательных и специальных дисциплин, включенных в учебный план. Все программы изучаемых дисциплин взаимосогласованы и составлены таким образом, чтобы студенты могли оценить степень значимости того или иного материала. Каждая фундаментальная дисциплина, привязана к соответствующим общеспециальным и специальным дисциплинам настолько, насколько она может обеспечить их теоретическую базу.

Реализуемый междисциплинарный подход к химико-экологическому образованию предполагает включение изучаемой тематики в программы учебных дисциплин обществоведческого, психолого-педагогического и специального циклов избранной специализации.

Очевидно, что разработка обоснованных целей обучения невозможна без формулировки требований к будущему специалисту. Содержание целей подготовки специалистов обусловливается общественно-историческими условиями, в которых данный специалист будет жить и работать. Реальные жизненные задачи, которые призван решать будущий специалист, определяют систему теоретических знаний и умений, подлежащих включению в содержание образования. Исходя из этого, в концепцию подготовки специалистов для ядерной энергетики включен ряд положений, с учетом которых разработана общая схема подготовки таких специалистов. В частности предусматривается изучение принципов обеспечения ядерной и радиационной безопасности объектов и физических лиц, идентификация и оценка вредных последствий, изучение допустимых пределов, и возможностей снижения уровня опасности и методов обеспечения контроля за технологическими параметрами, позволяющими обеспечить должный уровень безопасности.

Особая роль при подготовке будущих специалистов для ядерной энергетики, отводится изучению принципов организации работ по системному анализу состояния безопасности, освоению специфики физико-химического анализа при работе с радиоизотопами, изучению состояния микрокомпонентов, вопросов хранения, переработки и утилизации радиоактивных отходов, методов ограничения негативного техногенного воздействия и др.

Среди дисциплин, играющих особую роль в подготовке специалистов для ядерной энергетики, следует назвать такие как: "Общая экология", "Ядерная химия", "Радиационная и ядерная безопасность", "Техника защиты окружающей среды", "Метрология, пробоотбор и пробоподготовка в анализе объектов окружающей среды", "Основы безотходных производств", "Экологическое право", "Химические основы радиационной биологии", "Радиохимия", "Радиационная химия", "Взаимодействие ионизирующего излучения с веществом", "Радиометрия", "Источники ионизирующих излучений", "Водоподготовка в ядерной энергетике", "ЯТЦ и обращение с отходами", "Прикладная радиохимия", "Радионуклиды в окружающей среде" и др.

Для закрепления усвоения полученного учебного материла программой подготовки предусмотрены стажировки и обучение на базах зарубежных ВУЗов и центров повышения квалификации. Таким образом, студенты, специализирующиеся на кафедре РХиХФТ, стажируются в Болгарии, Финляндии, Швейцарии, Москве (МИПК), Санкт-Петербурге, Обнинске (ЦИПК), Нижнем Новгороде, Севастополе, Дубне (ОИЯИ), ООО НПП "Доза" (Зеленоград)

Однако подготовка специалистов-радиохимиков для строящейся БелАЭС не является единственным направлением работы кафедры РХиХФТ.

Также осуществляется подготовка специалистов для научно-исследовательских и проектных институтов, связанных с различными областями применения ядерной химии, таких как радиомедицина, радиофармпрепараты, радиоэкология и др. Это крайне актуально во всем мире и Беларуси в том числе, где в 2015 г. введен в эксплуатацию первый центр позитронно-эмиссионной томографии (ПЭТ).

Важным направлением в обучающих программах кафедры выбрано направление ядерной медицины: мето-

ды синтеза радиофармацевтических препаратов для ядерной медицины, методы получения радиофармпрепаратов на основе циклотронных и генераторных радионуклидов для использования в радионуклидной диагностике.

Развитие ядерной медицины как фундаментальной, так и прикладной привело к привлечению особого внимания к изучению и синтезу противоопухолевых препаратов, соединений, защищающих организм от вредоносного действия ионизирующего излучения, высокочастотных электромагнитных излучений (компьютеров, мобильных телефонов, телевизоров, микроволновых печей, радаров и т.д.).

На кафедре РХиХФТ уделяется внимание вопросам организации межфакультетской и межуниверситетской работы по сопредельным ядерным дисциплинам. Наиболее перспективным в этом является создание в БГУ общеуниверситетских, междисциплинарных, оснащенных оборудованием ядерных центров, которые могли бы объединить усилия в области преподавания и НИР различных факультетов и университетов. При этом можно рассматривать как создание в будущем единого ядерного центра (с перспективой его организации через 10–15 лет), так и создание в настоящее время (в течение 1–1,5 лет) центра по наиболее актуальному современному направлению в рамках Программы подготовки кадров для БелАЭС. Такой ресурсный центр можно назвать центр "Ядерная химия и медицина" (РЦЯХМ). Создание такого центра имеет следующие преимущества:

1) он может объединить работу физиков, химиков, биологов, медицинский факультет и др. как в области подготовки студентов (аспирантов), так и в области НИР;
2) на ряде факультетов уже сейчас ведутся работы в области ядерной медицины (физический факультет, лаборатория радиохимии химического факультета) и имеются высококвалифицированные кадры для развития этих работ;
3) в Беларуси имеется целый ряд ядерных организаций, которым требуются специалисты данного профиля;
4) в работу РЦЯХМ могут быть привлечены не только специалисты в области ядерных дисциплин, но и ряд других высококвалифицированных специалистов в области химии, физики, биологии и др. (органическая химия, теоретическая физика и химия);
5) РЦЯХМ будет способствовать развитию и продолжению в БГУ исследований в области ядерных дисциплин как фундаментальных, так и прикладных.

При дальнейшем развитии кафедры радиационной химии и химико-фармацевтических технологий ее задача состоит в том, чтобы реализовать все положения образовательной программы. Кафедра для этого располагает необходимым учебно-научным потенциалом.

За прошедшие годы с момента подписания Государственной программы с учетом небольшого накопленного опыта уже можно выделить ряд вопросов и проблем, которые необходимо решить кафедре как в масштабе БГУ, так и совместно с другими вузами, занимающимися подготовкой специалистов для БелАЭС.

Необходим централизованный учет подготовки и единые унифицированные требования к будущим специалистам, наличие единых отраслевых программ. Должен присутствовать этап практического применения теоретического материала под руководством наставника. Не может быть ограниченности доступа к актуальным учебным материалам.

В перспективных задачах подготовки кадров для ядерной энергетики перед кафедрой ставится цель обеспечения непрерывности повышения и поддержания квалификации специалистов с учетом международного опыта, обеспечить необходимую потребность организаций, участвующих в сооружении АЭС в компетентном и квалифицированном персонале по вопросам управления, обеспечения и контроля качества и эксплуатации.

Изложенный подход к организации процесса обучения, позволяет надеяться на высокий уровень подготовки химиков, способных решать текущие и перспективные задачи, направленные на обеспечение безопасной работы объектов ядерной энергетики.

В целом, сравнение учебных программ показывает, что система белорусского радиохимического образования не уступает передовым зарубежным системам и по своей четкости, целеустремленности, и по насыщенности.

## АССОЦИАТИВНЫЕ ВЗАИМОСВЯЗИ TH И U С РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ В ЖИВОМ ВЕЩЕСТВЕ

Е.В. Коваль, Н.В. Барановская

Томский политехнический университет, Томск, Россия, lena_kowal@mail.ru

## ASSOCIATIVE CORRELATIONS BETWEEN TH AND U AND RARE EARTH ELEMENTS IN THE LIVING MATTER

E.V. Koval, N.V. Baranovskaya

Natural Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

The article introduces the results of studying the correlations between radioactive and rare earth elements in living matter of the Tomsk region. Peculiarities in the distribution of districts for ratios of radioactive elements in the rare earth elements.

При оценки состояния территории в результате различных видов воздействий встает вопрос об изучении химического состава не только природных сред, но и живых организмов, в роли которых выступают биосубстраты человека (кровь, волосы) так как они являются биоиндикаторами, чутко реагирующими на изменение микроэлементного состава окружающей среды.

Редкоземельные элементы (РЗЭ) находят все более широкое применение в современном мире: они используются в аэрокосмической технике, средствах связи, компьютеризации, а, следовательно, активно добываются. Уникальные свойства редкоземельных элементов, обеспечивших их широкое применение в тех или иных областях, могут играть специфическую роль в биогеохимических процессах в биосфере. Это определяет активность их изучения в живых организмах и средах их обитания.

К источникам поступления редкоземельных элементов в окружающую среду кроме предприятий ядерно-топливного цикла и топливно-энергетического комплекса относятся: добыча угля, а так же угольная пыль и зола уноса, образовавшиеся при переработке угля [1]. Кроме того, поступление данных элементов может быть обусловлено влиянием природных источников [4].

Редкоземельные элементы все чаще используются в качестве индикаторов геохимической ситуации в окружающей среде, а также их используют при эколого-геохимическом районировании территории [2].

Отмечается согласованность в распределении редкоземельных элементов и их суммы в геологических образованиях с радиоактивными элементами, прежде всего с торием. Варьирование содержания тория четко увязывается с содержанием суммы редкоземельных элементов в порфировидных гранитах, альбитизированных гранитах, калгутитах, жилах [3].

Актуальным является выявление взаимосвязей радиоактивных и редкоземельных элементов в распределении районов с различной техногенной нагрузкой при исследовании живого вещества.

Нами было проанализировано содержание Th, U и редкоземельных элементов в волосах жителей Томской области (569 проб) и крови жителей Томской области (276 проб). Количественное определение элементов проводилось с помощью инструментального нейтронно-активационного анализа на исследовательском реакторе ИРТ-Т в лаборатории ядерно-геохимических методов исследования Томского политехнического университета (аналитик – с.н.с. А.Ф. Судыко).

Анализ Th/сумма РЗЭ соотношения в волосах жителей показал, что из всех районов Томской области высокими значениями Th выделяется Томский и Каргасокский (рис. 1). В свою очередь в крови жителей (рис. 2) Томского и Каргасокского районов подобной картины не наблюдается и уровень элементов примерно одинаков с таковым у жителей Александровского района. По Th/РЗЭ соотношению в крови можно условно разделить районы на следующие группы: Кожевниковский и Чаинский районы; Каргасокский, Томский, Александровский, Шегарский районы; Зырянский, Верхнекетский районы;

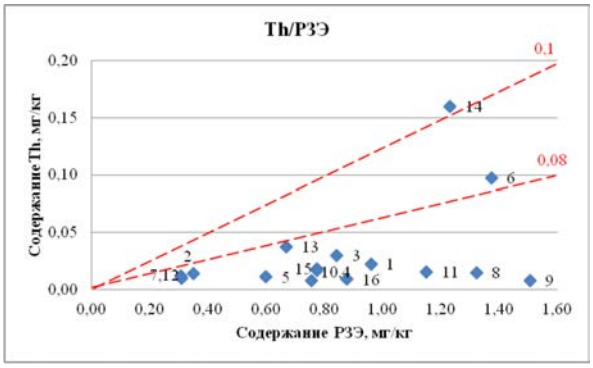



***Рис. 1.*** *Th/РЗЭ соотношение в волосах жителей районов Томской области: 1 – Александровский район; 2 – Асиновский район; 3 – Бакчарский район; 4 – Верхнекетский район; 5 – Зырянский район; 6 – Каргасокский район; 7 – Кожевниковский район; 8 – Колпашевский район; 9 – Кривошеинский район; 10 – Молчановский район; 11 – Парабельский район; 12 – Первомайский район; 13 – Тегульдетский район; 14 – Томский район; 15 – Чаинский район; 16 – Шегарский район*

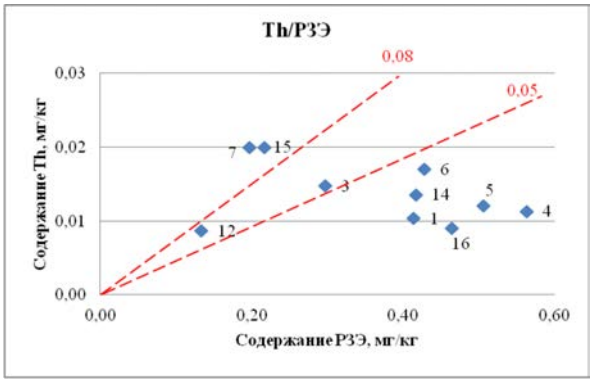



***Рис. 2.*** *Th/РЗЭ соотношение в крови жителей районов Томской области: 1 – Александровский район; 2 – Асиновский район; 3 – Бакчарский район; 4 – Верхнекетский район; 5 – Зырянский район; 6 – Каргасокский район; 7 – Кожевниковский район; 8 – Колпашевский район; 9 – Кривошеинский район; 10 – Молчановский район; 11 – Парабельский район; 12 – Первомайский район; 13 – Тегульдетский район; 14 – Томский район; 15 – Чаинский район; 16 – Шегарский район*

Бакчарский район; Первомайский район. Видно, что районы группируются в зависимости от техногенной нагрузки, оказываемой на район, сельскохозяйственные районы группируются вместе, аналогичная ситуация

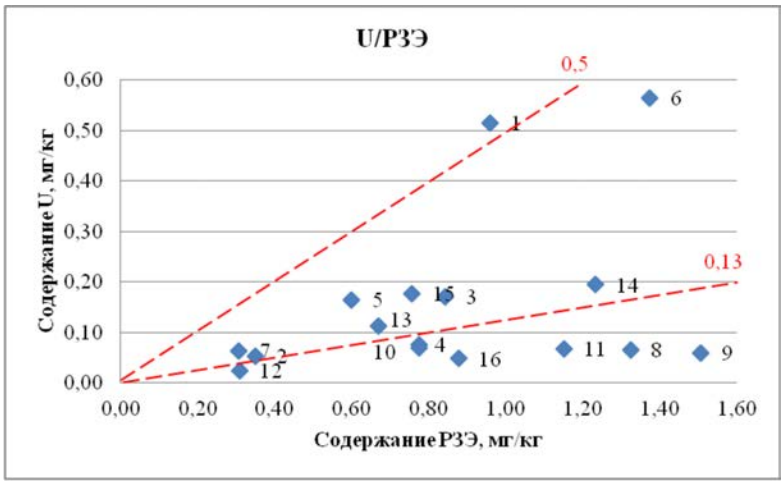



***Рис. 3.*** *U/РЗЭ соотношение в волосах жителей районов Томской области 1 – Александровский район; 2 – Асиновский район; 3 – Бакчарский район; 4 – Верхнекетский район; 5 – Зырянский район; 6 – Каргасокский район; 7 – Кожевниковский район; 8 – Колпашевский район; 9 – Кривошеинский район; 10 – Молчановский район; 11 – Парабельский район; 12 – Первомайский район; 13 – Тегульдетский район; 14 – Томский район; 15 – Чаинский район; 16 – Шегарский район*

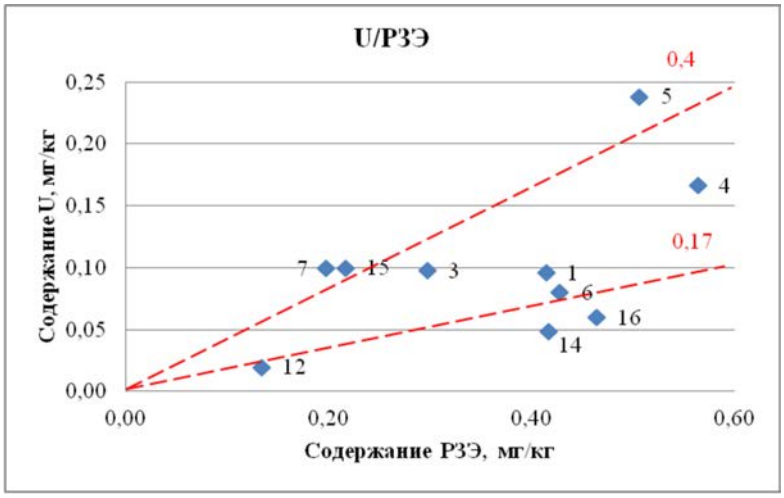



***Рис. 4.*** *U/РЗЭ соотношение в крови жителей районов Томской области: 1 – Александровский район; 2 – Асиновский район; 3 – Бакчарский район; 4 – Верхнекетский район; 5 – Зырянский район; 6 – Каргасокский район; 7 – Кожевниковский район; 8 – Колпашевский район; 9 – Кривошеинский район; 10 – Молчановский район; 11 – Парабельский район; 12 – Первомайский район; 13 – Тегульдетский район; 14 – Томский район; 15 – Чаинский район; 16 – Шегарский район*

происходит с нефтегазоносными районами, с ними в группе находится и Томский район.

Анализ U/РЗЭ соотношения в волосах жителей показал, что высокими значениями U и суммы редкоземельных элементов выделяются нефтегазоносные районы: Александровский и Каргасокский районы, также отдельно от общей массы районов находится Томский район (рис. 3). В крови (рис. 4) высокие значения U и суммы редкоземельных элементов отмечены в Верхнекетском и Зырянском районе. Низкими значениями выделяется Первомайский район. Условная группировка районов по соотношению урана к сумме редкоземельных элементов сохраняется, как и при соотношении тория к редкоземельным элементам.

Анализ тройных диаграмм накопления элементов в волосах и крови жителей районов Томской области (рис. 5–6) показал, что имеет место проявление факторов среды в группировании районов.

Анализ тройной диаграммы распределения Th, U и суммы редкоземельных элементов в волосах жителей Томской области показал, что подавляющая масса населенных пунктов Томской области характеризуется вкладом урана. Для Томского района волосы жителей характеризуются смешанной природой, вклад вносит как уран, так и торий, что может объясняться сложной природно-техногенной ситуацией на данной территории.

В Володино Кривошеинского района наряду с вкладом урана наблюдается вклад редкоземельных элементов. Распределение Th, U и редкоземельных элементов в крови жителей Томской области показывает, что для основной части населенных пунктов, так же как и для волос, характерен урановый вклад. Кровь жителей Томского района характеризуется смешанной природой. Для части населенных пунктов Томского района (Томск, Северск, Наумовка) наблюдается вклад тория.

Данные результаты подтверждает результат кластерного анализа ассоциаций элементов в волосах жителей районов Томской области (рис. 7). Сформировано три крупных кластера: в первом кластере выделяется ассоциация Th-Lu-Eu, со значимой корреляционной связью; во втором кластере наиболее значимые связи имеют Yb-Ce; третий кластер объединяет в себе U-Tb-Sm-La.

Кластерный анализ ассоциаций элементов в крови жителей районов Томской области (рис. 8) также показал формирование трех крупных кластеров. Первый кластер объединяет U-Lu-Tb. Во втором кластере наиболее значимые связи имеют Eu-Yb-Sm. В третьем кластере выделяется ассоциация Th-Ce-La, с значимой корреляционной связью.

Основным выводом является то, что группирование элементов на территории Томской области в волосах и

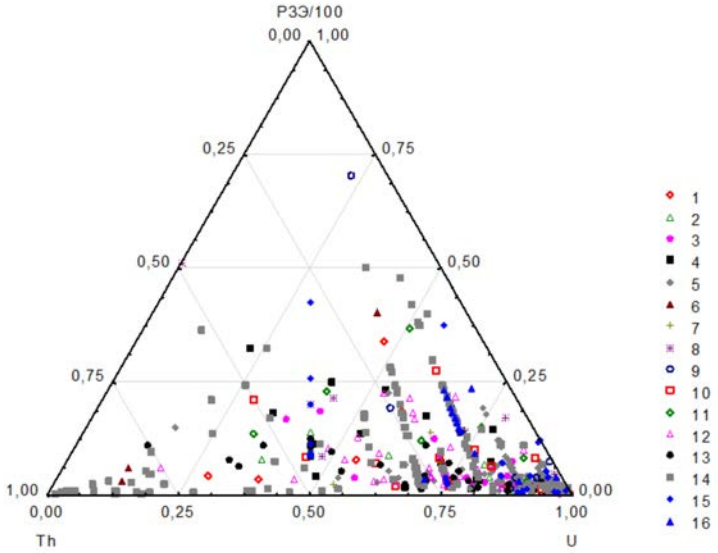



***Рис. 5.*** *Тройная диаграмма распределения Th, U и редкоземельных элементов в волосах жителей районов Томской области: 1 – Александровский район; 2 – Асиновский район; 3 – Бакчарский район; 4 – Верхнекетский район; 5 – Зырянский район; 6 – Каргасокский район; 7 – Кожевниковский район; 8 – Колпашевский район; 9 – Кривошеинский район; 10 – Молчановский район; 11 – Парабельский район; 12 – Первомайский район; 13 – Тегульдетский район; 14 – Томский район; 15 – Чаинский район; 16 – Шегарский район*

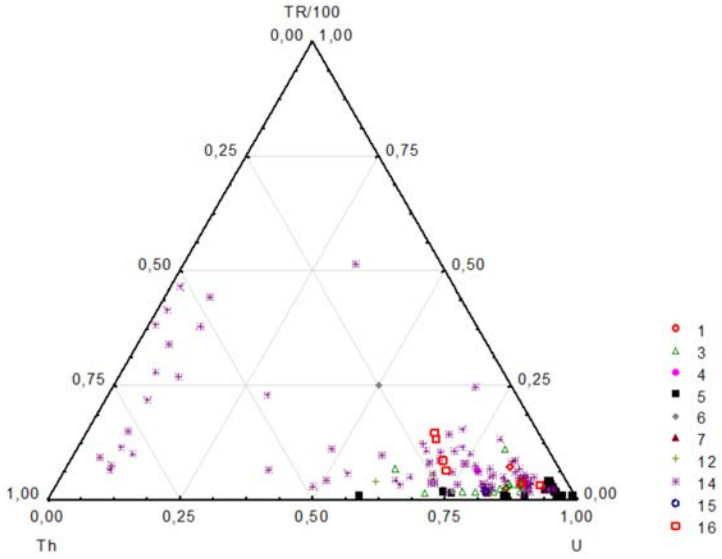



***Рис. 6.*** *Тройная диаграмма распределения Th, U и редкоземельных элементов в крови жителей районов Томской области: 1 – Александровский район; 2 – Асиновский район; 3 – Бакчарский район; 4 – Верхнекетский район; 5 – Зырянский район; 6 – Каргасокский район; 7 – Кожевниковский район; 8 – Колпашевский район; 9 – Кривошеинский район; 10 – Молчановский район; 11 – Парабельский район; 12 – Первомайский район; 13 – Тегульдетский район; 14 – Томский район; 15 – Чаинский район; 16 – Шегарский район*

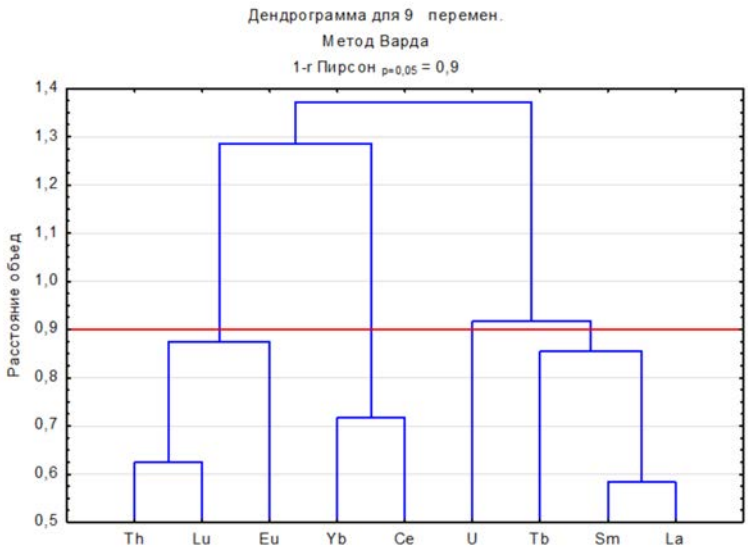



***Рис. 7.*** *Дендрограмма корреляционной матрицы геохимического спектра элементов в волосах жителей районов Томской области*

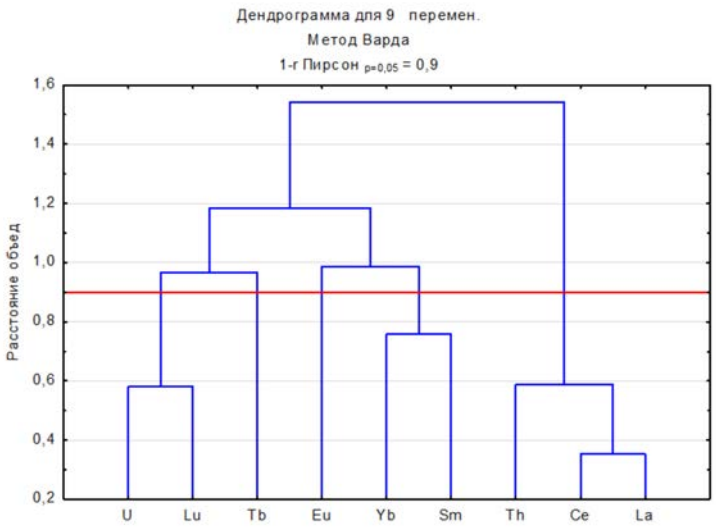



***Рис. 8.*** *Дендрограмма корреляционной матрицы геохимического спектра элементов в крови жителей районов Томской области*

крови жителей происходит дифференцированно, при этом радиоактивные элементы в большей степени коррелируют со средними и тяжелыми редкоземельными элементами.

Таким образом, редкоземельные элементы в совокупности с радиоактивными элементами могут использоваться в качестве индикаторов, данное использование позволяет дифференцировать населенные пункты, хотя для точного объяснения природы такого поведения элементов необходимы дополнительные исследования.

***Литература***

1. *Арбузов С.И., Рихванов Л.П., Ершов В.В. Редкометалльный потенциал углей Средней Сибири // Известия Томского политехнического университета. – 2001. – Т. 304, вып. 1: Геология, поиски и разведка полезных ископаемых Сибири. – С. 130–147.*
2. *Очерки геохимии человека : монография / Н.В. Барановская, Л. П. Рихванов, Т.Н. Игнатова и др.; Томский политехнический университет. – Томск : Изд-во ТПУ, 2015. – 378 с.*
3. *Поцелуев А.А., Котегов В.И., Бабкин Д.И. Редкоземельные элементы в геологических образованиях Калгутинского месторождения (Рудный Алтай) // Известия Томского политехнического университета. – 2002. – Т. 305, вып. 6: Геология, поиски и разведка полезных ископаемых Сибири. – С. 229–246.*
4. *Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Н.В. Барановская и др. – Томск, 2006. – 216 с.*

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПАРАМЕТРОВ ПЕРЕХОДА ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАСТЕНИЯ В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Т.Е. Кожаханов, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, г. Курчатов, Казахстан, kozhahanov@nnc.kz

## EXPERIMENTAL RESEARCH OF PARAMETERS OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES' TRANSFER INTO AGRICULTURAL PLANTS UNDER CONDITIONS OF RADIOACTIVE CONTAMINATION

T.E. Kozhakhanov, S.N. Lukashenko, N.V. Larionova

Institute of Radiation Safety and Ecology of the NNC RK, Kurchatov city, Kazakhstan

В работе представлены результаты исследования накопления искусственных радионуклидов сельскохозяйственными и плодово-ягодными культурами, выращенными на радиоактивно-загрязненной территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП). Дана количественная оценка содержания искусственных радионуклидов в различных видах растений. В результате работы выявлены особенности накопления и распределения искусственных радионуклидов в вегетативных и генеративных органах исследуемых растений. Получены коэффициенты накопления $^{137}$Cs, $^{90}$Sr, $^{239+240}$Pu и $^{241}$Am для продукции растениеводства, необходимые для прогноза концентраций данных радионуклидов при оценке радиационной обстановки территорий, подвергшихся влиянию радиоактивного загрязнения. Выявлена зависимость накопления радионуклидов для растений от типа посадки, видов и дозировки удобрений и фаз развития. Для всех исследованных радионуклидов установлен убывающий ряд по накоплению в растениях.

The paper provides results of researches of artificial radionuclides accumulation by agricultural and fruit and berry crops cultivated at radioactively- contaminated territory of the former Semipalatinsk Test Site (STS). Quantitative assessment of artificial radionuclides' content in various cultures is provided. As the result of work peculiarities of artificial radionuclides' accumulation and distribution in vegetative and generative organs of the plants under research were found. Accumulation factors of $^{137}$Cs, $^{90}$Sr, $^{239+240}$Pu and $^{241}$Am for the crop products needed for predicting concentrations of these radionuclides in assessing radiation situation of lands suffered from radioactive contamination were obtained. Dependence radionuclides' accumulation for plants on type of planting, types and doses of fertilizers and vegetation phases was found. For all the researched radionuclides decreasing series according to accumulation in plants was established.

Развитие атомной энергетики, испытания ядерного оружия, выбросы предприятий ядерно-топливного цикла, а также радиационные аварии (в Уиндскейле, ПО "Маяк", на Чернобыльской АЭС, на АЭС Фукусима-1) вызвали увеличение радиационного фона и накопление искусственных радионуклидов в окружающей среде. Все это определило необходимость изучения миграции радионуклидов в системе почва-растение и дальнейшего прогнозирования последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды, в том числе и в сельском хозяйстве.

Потребление сельскохозяйственной продукции с повышенным содержанием радиоактивных веществ остается одним из основных источников облучения населения, проживающего или ведущего хозяйственную деятельность на радиоактивно-загрязненной территории. В связи, с чем качество с/х продукции, которая может быть получена на территориях подвергшихся влиянию радиоактивного загрязнения, является одной из важных и актуальных проблем на сегодняшний день.

В мировой практике процессы миграции и перехода отдельных радионуклидов в с/х растения достаточно хорошо изучены, а вот информация о характере накопления трансурановых радионуклидов $^{241}$Am и $^{239+240}$Pu в сельскохозяйственных растениях все еще фрагментарна. Даже в обобщенных материалах мировых исследований, справочнике МАГАТЭ, коэффициент накопления (Кн) имеют широкий диапазон значений (достигает 5–6 порядков), отсутствуют данные по распределению радионуклидов по различным органам растений из-за того, что представлены они для объединенных групп растений и типов почв.

Основной целью работы стало изучение особенностей накопления искусственных радионуклидов однолетними сельскохозяйственными и многолетними плодово-ягодными культурами для получения базовых количественных параметров накопления радионуклидов, в первую очередь по трансурановым элементам, и установления зависимостей от факторов, влияющих на поведение радионуклида в системе "почва-растение".

С 2010 г. на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) положено начало целого ряда экспериментов с сельскохозяйственными культурами по исследованию поступления и накопления искусственных радионуклидов в растениеводческую продукцию в естественных природно-климатических условиях.

Учитывая низкие значения коэффициентов накопления радионуклидов для проведения эксперимента с экспериментальными видами культур был выбран участок, который характеризовался высоким содержанием радионуклидов, относящихся, прежде всего к трансурановым: $^{239+240}$Pu и $^{241}$Am. Содержание радионуклидов в поверхностном горизонте почвы (0-5 см) находится на уровне: $^{241}$Am – $n\cdot10^4$ Бк/кг, $^{137}$Cs – $n\cdot10^3$ Бк/кг, $^{90}$Sr – $n\cdot10^3$ Бк/кг и $^{239+240}$Pu – $n\cdot10^5$ Бк/кг.

На протяжении многолетнего натурного эксперимента с сельскохозяйственными растениями объектами исследования были выбраны 16 видов сельскохозяйственных растений и 5 видов плодово-ягодных культур, которые выращиваются в Казахстане: пшеница (*Triticum vulgare*), ячмень (*Hordeum vulgare*), овес (*Avena sativa L.*), арбуз (*Citrullus vulgaris*), дыня (*Cucumis melo*), картофель (*Solanum tuberosum*), баклажаны (*Solanum melongena*), перец (*Capsicum annuum*), томат (*Solanum lycopersicum*), подсолнечник (*Helianthus cultus*), лук (*Allium cepa*), морковь (*Daucus carota*), свекла (*Beta vulgaris*), петрушка (*Petroselinum vulgare*), капуста (*Brassica oleracea*) и фасоль (*Phaseolus vulgaris*); яблоня (*Malus sylvestris*), вишня (*Prunus cerasus*), смородина (*Ribes nigrum*), малина (*Rubus idaeus*) и слива (*Prunus domestica*). Посадка исследуемых растений производилась в сроки, рекомендуемые для выбранных видов сельскохозяйственных культур, с учетом природно-климатических условий региона.

Результатами работы стали, полученные впервые на территории СИП, базовые коэффициенты накопления $^{137}$Cs, $^{90}$Sr, $^{239+240}$Pu и $^{241}$Am для продукции растениеводства. Диапазон значений Кн $^{90}$Sr (0,0071–2,0) для всех растительных образцов составил 4 порядка, Кн $^{239+240}$Pu (0,0013–0,5), Кн $^{241}$Am (0,00077–0,035) и $^{137}$Cs (0,0021–0,12) – по 2 порядка.

Для сельскохозяйственных культур выявлено, что использование минеральных удобрений влияет на процесс перехода радионуклидов из почвы в растения, при этом результат зависит от количества вносимых удобрений. Определен характер перераспределения радионуклидов в сельскохозяйственных растениях по различным органам. Экспериментальные данные показали, что наиболее интенсивно идет накопление радионуклидов в корнях, листьях и стеблях, а в генеративных органах (плодах, зерне, клубнях) накопление радионуклидов происходит меньше всего. Выявлена связь процесса накопления радионуклидов от типа посадочного материала для лука (*Allium cepa*). Так, лук (*Allium cepa*) посаженный семенами больше накапливает радионуклиды в листьях, а лук (*Allium cepa*) посаженный луковицами, наоборот, в луковицах.

Кн могут отличаться и варьировать в больших пределах не только для растений разных видов, но и в пределах одного вида, что может указывать на различное накопление радионуклидов отдельными особями одного вида, т.е. на биологические особенности индивида. Так для Кн $^{137}$Cs и $^{90}$Sr разница в накоплении между рас-

тениями одного вида может достигать в среднем 2–4 раза в надземной части и не более 1 порядка в корнях, а вот диапазон значений Кн для растений одного вида по $^{241}$Am и $^{239+240}$Pu гораздо больше и разница значений может достигать 2 порядка.

Установлено, что для пшеницы Кн $^{241}$Am и Кн $^{137}$Cs на разных стадиях развития изменяются. Максимальное накопление $^{137}$Cs связано с фазой кущение, а $^{241}$Am с фазой колошение (для надземной части) и фазой молочная спелость (для корней).

Для всех исследованных радионуклидов установлен убывающий ряд: Кн $^{90}$Sr > Кн $^{137}$Cs > Кн $^{239+240}$Pu > Кн $^{241}$Am.

Для плодово-ягодных культур установлено, что полученные величины Кн радионуклидов для плодов соизмеримы с международными. Характер распределения радионуклидов по органам исследуемых растений: для $^{241}$Am – лист > ветви ≥ плоды (яблоня, малина) и ветви > лист ≥ плоды (вишня, смородина, слива); для $^{137}$Cs – лист > плоды ≥ ветви (яблоня, вишня), лист > ветви (слива, малина, смородина). Установлено, что в течение одного вегетационного периода максимальное содержание $^{137}$Cs в листьях яблони и вишни приходиться на фазу цветения, а $^{241}$Am – в фазу остановки роста у яблони и фазу цветения у вишни. Выявлено, что с течением времени наблюдается определенное снижение накопления $^{90}$Sr для листьев вишни и наоборот повышение накопления $^{90}$Sr для листьев яблони. Установлена положительная динамика накопления $^{241}$Am в листьях яблони, малины и смородины с течением времени.

Таким образом, установлено, что Кн $^{137}$Cs и $^{90}$Sr более стабильные величины, которые изменяются в небольших пределах для растений в целом, а вот Кн $^{241}$Am и $^{239+240}$Pu варьирует в значительных пределах, что указывает на более сложный характер процесса накопления трансурановых радионуклидов растениями.

# МОДЕЛЬ МИГРАЦИИ И НАКОПЛЕНИЯ РАДОНА В АКТИВНОЙ ОКРАИННО-КОНТИНЕНТАЛЬНОЙ СТРУКТУРЕ ВОСТОКА АЗИИ: ВЗАИМОСВЯЗЬ РАДИОГЕОХИМИИ И СЕЙСМОГЕОДИНАМИКИ

А.А. Коковкин

Институт тектоники и геофизики им. Ю.А. Косыгина ДВО РАН, Хабаровск, Россия

# THE MODEL OF RADON MIGRATION AND ACCUMULATION IN THE EAST ASIAN ACTIVE MARGINAL-CONTINENTAL STRUCTURE: THE INTERRELATIONSHIP BETWEEN RADIOGEOCHEMISTRY AND SEISMOGEODYNAMICS

A.A. Kokovkin

Yu A. Kosygin Institute of Tectonics and Geophysics, Far Eastern Branch, Russian Academy of Sciences, 65, Kim Yu Chen Street, Khabarovsk

Представлена модель природной радонообразующей системы (ПРОС), разработанная на примере активной окраинно-континентальной структуры (ОКС) Востока Азии. Данная модель является составной частью более общей модели волновой нелинейной геодинамики. ПРОС действует в соответствии с закономерностями открытых, самоорганизующихся систем с нелинейным, волновым режимом развития. Приведена характеристика основных элементов ПРОС. Показано влияние на ее развитие сейсмогеодинамики и радиогехимии данной ОКС. Обозначена роль комплексного (фазового, динамического) поверхностного барьера в формировании радоновых аномалий. Мотивирована необходимость учета закономерностей ПРОС в разбраковке радоновых аномалий при проведении поисков на уран.

The model of natural radon-forming system (NRFS) developed as exemplified from the East Asian active marginal-continental structure (MCS) is presented. The model is part of a more common nonlinear-wave dynamics model. The NRFS is adhering to the regularities inherent to the open self-organizing systems developing in a nonlinear wave regime. The main NRFS elements are characterized and the influence of seismogeodynamics and radiogeochemistry of the above MCS on this model is shown. The role of a complex (phase, dynamic) surface barrier in the formation of radon anomalies is outlined. The need to take the NRFS regularities into consideration while rejecting the radon anomalies during uranium prospecting and exploration is also motivated.

Под *радоном* обычно понимается группа радиоактивных газов: $^{222}$Rn (собственно радон, продукт распада $^{238}$U), $^{220}$Rn (торон, продукт распада $^{232}$Th) и $^{219}$Rn (актинон, продукт распада $^{235}$U). Основное значение среди них имеет *собственно радон* – инертный газ без запаха, цвета и вкуса, элемент VIII группы таблицы Менделеева (атомный номер 86, атомная масса 222,0176, период полураспада T=3,82 сут.). Интерес к нему определяется тремя обстоятельствами:

- $^{222}$Rn используется в качестве прямого признака при поисках урановых месторождений, в эманационных съемках;
- патогенные свойства радона требуют обезопасить от него среду обитания человека;
- радон является индикатором активности сейсмогеодинамического режима, что позволяет использовать его при прогнозе землетрясений.

Во всех трех случаях необходимо иметь представ-

ление о *закономерностях поведения радона в структуре континентальной коры*. Это тем более необходимо для окраинно-континентальной структуры (ОКС) Востока Азии с ее дифференцированным радиогеохимическим полем и высокой сейсмичностью. Автор долгое время занимался здесь прогнозно-поисковыми работами на уран, а в последние десятилетия – изучением ее новейшей (эоцен-голоценовой) тектоники и сейсмотектоники. В процессе этих исследований были проведены и работы по оценке радоноопасности этой территории. Представляемая здесь модель природной радонообразующей системы (ПРОС) является составной частью разработанной на примере ОКС Востока Азии более общей модели волновой нелинейной геодинамики (далее просто волновая модель). Основные положения этой модели представлены в работах [1, 2, 4]. Отправной точкой для нее послужила известная пульсационная гипотеза развития Земли.

Моделирование выполняется на междисциплинарной эволюционной основе, с использованием принципов и подходов синергетики. В соответствии с ними любая геологическая система представляет собой самоорганизующуюся систему открытого типа, развивающуюся необратимо, в нелинейном волновом режиме. Волновая модель акцентирована на разработку мезозойско-кайнозойской ритмики глобальных пульсаций и конкретных механизмов волнового структурирования континентальной коры Востока Азии, с выделением их геологических индикаторов. Поведение радона подчиняется закономерностям внутреннего строения и современному режиму развития вмещающей его структуры. Этот режим во многом определяет короткий, но мощный, сложноорганизованный плейстоцен-голоценовый ритм глобального сжатия, сменивший более длительный (эоцен-раннеплейстоценовый) ритм растяжения.

*ОКС Востока Азии* расположена в области взаимодействия Евразийского континента с Тихоокеанским суперплюмом (ТОСП), на пересечении широтных структур Трансевразийского и Тихоокеанского подвижных поясов. С мезозоя ее развитие определила сбалансированная с глобальными пульсациями сложноорганизованная ритмика *трехстороннего пульсационного пресса* двух кратонов (Сибирского и Китайского) и Тихоокеанской плиты (западной части ТОСП). В позднем плейстоцене – голоцене (в рамках ритма глобального сжатия) действие этого пресса было дополнено давлением с юга Индийской и Филиппинской плит. С этого времени структура ОКС стала развиваться в весьма напряженном сейсмогеодинамическом режиме. Эту напряженность характеризует активность ее неоплейстоцен-голоценовой тектоники, насыщенность палеосейсмодислокациями и высокая современная сейсмичность, с интенсивностью землетрясений до 10 баллов по шкале MSK.

Ход внутреннего структурирования ОКС определяет волновая система ее новейших разломов, развивающаяся в нелинейном *знакопеременно-сдвиговом* режиме. В процессе развития разломы фрагментируются и превращаются в сложнопостроенные зоны значительной (до многих десятком километров) мощности. “Мед-ленная” система этих разломов, становится, в свою очередь источником “мгновенно” развивающейся волновой системы землетрясений (ЗТ). В очагах ЗТ на поверхности коры, где работает контрастный *комплексный (динамический, фазовый) барьер*, возникающими на нем поверхностными сейсмическими волнами формируются *локальные резонансные деформационные системы*, генерирующие многообразие сейсмодислокаций.

Российская часть ОКС Востока Азии характеризуется весьма высокой дифференциацией *радиогеохимического поля*. Концентрации природного урана в ее породах варьируют в пределах от менее 1г/т до более 20г/т. Максимальным потенциалом радона здесь, в связи с этим, обладают массивы специализированных на уран пород (это, в основном, лейкограниты), а также залежи урановых руд. По данным радиогеохимических исследований, выполненных ФГУП “Таежгеология”, здесь известно более 30 специализированных массивов лейкогранитов с содержанием урана выше 5г/т. Особенно насыщены ими Буреинский и Ханкайский массивы, также новейшие структуры Алдано-Станового и Сихотэ-Алинского орогенов.

На этом сложноорганизованном сейсмогеодинамическом фоне и функционируют многочисленные *природные радонообразующие системы* (ПРОС, рис. 1).

Как и любая другая самоорганизующаяся геологическая система, ПРОС включает в себя *5 основных элементов*: 1) источник вещества; 2) источник энергии; 3) зона транзита (импорта) вещества; 4) область локализации с барьером – осадителем радона; 5) зона стока (экспорта) системы.

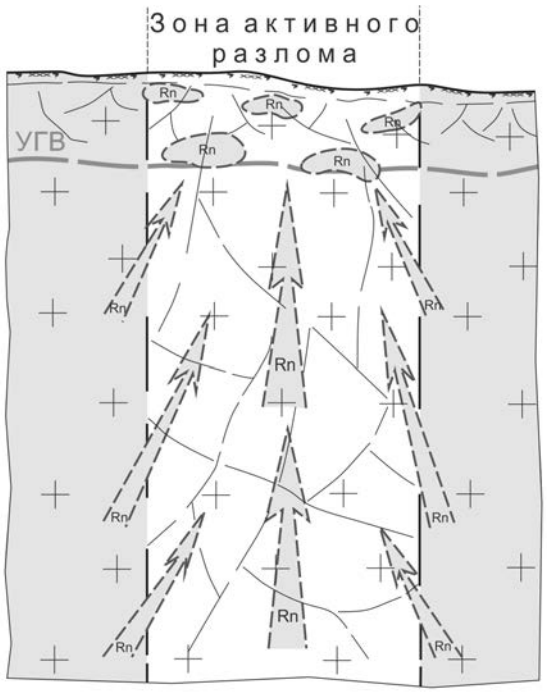



***Рис. 1.*** *Модель природной радонообразующей системы*

*Источником вещества* служит для ПРОС природный уран, весьма неоднородно распределенный во вмещающей его геологической структуре.

*Источник энергии* – двойной. Его определяет радиоактивный распад природного урана в сочетании с особенностями энергетической системы соответствующего участка ОКС. Характер второго источника определяется общим напряженно-деформированным состоянием континентальной коры с доминирующим в ней сжатием и действующим на ее поверхности (на границе "земля-воздух") комплексным барьером. В поверхностной зоне коры в этих условиях формируется направленный к барьеру поток энергии, часть которой расходуется на разгрузку накопленных в ней напряжений с деформацией ее поверхностной зоны, а избыток излучается в атмосферу. Внутренняя организация этого потока достаточно сложна. Она соответствует нелинейности волновой сейсмогеодинамики вмещающей структуры и характеру ее неоднородности. Знакопеременно-сдвиговая тектоника этой структуры и "фоновая" система ее микросейсмов дополняются импульсными воздействиями ближних и дальних волновых систем землетрясений. Энергия радиоактивного распада урана обеспечивает процесс образования радона с выводом его в начало зоны транзита. Этот действующий в поверхностной зоне коры, направленный к поверхности поток волновой энергии и обеспечивает энергией транспортировку радона к поверхностному барьеру.

*Зона транзита радона* – один из основных элементов ПРОС. Транзит радона определяется характером внутреннего строения вмещающей ее геологической структуры с действующим в ней энергетическим потоком, особенностями ее сейсмогеодинамики, радиогеохимии и гидродинамики. Образовавшийся при распаде урана радон заполняет трещинно-поровую систему породного массива, постоянно находящегося в напряженно-деформированном состоянии, обусловленном сложным, иерархически организованным пульсационным режимом сжатия. Это "фоновое" сжатие обеспечивает доставку радона из трещинно-поровой системы в обводненную систему разрывных (раскрытых) структур – от локальных зон трещиноватости до глубинных разломов. Отсюда он транспортируется к поверхностному барьеру потоком заполняющих эти раскрытые структуры напорных вод. Состояние раскрытости обеспечивает этим структурам высокая активность плейстоцен-голоценовой сейсмогеодинамики ОКС. Она же определяет и динамику восходящего водного потока – транспортера радона.

Значительное влияние на транзит радона оказывают величина периода его полураспада и скорость транспортирующего его водного потока. Эта скорость должна быть достаточно высока для того, чтобы обеспечить доставку не распавшегося еще радона в зону локализации в количестве, необходимом для накопления его аномальных концентраций. В этих условиях в процесс формирования радоновых аномалий может быть вовлечена лишь ограниченная по глубине приповерхностная зона, которая обеспечивает сохранность этого элемента на выходе зоны транзита в область локализации. Но мощность этой зоны и, соответственно, масса транспортируемого радона могут резко увеличиться при подготовке и (особенно) во время сейсмического события, сопровождающегося импульсным наращиванием сжатия.

Зона транзита обеспечивает доставку радона в *область локализации* с действующим в ней поверхностным барьером. Барьер задает направление восходящему водному потоку – транспортеру радона и обеспечивает устойчивость его работы. В неоднородной по внутренней структуре барьерной зоне, контролирующейся снизу уровнем грунтовых вод (УГВ), а сверху – границей "земля-воздух" происходит сброс и накопление радона, с формированием его аномальных концентраций в многочисленных ловушках (структурных, литологических и комбинированных), в которых работают дополнительные, более локальные барьеры. Из этих ловушек радон может транспортироваться затем к поверхности, до почвенного слоя, капиллярной системой зоны поверхностной инфильтрации.

Граница "земля – воздух" из-за высокого удельного веса радона преодолима лишь в двух случаях. Во-первых – при "залповых" выбросах радона на стадии подготовки и во время сейсмического события. Такая особенность поведения радона, установленная В.И. Уломовым [5], позволяет использовать его в качестве предвестника землетрясений. Во-вторых, эта граница преодолима на участках активных разломов с аномальными напорами подземных вод – там, где работают современные восходящие источники, а гидрогеологические скважины характеризуются самоизливом. Примерами являются радоновые источники Тумнинский (зона Восточно-Сахалинского разлома) и Быссинский (северный фланг зоны Эхилкан-Ханкайского разлома).

Нелинейность контролирующей ПРОС сейсмогеодинамики, в сочетании с неоднородностью распределения урана в ОКС и сложным строением барьерной зоны, определили соответствующую *нелинейность поведения радона с пространственно-временной нерегулярностью его распределения в области локализации*. Степень этой нерегулярности резко повышается в зонах активных разломов с повышенной современной геодинамической и сейсмической активностью. Аномалии радона мигрируют в этих условиях во времени и пространстве. Однако сведения по характеру этой миграции крайне ограничены. Необходимый для ее отслеживания мониторинг здесь практически не проводился.

*Зона стока* действует в каждой точке ПРОС. Обмениваясь веществом и энергией с вмещающей средой, система эволюционирует, нерегулярно (в зависимости от состояния изменчивости вмещающей среды и самого потока) накапливая радон и одновременно теряя его в ходе радиоактивного распада и при рассеивании в зонах транзита и локализации. Диссипативный баланс, определяющийся соотношением вещественно-энергетических характеристик зон транзита и стока ПРОС, определяет устойчивость и общую продуктивность этой системы. Данная система развивается при положительных значениях этого баланса и прекращает свое развитие при смене его знака на отрицательный.

Разломы ОКС с высокой современной сейсмогеоди-

намической активностью насыщены радоновыми аномалиями. В том числе, и на участках, где они вложены в породы с невысоким содержанием урана. Примером является зона активного *Танлу-Курского* разлома – там, где его структура контролирует западный борт Средне-Амурской впадины, в центральной части Амуро-Ханкайско рифтогена. Субмеридиональная система этого новейшего рифтогена протягивается от Японского моря на юге до Охотского моря – на севере. В зоне этого разлома работами ФГУП "Таежгеология" установлены аномальные концентрации радона с объемной активностью до 3000Бк/м$^3$. Фундамент впадины сложен здесь осадочно-вулканогенными образованиями нижнего мела ($C_u \leq 3 \cdot 10^{-4}$ г/т), которые перекрыты мощным (n·100 м) чехлом рыхлых обводненных кайнозойских осадков ($C_U$=1–2 г/т). Зона Танлу-Курского разлома общей мощностью до 20–30 км насыщена палеосейсмодислокациями и локальными инверсионными поднятиями фундамента, сформированными в процессе знакопеременного сдвига в плейстоцен-голоценовое время. Контакты с вмещающими неоген-плейстоценовыми осадками у этих поднятий тектонические. На карте сейсмического районирования она характеризуется сеймичностью с интенсивностью ЗТ до 10 баллов. Близкая ситуация отмечена на Хабаровско-Хехцирском инверсионном поднятии [2], локализованном в узле пересечения активных разломов широтной Намурхэ-Амурской системы разломов и разломов субмеридиональной ориентировки, принадлежащих восточной ветви Тан-Лу. Здесь (на территории Хабаровска) в подпочвенном слое и в подвальных помещениях установлены концентрации радона до 1000 Бк/м$^3$ с признаками пространственно-временной миграции.

Особенно интенсивные аномалии радона, по понятным причинам, формируются в зоне поверхностного барьера в специализированных на уран породах и на участках развития уранового оруденения – особенно там, где они пересекаются активными разломами. Примером является ситуация северо-восточного борта Раковской впадины [3]. Ее новейшая структура, вмещающая небольшое урановое месторождение, расположена в южной части Амуро-Ханкайского рифтогена. Впадина контролируется узлом пересечения меридиональной зоны Эхилкан-Ханкайского разлома (ЭХР) с зоной Синегорского разлома, имеющей северо-восточную ориентировку. Оба разлома – активные структуры. Зона ЭХР прослеживается по линии 132-го меридиана от Сибирского кратона на севере до Японского моря на юге. В плейстоцене она была активизирована, деформировала структуру южной части АХР и, в том числе, Раковскую впадину. На всем своем южном фрагменте ее разломы насыщены сейсмодислокациями. В самой южной части зоны, в пределах Японского моря, с ней в плане совмещен линейный рой эпицентров ЗТ интенсивностью 5–6 баллов. Зона Синегорского разлома также деформировала структуру АХР. Северо-восточнее Раковской впадины ее разломы участвует в структурировании Сихотэ-Алинского орогена, в том числе на завершающей, плейстоцено-голоценовой стадии. Фундамент северного борта Раковской впадины сложен деформированными плейстоценовой тектоникой силурийскими лейкогранитами ($C_u$ до 20 г/т). Здесь они дроблены, дезинтегрированы до дресвянистого состояния и интенсивно обводнены. В осадочном чехле впадины и в обводненном субстрате ее фундамента локализованы урановорудные залежи. В гидрогеологических скважинах в подземных (трещинно-жильных) водах фундамента впадины (гипсометрически ниже оруденения) на ее северном и южном бортах установлены аномальные концентрации радона интенсивностью до 1000 эман.

## Выводы

1. ПРОС – открытая, самоорганизующаяся система, развитие которой подчинено закономерностям вмещающей ее активной ОКС Востока Азии.
2. Определяющее влияние на развитие ПРОС оказывает волновой режим сейсмогеодинамики ОКС и особенности ее радиогеохимии.
3. Транспортировка радона к зоне локализации с действующим в ней комплексным поверхностным барьером осуществляется по раскрытым разрывным нарушениям восходящим потоком подземных вод. Основные потоки контролируются зонами глубинных разломов.
4. Зоны разломов с высокой активностью современной геодинамики и сейсмичности, независимо от уровня радиогеохимической специализации вмещающих пород, насыщены аномалиями радона.
5. В зонах активных разломов аномалии радона мигрируют во времени и пространстве, в соответствии с особенностями их современной сейсмогеодинамики.
6. Количество и интенсивность радоновых аномалий может резко увеличиться в зонах активных разломов при подготовке и во время сейсмических событий, с "залповыми" выбросами радона на поверхность. Вероятность таких выбросов увеличивается в пределах специализированных на уран массивов.
7. Специфика поведения радона в условиях активной сейсмогеодинамики ОКС Востока Азии должна быть учтена в прогнозно-поисковых работах на уран – в частности, при проведении радоновых съемок.
8. Обозначенные здесь особенности развития ПРОС позволяют более целенаправленно проводить работы по оценке радоновой опасности территорий в наиболее населенной южной части Дальнего Востока России.

***Литература***


1. *Коковкин А.А. Геодинамическая модель кайнозойского этапа развития континентальной коры юга Дальнего Востока России и уран-полиэлементное рудообразование : автореф. дис. … докт. геол.-мин. наук. – М. : РИС ВИМС, 2007. – 50 с.*
2. *Коковкин А.А. Комплексная эволюционная модель новейшей инверсионной структуры Хабаровско-Хехцирской системы поднятий // Отечественная геология. – 2013. – № 4. – С. 32–41.*
3. *Коковкин А.А Новейший этап развития структуры и*

*металлогении Синегорской рудно-магматической системы (Южное Приморье) // Отечественная геология. – 2014. – № 3. – С. 5–16.*

4. *Коковкин А.А. Эволюция новейшей окраинно-континентальной структуры Намибии и структура-антипод Востока Азии. Опыт междисциплинарного исследования на синергетической основе. – Саратов : Приволжская книжная палата, 2014. – 188 с.*
5. *Уломов В.И., Мавашев Б.З. Предвестник Ташкентского землетрясения // Ташкентское землетрясение 26 апреля 1966 г. – Ташкент : ФАН, 1971. – С. 182–188.*

# РАЗРАБОТКА МЕТОДИКИ ДИСТАНЦИОННОГО МОНИТОРИНГА РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОВЕРХНОСТИ ЗЕМЛИ

Г.А. Колотков

Институт оптики атмосферы им. В.Е. Зуева СО РАН, Томск, Россия, kolotkov@iao.ru

# TECHNIQUE DEVELOPMENT OF REMOTE MONITORING FOR RADIOACTIVE POLLUTION OF EARTH SURFACE

G.A. Kolotkov

V.E. Zuev Institute of atmospheric optics SB RAS, Tomsk, Russia

Статья посвящена оценки возможности использования радиоизлучения на частотах 1420 МГц для мониторинга радиационного загрязнения почвенной территории на примере аварии на АЭС Фукусима-1.

Article evaluates the possibility of using radio waves at frequencies of 1420 MHz for the monitoring of radiation contamination on the example of the accident at the Fukushima Daiichi NPP-1.

## Введение

Актуальность данного исследования заключается в том, что за последние десятилетия произошло значительное количество техногенных аварий и катастроф, связанных с ядерной энергетикой. Крайним примером может служить авария 11 марта 2011 г. в Японии на АЭС Фукусима-1, которой по шкале INES (International Nuclear Event Scale – Международная шкала ядерных событий) присвоили 7-й уровень, также, как и аварии на Чернобыльской АЭС (1986 г.). До сих пор не ликвидированы последствия аварии: очистка радиоактивной воды на АЭС Фукусима-1 и загрязнения почвенного слоя в направлении северо-запада от источника. Одними из первых измерений радиоактивного загрязнения почвенного слоя земли были измерения, проведенные в MEXT (Министерство образования, культуры, спорта науки и технологий Японии) и DOE (Министерство энергетики США) внутри 80 км зоны АЭС Фукусима-1 в период 6–29 апреля 2011 г. В этом районе использовались следующие методы определения повышенной радиоактивности: метод отбора проб почв и аэрогаммасъемка [1, 2]. В работе казано, что наиболее перспективными для решения этой проблемы являются дистанционные методы, которые можно разделить на прямые, не позволяющие за короткое время провести радиационный мониторинг большой площади загрязнения радионуклидами (десятки квадратных километров) и косвенные, использующие эффекты, проявляющиеся в атмосфере при воздействии на нее радиации.

## Основная часть

Результаты выборки плотности выпадений радиоактивности для сильно загрязненных территорий (полужирным шрифтом выделены наиболее активные радионуклиды) объединены в таблице 1.

Проявления радиоактивности в воздухе, связаны с процессами взаимодействия радиации с компонентами атмосферы, появлением свободных электронов в воздухе и наблюдаются в виде: новых газо-аэрозольных образований вследствие различных химических реакций, а также за счет возбуждения молекулярных и газовых компонент воздуха и релаксации (люминесценции) возбужденных атомов и ионов. Наиболее информативными газами, которые могут быть использованы в качестве “маркеров” радиоактивности, являются атомарный водород H и гидроксил OH, которые спонтанно излучают на частотах 1420 и 1665–1667 МГц, соответственно. Следует отметить, что основные требования к таким нейтральным индикаторам радиоактивности – стабильность их концентраций в стандартной атмосфере. Для определения возможности использования данного метода для детектирования малых радиоактивных загрязнений, необходимо оценить уровень излучения, например, атомарного водорода из исследуемой почвы. Несмотря на то, что загрязнения радиоактивным йодом $^{131}$I составляют малую долю от общего количества выбросов, он может служить главным источником радиологического риска и далее используется в качестве расчетного радионуклида [4–6].

Используя метод расчета, подробно описанный в [5, 6], получим, что в одном кубическом сантиметре воздуха, в результате деградации энергии электронов, будет образовываться порядка $1{,}3 \cdot 10^6$ электронов в секунду с энергиями от 0,6 МэВ до 15 эВ. В результате взаимодействия этих электронов с молекулярной атмосферной влагой в приземном слое воздуха будет существовать

*Таблица 1. Плотность выпадения радиоактивности (3 месяца после аварии на АЭС Фукусима-1)*

| Радионуклид | Место проведения измерения | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Futaba Yamada | Katsurao JHS | Iitate Warabidaira | Namie Akogi | Fukushima Niihama Pk |
| | Плотность выпадения, кБк/м$^2$ | | | | |
| **$^{129m}$Te** | 8,00·10$^2$ | 7,16·10$^1$ | **2,34·10$^3$** | **2,97·10$^3$** | 4,85·10$^2$ |
| **$^{129}$Te** | 4,60·10$^2$ | 5,54·10$^1$ | **1,40·10$^3$** | **1,80·10$^3$** | 2,93·10$^2$ |
| $^{131}$I | 1,25·10$^5$ | 3,24·10$^3$ | 7,23·10$^3$ | 2,32·10$^4$ | 2,82·10$^3$ |
| $^{132}$Te | 7,53·10$^4$ | 1,93·10$^3$ | 1,31·10$^4$ | 1,61·10$^4$ | 2,87·10$^3$ |
| $^{132}$I | 6,98·10$^4$ | 1,42·10$^3$ | 1,07·10$^4$ | 1,40·10$^4$ | 2,47·10$^3$ |
| **$^{134}$Cs** | **9,78·10$^3$** | 2,22·10$^2$ | **1,65·10$^3$** | **1,94·10$^3$** | 3,39·10$^2$ |
| $^{136}$Cs | 2,10·10$^2$ | 4,20·10$^1$ | 3,51·10$^2$ | 3,95·10$^2$ | 7,13·10$^1$ |
| **$^{137}$Cs** | **1,01·10$^4$** | 2,62·10$^2$- | **1,84·10$^3$** | **2,21·10$^3$** | 3,88·10$^2$- |
| $^{140}$Ba | % | 4,7 | 1,03·10$^2$ | 9,10·10$^1$ | 1,09·10$^1$ |
| $^{140}$La | 8,00·10$^2$ | 8,4 | % | 1,16·10$^2$ | % |

стационарная концентрация Н ~ 10$^{15}$ м$^3$. Таким образом, мощность, излучаемая площадью в 1 км$^2$ на частоте 1420 МГц, будет составлять величину порядка 10$^{-15}$ Вт.

Чувствительность приемного устройства радиометра определяется из соотношения, Вт:

$$P_{мин} = kT\alpha_{мин}\Delta f \qquad (1)$$

Пороговый сигнал приемного устройства, выраженной в градусах антенной температуры, определяется как:

$$T_{а\,мин} = \frac{\sqrt{2}T_{ш}}{2\sqrt{\Delta f \tau}} \qquad (2)$$

где $k$ – постоянная Больцмана, $\Delta f$ – полоса принимаемых частот, Гц; $T_ш$ – шумовая температура радиометра, которая складывается из шумовой температуры МШУ ($T_{пр}$) и шумовой температуры антенны ($T_{ш.а}$), К; ф – время накопления сигнала, с.

Рассчитанная по вышеприведенным формулам $P_{мин}$≈9,382·10$^{-19}$ Вт для $\Delta f$ = 10 кГц [7].

Очевидно, что мощность сигнала $P_{пр}$ принимаемая антенной площадью $S$ расположенной на расстоянии R от источника излучения должна быть больше чем чувствительность приемника, т.е. $P_{пр} > P_{мин}$ и рассчитывается по формуле:

$$P_{пр} = \frac{P_{изл}S_а}{4\pi R^2} \qquad (3)$$

где $P_{изл}$ – мощность излучения из приземного слоя почвы, Вт; $S_а$=1 – площадь антенны, м$^2$; R – расстояние от источника излучения, м.

*Таблица 2. Сводная таблица характеристик рассматриваемых радионуклидов [3]*

| Радионуклид | Период полураспада | Тип распада | Энергия частицы, МэВ |
|---|---|---|---|
| $^{129m}$Te | 33,6 д | И.П.=63%<br>β$^-$=37% | 0,105<br>1,6 |
| $^{129}$Te | 1,16 ч | β$^-$ | 0,99=9%; 1,45=89% |
| $^{131}$I | 8,021 д | β$^-$ | 0,606 |
| $^{132}$Te | 3,26 д | β$^-$ | 0,215 |
| $^{132}$I | 2,28 ч | И.П.=86%<br>β$^-$=14% | 1,03, 1,2, 1,6, 2,13;<br>0,80 |
| $^{134}$Cs | 2,065 г | β$^-$ | 0,089=27%<br>0,658=70% |
| $^{136}$Cs | 13,16 д | β$^-$ | 0,341 |
| $^{137}$Cs | 30,2 г | β$^-$ | 0,514=95% |
| $^{140}$Ba | 12,75 д | β$^-$ | 0,48, 1,0, 1,02 |
| $^{140}$La | 1,678 д | β$^-$ | 1,35, 1,24, 1,67 |

Пояснения: И.П. – изомерный переход или гамма излучение, β$^-$ – радиоактивный бета-распад с испусканием электрона; период полураспада – время, за которое распадается половина изотопов (г – год, д – день, ч – час).

*Таблица 3. Исходные данные и технические характеристики микроволнового радиометра [8]*

| | |
|---|---|
| Площадь антенны, м$^2$ | 1 |
| Коэффициент шума МШУ, дБ | 0,85 |
| Коэффициент свободной волны напряжения МШУ | 1,6 |
| Полоса пропускания, кГц | 10 |
| Чувствительность измерений, Вт | 10$^{-18}$ |

## Заключение

Таким образом, мощность сигнала на частоте 1420 МГц, которая может быть получена с 1 км$^2$ поверхностного слоя воздуха, более чем на порядок величины превосходит минимально фиксируемую мощность.

Из приведенных оценок следует, что излучение приземного слоя воздуха на частоте 1420 МГц, обусловленное воздействием повышенной радиоактивности, может быть зарегистрировано при условии воздушного бази-

рования прибора с охватом площади порядка 1 км$^2$. Конкретные параметры антенны и радиометра (приемника) должны определяться условиями измерений – высотой расположения прибора и скоростью его перемещения.

***Литература***


1. *Monitoring information of environmental radioactivity level [Электронный ресурс]. " URL: http://radioactivity.mext.go.jp/en/1280/2011/05/1304797_0506.pdf (дата обращения: 30.11.2011).*
2. *Measurement of soil contamination by radionuclides due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and associated estimated cumulative external dose estimation / S. Endo, S. Kimura, T. Takatsuji et al. // J. Environ. Radioact. – 2012. – Vol. 111. – P. 18–27.*
3. *Palatine high school. [Электронный ресурс] " URL: http://www.phs.d211.org/science/smithcw/AP%20Chemistry/Posted%20Tables/Table%20of%20Isotope%20Decays.pdf (дата обращения 19.03.2012).*
4. *Википедия. Свободная энциклопедия [Электронный ресурс]: Йод-131. – URL: http://ru.wikipedia.org/wiki/Иод-131 (дата обращения 02.02.2014).*
5. *Kolotkov, G., Penin, S. Remote monitoring of emission activity level from NPP using radiofrequencies 1420, 1665, 1667 MHz in real time // J. Environ. Radioact. – 2013. – Vol. 115. – P. 69–72.*
6. *Kolotkov G.A., Penin S.T., Chistyakova L.K. Degradation of fast electrons energy and atomic hydrogen generation in an emission plume from atomic power stations // Proceedings of SPIE. – 2005. – Vol. 6160, Ch. 2. – P. 84–96.*
7. *Есепкина Н.А., Корольков Д.В., Паргийский Ю.Н. Радиотелескопы и радиометры. – М. : Наука, 1973. – 415 с.*
8. *Колотков Г.А. Оптимальные размеры приемной антенны УВЧ – радиометра для дистанционного детектирования уровня радиоактивности в стационарном шлейфе выброса АЭС и РХЗ на частотах 1420 и 1665–1667 МГц // Оптика атмосферы и океана. Физика атмосферы : материалы XX Международного симпозиума. – Томск : Издательство ИОА СО РАН, 2014.*


## КОМБИНИРОВАННАЯ СИСТЕМА ЗАХОРОНЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ОТХОДОВ


Е.В. Комлева[1], В.Н. Самаров[2], В.З. Непомнящий[2]

[1]Институт философии и политологии, Технический университет, г. Дортмунд, Германия
[2]Лаборатория новых технологий, г. Гарден Гроув, США


## COMBINED SYSTEM OF NUCLEAR WASTE DISPOSAL


E. Komleva[1], V. Samarov[2], V. Nepomnutshy[2]

[1]Institute for Philosophy and Political Science, TU Dortmund, Germany
[2]LNT PM Inc., Garden Grove, CA, USA



Рассмотрен знаковый факт возврата ФГУП "НО РАО" к "национальной идее" ядерного могильника на Новой Земле как следствие гипертрофированного, возможно, чувства особости, самодостаточности и приоритетности российской атомной отрасли. Своевольный возврат к ранее признанной ошибкой идее без публичного опровержения прежнего заключения РАН и решения Минатома означает, что "Национальный оператор" испытывает серьезные трудности при собственном надежном обосновании способов и мест геологической/финальной и других видов изоляции радиоактивных отходов, при этом частично игнорируя/искажая общепризнанную зарубежную методологию. Ситуация дополнительно осложнена мировым экономическим и политическим кризисом. Трудности для всех типов могильников можно экономично и объективно преодолеть, привлекая горный, геологический и материаловедческий опыт, а также ресурсы извне Росатома.

There is considered an emblematic fact of going back to the "national idea" of a nuclear final storage facility on Novaya Zemlya made by the Federal State Unitary Enterprise "National Operator for Radioactive Waste Management" as a result of a probably exaggerated sence of specialness, self-sufficience and priority of Russian atomic branch. The self-willed return to the idea, earlier conceded to be a mistake, without a public refutation of previous conclusion of the Russian Academy of Science and Minatom decision implicates that the "National Operator" has a hard time of reliably proving itself the ways and sites for geological/ final and other kinds of isolation of radioactive waste, furthermore it partially ignores/ distorts the recognized international methodology. The situation is additionally complicated by the world economic and political crisis. Difficulties for all types of final storage facilities can be objectively and efficiently mastered by using the experience of mining, geology and material sciences as well as resources external to Rosatom.


*Скажите государю, что у англичан ружья кирпичом не чистят: пусть чтобы и у нас не чистили, а то, храни Бог войны, они стрелять не годятся*
*Н.С. Лесков, "Левша"*

*Ну-ко, ты, мастер явленый, покажи, как, по-твоему, сделать*
*П.П. Бажов, "Каменный цветок"*

## Введение

Ныне важным для эволюционного развития человечества является условие экологически правильно не только найти и добыть природные ресурсы, но и удалить в природу опасные отходы. В данной статье, в контексте соотнесения ядерной и горно-геологической, а также материаловедческой тематик, речь идет о материалах ядерной отрасли, подлежащих в тех или иных обстоятельствах изоляции от биосферы. Под ними понимается совокупность твердых/отвержденных радиоактивных отходов (РАО) разного уровня активности, отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) и демонтированного боезапаса – делящихся ядерных материалов оружейного качества (если они признаны отходами). Составляющие рассматриваемой ядерной совокупности в разной степени и в зависимости от разных условий могут оказаться в земных недрах: глубоко или в контакте с земной поверхностью. Для конкретности и допустимого упрощения рассматриваем как базу лишь один из вариантов последней стадии обращения с отходами – их захоронение. Его в международном контексте нужно считать основным. На такой вариант стратегически ориентируются главные атомные страны (США, Германия, Канада, Швеция, Финляндия, большей частью – Великобритания, Япония, Китай). А также все менее продвинутые в атомной отрасли страны, которые (к тому же) не производят собственного свежего ядерного топлива, а пользуются топливом лидера мировых поставок – США. Стадии захоронения во многом технологически близок вариант подземного долговременного хранения некоторых материалов, относительно которых допускается, что их статус как отходов со временем может быть пересмотрен.

*Целью работы* в координатах прошлое/будущее является анализ российской современной системы захоронения разных категорий РАО и выработка конкретных предложений по ее модернизации в свете истории проблемы, международных тенденций, необходимости симбиоза духовно-гуманитарного, естественнонаучного и технического опыта (http://www.lawinrussia.ru/node/381196), а также обозначенных авторами новых экологически и экономически эффективных технологий, базирующихся на инновационной трактовке некоторого горно-геологического и материаловедческого опыта.

## Материалы и результаты исследований

Недавно рожденный ФГУП “Национальный оператор по обращению с радиоактивными отходами” (ФГУП “НО РАО”) решает проблему захоронения твердых РАО в России. Вряд ли кто-нибудь оспорит необходимость этой деятельности. Но качество конкретных решений сомнительно. Возможно, история возникновения ФГУП “НО РАО” и связанных с ним структур достаточно оригинальна (http://kras.mk.ru/articles/2012/08/08/734364-posledstviya-yadernoy-redaktsii.html; http://www.uranbator.ru/content/view/13408/8/). В настоящее время (лучше поздно, чем никогда) уже пришло понимание, что основы, хотя бы, геоэкологии (гидрогеологии, инженерной геологии, геофизических исследований, геоэкологического мониторинга и геомиграционного моделирования) его руководству и специалистам все же знать надо (http://www.atomic-energy.ru/news/2015/11/02/60857).

Задолго до возникновения ФГУП “НО РАО” специалистами Радиевого института сказано: “Россия не так богата, как Америка, чтобы тратить миллиарды долларов на проекты, которые затем не могут быть приняты обществом” (Е.Б. Андерсон, III межд. радиоэкологическая конф. “Судьба отработавшего ядерного топлива: проблемы и реальность”, 1996г., Красноярск).

## Особой опасности высокоактивные и долгоживущие отходы

В части федерального (с международной перспективой) геологического/финального могильника на глубине 500 м для РАО 1-й и 2-й категории (высокоактивные отходы, ВАО) сомнения давние и многими опубликованы. Например, в работах Е.В. Комлевой за 1999–2014 гг. они рассмотрены в контексте общих международных тенденций и проектов, начиная от информирования общественности. Да, созданный в СССР Красноярский горно-химический комбинат и создаваемый ныне конверсионный комплекс в Железногорске – гордость Росатома. Но гордиться могильником в таком комплексе излишне. Место могильника не выбрано публично из поименно не обозначенных, но иногда вскользь упоминаемых около двух десятков якобы альтернатив. Проигнорированы к тому же менее опасные, лучше изученные и более эффективные в международном статусе, в частности, первоначальные приоритеты ВНИПИпромтехнологии и Минатома по Кольскому полуострову, дополненные позже работами Горного института КНЦ РАН [1, приложения 3–6], результаты разведки площадки для подземной лаборатории на ПО “Маяк”, весомый вариант ИГЕМ РАН применительно к одному из подземных урановых рудников Краснокаменска – явное неуважение к академическим долголетним трудам и потраченным деньгам, возможности Норильска/Таймыра и ассоциирующей с образами Сампо и Хозяйки Медной горы Печенги и ее обрамления. Правда, в свою очередь, и Горный институт КНЦ РАН, отказавшись от приоритета и развития идеи, административными мерами препятствовал научному обсуждению варианта Печенги с момента его возникновения и до сих пор. Место в Железногорске фактически назначено (в том числе, вопреки варианту Радиевого института и немецких исследователей, http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6780, применительно к Нижнеканскому гранитоидному массиву и варианту еще Минатома применительно к существующим подземным сооружениям ГХК) антинаучно и лукаво около Енисея в угоду корпоративной целесообразности и по изысканиям И.В. Сталина.

В официальных документах (вплоть до права пользоваться недрами, http://www.atomic-energy.ru/news/2016/04/13/65022) и при информировании масс (http://www.pravda.ru/science/academy/15-04-2016/1298450-gubarev-0/) фигурирует “участок “Енисейский” Нижнеканского массива”. Такое сочетание радикально не соответствует географии и геологии района. Стало быть,

все исследования настоящего Нижнеканского массива надо исключить из обоснования места Красноярского могильника, а с правом на недра как-то точней определиться. Мало кто в мире отныне собирается нагружать производственную площадку конечного по историческим меркам объекта, выбиравшуюся не для захоронения РАО, ради краткой выгоды вечным опасным балластом в виде могильника. Разве что рискованно Украина – зону Чернобыльской АЭС. И для зарубежных отходов (http://rg.ru/2016/05/23/churkin-ukraina-prevratitsia-v-iadernuiu-svalku.html).

Могильник и другие объекты в Железногорске – антагонисты по функциям и условиям существования. "Родильный дом" и "кладбище" не должны быть за одним забором. Нарушен человеческий закон, социокультурный код. Запланирована охрана. Уточнить бы: охрана и ремонтники будут деньги получать миллион лет? Припять и могильники в Чернобыльской зоне тоже планировали охранять от мародеров, однако результаты охраны там печальны. Напомним постулат МАГАТЭ: безопасность могильника в перспективе не должна определяться присутствием/отсутствием при нем персонала. О пригодности породного массива для захоронения РАО нельзя заключить без анализа, прежде всего, всех (всех!) геологических данных о нем за время строительства и долгие десятилетия эксплуатации подземных выработок ГХК, туннеля под дном Енисея, подземного могильника жидких РАО (ЖРО) "Северный" и разведанного, но не созданного нового могильника ЖРО – полигон "Западный" (гнейсы промплощадки ГХК содержат значительные участки проницаемых пород!). "Сталинский плацдарм" удачно оказался пригодным для захоронения одновременно противоположностей – жидких и твердых РАО? Фантастика! Поэтому одних современных выполненных и планируемых разведочных работ по гнейсам (в том числе, модной, но слабо обоснованной разведки посредством отдельной преждевременной и затратной подземной исследовательской лаборатории, ПИЛ) мало. Итог: выбор, которого не было, "а в остальном, ... все хорошо, все хорошо".

Есть также сомнения в законности большинства выполненных работ по Красноярскому могильнику (http://vk.com/id163126431).

Аналогия к размышлению. Крупный проект на территории России в сфере РАО – Сайда-Губа не обошелся без значительного зарубежного финансирования. При этом результаты переноса сюда зарубежных технологий не во всем соответствуют победным заявлениям российских официальных лиц и первоочередным российским задачам, а также избыточны относительно реальных объемов российских РАО (http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6736). И еще: информация к размышлению. "Госкорпорация "Росатом" и правительство Мурманской области заключили дополнительное соглашение о сотрудничестве... Допсоглашение предполагает расширение взаимодействия по созданию и использованию на базе объектов инфраструктуры "Росатома" промышленных комплексов по хранению, утилизации и обезвреживанию особо опасных отходов, которые образуются на территории Запо-

лярья и других регионов... ресурсы Мурманской области, ресурсы госкорпорации и государства будут использованы самым эффективным способом" (http://www.interfax-russia.ru/NorthWest/news.asp?id=725132&sec=1679). Задумались о будущих функциях действующей инфраструктуры РосРАО на Кольском полуострове (аналогично судьбе инфраструктуры медно-никелевых месторождений) не в первый раз, так как конец ее использования по прежнему назначению не за горами (http://www.b-port.com/news/item/162438.html; http://www.atomic-energy.ru/news/2015/09/29/60091). "Верной дорогой идете, товарищи!" На Кольском полуострове много чего ядерного есть. Осталось могильник построить.

***"Легкие" РАО.*** Относительно "легких" (среднеактивные отходы, САО и низкоактивные отходы, НАО) РАО в российском варианте наземных/приповерхностных могильников вывод о слабости решений (по тревожным результатам, законодательная база, как и описание планов их не рассматриваются) также, видимо, возможен и впервые, как и обосновывающий его анализ (анализа других авторов мы не встречали), представлены в данной статье. Тем самым, – относительно системы в России в целом. На это указывает, прежде всего, факт возврата ФГУП "НО РАО" к идее могильника на Новой Земле. Своевольного возврата к ранее признанной ошибкой идее без опровержения/объяснений по поводу прежнего отрицательного заключения Горного института КНЦ РАН (вновь пренебрежение достижениями академических ученых) и международного консорциума, прежнего решения Минатома (вновь недоумение: где уважение к предшественникам по отрасли?) отказаться от этой идеи. Будут ли рады такому варианту другие пользователи акватории, шельфа и прилегающей территории? Прежде всего – военные. Когда в Арктике создается мощный оборонительный рубеж. Или газовики Ямала, где "ГАЗПРОМ – национальное достояние" и другие компании осуществляют ряд крупных проектов. Когда федеральные власти в очередной раз обозначили приоритетность финансирования на Северо-Западе РФ традиционных отраслей хозяйства Архангельской области, а не Мурмана. Возможен новый ракурс претензий со стороны давних оппонентов – экологов (а не спровоцируют ли тепловыделения могильника активную дегазацию пород аналогично процессам на Ямале? – http://geomatica.ru/pdf/2015_01/8_53-68.pdf), а также представителей тепловой энергетики – по поводу слабо обоснованных амбиций Росатома, безоговорочно поддерживаемых государством. И ядерный полигон России еще понадобится, чтоб "ружья" и "мозги" по-настоящему прочистить.

Архангельская область одобрила желание Росатома начать исследования (одна из версий сообщений) по площадке могильника. Сжатые сроки и "разношерстность" формулировок, в которые было в конце 2015 года оформлено это одобрение, наводит на мысль, что в Москве срочно решается вопрос финансового обеспечения работ. Хорошо было бы, если в соответствии с принципами приграничного сотрудничества и опытом штата Невада по проекту Yucca Mountain, она инициировала/

одобрила бы инициированный другими независимый анализ ситуации международными экспертами при участии Ю.В. Дублянского (Австрия, Инсбрук), игравшего ведущую роль в подготовке альтернативных материалов по Yucca Mountain и Новой Земле, а также В.П. Конухина (Россия, Апатиты) и Б.Е. Серебрякова (Россия, Москва). Обозначился бы новый ракурс сближения историй Новой Земли и Невады. Международная группа экспертов применительно к площадке могильника, прежде всего, сформировала бы перечень вопросов (корпус критериев), а затем наполняла бы разработанные классификации фактическими данными.

Для одного из уральских (Новоуральск, головной в серии), на земной поверхности (при заглублении днища конструкции всего на 7 м), могильников РАО 3 и 4 категории (САО и НАО) сами же его создатели признают, что его содержимое будет опасным тысячи лет. В отходах – уран, подстилающие породы весьма водопроницаемы (http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6780). Да и для второго (Озерск) уральского их оценки аналогичны. Поэтому-де вскрывать могильники не планируется: http://www.atomic-energy.ru/news/2015/12/16/61996 – приводится цифра в 10 тыс. лет, но это норма времени оценки для других и более опасных случаев захоронения РАО не в приповерхностных могильниках (!); http://www.uralinform.ru/analytics/economy/244367-kakaya-mogila-novouralsku-nujnee/; http://www.uranbator.ru/content/view/13712/8/; http://up74.ru/articles/obshchestvo/81972/. Что, за тысячи (или даже за сотни) лет не будет желающих вскрыть их? Можно было бы спросить и классическое: “А будут ли вечно могильники выдерживать “падения самолетов”? Или напомнить про принцип ответственности их создателей перед будущими поколениями! Или поинтересоваться планируемыми эксплуатационными расходами! Или задать вопрос по строительным материалам: сколько циклов замораживания-оттаивания выдержит гидроизоляция?

В России существуют нормы для САО и НАО при их захоронении, предусматривающие ограничения состава и активности отдельных изотопов. Эти ограничения позволяют принять за интегральную норму срок опасности начинки могильника в 300 лет (что тоже немало). Но это же не тысячи лет и не вечность, о которых заявили создатели уральских приповерхностных могильников. Что это – произвол в делах или безответственность в заявлениях, пренебрежение теорией и нормами уже в начале пути? На каком основании считается, что можно на земной поверхности, в своей стране, размещать тысячелетней опасности объекты? Чего проще, с точки зрения условия “вечной” изоляции, учитывая нужную в нынешних условиях экономию средств, всю разработанную конструкцию могильника с ее достоинствами ДОПОЛНИТЕЛЬНО вписать в отработавший свое карьер. Всю снабдить еще одним бесплатным барьером. В принципе, любой карьер необходимого объема и приличной глубины улучшит ситуацию по сравнению с поверхностью. Оптимально, если вмещающие карьер породы (их отдельные участки) будут хорошего качества, на уровне норм для пород подземных могильников. На Урале нет проблем с наличием карьеров (да и подземных отработавших выработок), есть сверхглубокая скважина. Как нет проблем и с исследованием геологических изменений в связи с закрытием рудников Урала (Елохина С., Елохин В., http://www.mi-perm.ru/content/resume1.pdf). И предусмотреть поверх могильника в карьере мощную породную засыпку. Тогда можно избавиться от несанкционированного вскрытия могильника подавляющим большинством возможных способов. Хоронили же немцы именно “легкие” РАО в бывших подземных рудниках!

Примеры для рассмотрения. Недалеко от Новоуральска расположены карьеры Баженовского месторождения асбеста. Вблизи ПО “Маяк” – карьер АО “Костанайские минералы”. Гидрогеологические условия месторождений простые, горные породы имеют слабую водопроницаемость. Возможно, что вмещающие асбест серпентинитовые породы аналогичны по инженерно-геологическим и сорбционным характеристикам породам Печенги, которые давно рассматриваются как перспективные для размещения РАО в специально созданных либо в выведенных из эксплуатации горных выработках. Дело за малым: “скрестить” подходы Печенги и Новоуральска/Озерска применительно к площадкам месторождений асбеста. Ранее показано, что потенциал Печенги в проблеме захоронения РАО может быть адаптирован и к горно-геологическим условиям медно-никелевых месторождений Канады. Видимо, возможны в этом ракурсе аналогии и между месторождениями асбеста России и Канады.

Наиболее привлекательным по экономике и экологии вариантом для асбестовых карьеров может быть создание из доступных пока пространств карьеров в их бортах подземных камер/проработанных во множестве проектов модулей (РАО-модулей) со всем необходимым комплексом классических барьеров безопасности. Получится подземное захоронение со всеми преимуществами по безопасности, без непродуктивных затрат на вспомогательные выработки и с минимальными/нулевыми эксплуатационными расходами. Комбинированный способ разработки – достаточно распространен в горнодобывающей промышленности. Есть в истории человечества “комбинированный” город Petra. Почему бы не быть комбинированным размещению в геологической среде особо опасных отходов? Комбинированным в двояком смысле: горные предприятия двойного назначения и горные выработки двух (трех, если принять во внимание скважины большого диаметра) типов.

Базовые горнорудные предприятия получат работу. Дефицита асбеста нет, и он – минерал прошлого. Следовательно, в этом случае неприменима рекомендация МАГАТЭ о нежелательности захоронения РАО вблизи высоколиквидных и с ограниченными запасами полезных ископаемых. Ориентируясь на асбест, можно в разных частях Урала унифицировать подземные могильники по горно-геологическим условиям. Сокращение спроса на асбест привело к закрытию многих рудников. Трудности и у горной инфраструктуры Печенги (http://barentsobserver.com/ru/biznes/2015/10/norilskiy-nikel-zakryvaet-rudnik-v-murmanskoy-oblasti-01-10). Есть еще вблизи Озерска выводимые из эксплуатации выработ-

ки на месторождениях медных и никелевых руд! Или схожие с Печенгой наземно-подземные комплексы Сибая и Учалы – Новые Учалы.

Часто употребляемое "доказательство" относительно российских наземных могильников, что "так делают за рубежом", требует проверки. Во-первых, все так "ружья кирпичом не чистят". Германия так не делает изначально и принципиально. Швеция, Финляндия и Норвегия: сколько наработано РАО в энергетике либо науке, медицине и промышленности – все под землю, хотя и в разных вариантах соответственно опасности отходов. Пример этих стран характеризует весь спектр возможных подземных захоронений по объемам отходов/камер. И Франция будет хоронить САО в подземном могильнике – проект CIGEO. Как и Великобритания – NIREX. Как и Япония (http://www.atomic-energy.ru/news/2016/05/30/66265). США, классификация РАО которых отличается от европейской, под землей хоронят не только высокоактивные, но и трансурановые РАО условно средней активности. Чем обусловлено отсутствие такой отдельной категории отходов в России при схожести структур ядерных отраслей США и РФ – не желанием ли втихую избежать дополнительного подземного строительства? Где российский аналог американского подземного могильника WIPP для военных трансурановых отходов? Достигнут ли ядерный паритет применительно к РАО? В Канаде выбрали подземный вариант для САО и НАО. Против конкретной площадки, правда, общество активно протестует, но по причине ее расположения вблизи Великих Озер, которые служат источником пресной воды для десятков миллионов жителей.

Во-вторых, те, кто делают – вполне вероятно, что так да не так. И вопрос не в том, будет ли в России обеспечено то же качество строительных работ, что и там, где "делают". Да, конструкция российских наземных объектов заимствована, в основном, у зарубежных аналогов. Вопрос в схожести/различии составов РАО (прежде всего, по изотопам; и есть ли в составе зарубежных РАО таких категорий трансурановые изотопы, которые, например, планируются для могильника в Северске), если в российском варианте употребляют слово "вечный". Есть ли у таких стран отходы технологий ядерного топливного цикла либо военной деятельности? Хотелось бы документальных доказательств, что за рубежом уже при общественном обсуждении и проектировании таких объектов они имеют статус "вечных". Многие страны долгоживущие отходы средней активности выделяют из общего объема САО для подземного захоронения.

В-третьих, далеко не все страны обязательно хоронят РАО на промышленных площадках ядерных объектов. В России такое обязательство – канон, что, конечно, заставляет лукавить при доказательстве научности геологического выбора (которому по правилу "3 условий" отведено третьестепенное значение) площадок для могильников. Чаще площадки сразу назначают по месту. Но даже если сначала вроде бы ищут долго и "по науке", итог тот же: Копорье трансформировали в Сосновый Бор, Нижнеканский гранитоидный массив – в промплощадку Красноярского ГХК (в фильме 2016 г. о потенциальном Красноярском могильнике гнейсы площадки противопоставляются гранитам, http://www.atomic-energy.ru/video/64618; Красноярский ГХК и будущий Красноярский могильник не могут принадлежать Нижнеканскому гранитоидному массиву – ситуационный план http://www.atomic-energy.ru/news/2015/07/02/58084, http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=print&sid=5226, рис. 1 и 3 в http://www.khlopin.ru/wp-content/uploads/2016/01/%D0%A2%D1%80%D1%83%D0%B4%D1%8B-%D0%A0%D0%98-%D1%82%D0%BE%D0%BC-11.pdf). Предвидение И.В. Сталина по гнейсам Атамановского кряжа Саян (атамановский архейский метакомплекс) победило науку нашедшего Нижнеканский массив Радиевого института и проверившей обоснованность находки группы немецких исследователей? А ФГУП "НО РАО" желает опираться и на предвидение, и на науку. И.В. Сталина не спросить, а Радиевый институт мог/должен бы прояснить туманную ситуацию. Когда практически одновременно, применительно к одной и той же "точке на карте", не вдаваясь в суть дела (как якобы и "черные зеленые"), хвалят как наилучший вариант и самые старые гнейсы, и (http://www.pravda.ru/science/academy/15-04-2016/1298450-gubarev-0/) "молодой гранит", этой "точке" не принадлежащий. Есть мнение, что такая запутанная в официальных документах ситуация может быть предметом рассмотрения с позиций статей Уголовного кодекса РФ (http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6780).

В-четвертых, зарубежные приповерхностные захоронения НАО и САО либо уже затратно реконструируются, либо вероятность этого со временем высока. Их удел, который вменяют и России, – перманентная (на много веков) реабилитация. Впрочем, в Росатоме, видимо, привыкли гордиться бесконечным финансированием проблемы отходов. Разве это требуемое экономической ситуацией в стране снижение бюджетных трат? В-пятых, основные приповерхностные могильники (и только НАО) главного "идеолога" такого вынужденного захоронения первых лет атомной гонки – США находятся в более теплых, чем российские, регионах. Это не российские условия по атмосферным осадкам и фазовым переходам вода-лед. В-шестых, часть наземных могильников на территории России по первоначальному происхождению РАО уже сейчас по мнению экологов можно считать международными (http://www.proatom.ru/modules.php?name= News&file=article&sid=6544).

Так что тезис "так делают за рубежом" очень сомнителен. В подавляющем большинстве случаев он глубоко ошибочен. Те, кто "так делают", "они (по А. Азимову) не прилетят". Похоже, дружное устремление за рубежом к подземным могильникам – реакция на сложную мировую обстановку. Копирование чужих, старых и не лидирующих тенденций по захоронению РАО – занятие не очень достойное. Если за рубежом вечную безопасность наземным могильникам не обещают и поставщики РАО для них не аналогичны российским, то сравнения с ними неуместны. Нужно ли плодить радиоактивные курганы, котлованы и болота подобно "могильнику" Карачай? А то они, доступные для зарубежных воздушно-космичес-

ких сил, “храни Бог войны”, как раз и могут “стрелять” как “грязные бомбы”, тиражируя по воздуху радиоактивные следы наподобие Восточно-Уральскому и Чернобыльским или по рекам наподобие системы Теча-Тобол-Иртыш-Обь. Во время войны ядерные объекты станут целями. Около могильника в Ростовской области война уже рядом. Да и без войны трансформация споров о проблеме РАО в конкретные и наглядные, опасные наземные “чудеса технологий” лучше всего убедит в том, что “Такой хоккей нам не нужен!” И прежние места штатного накопления РАО на поверхности оптимизма не внушают.

Вызывают неприятные вопросы и ассоциации особенности “работы с населением” в связи с проблемой. Например, странно организованные “на деньги российского общества” настойчивые, в связи с признаками оппозиции, вояжи по местам создания ядерных могильников екатеринбургского неспециалиста в ядерной сфере (озабоченного наличием “грязных бомб” во многих регионах, но не на Урале), туманные, с искажением темы РАО, разъяснения которого (на грани приличия) деятельности критиков не захоронения отходов вообще, а конкретных площадок встретили откровенное неприятие представителей этого самого общества, например, в Красноярске (http://vk.com/id163126431?w=wall163126431_1369, см. также аналогию http://www.atomic-energy.ru/news/2016/05/16/65892 – диалог без диалога – с учетом официальных лиц пусто на форуме даже в буфете; http://www.hibiny.com/news/archive/106630/; http://www.greenworld.org.ru/?q=laes2_11516). Есть еще один аспект регулируемого/избирательного общения. Горные издания Урала (Уральский горный университет и Институт горного дела Уральского отделения РАН) с некоторых пор категорически отказывают нам в публикациях статей, ошибочно мотивируя это тем, что проблема захоронения РАО проблемой пользования недрами не является. Хотя горняки Казахстана, Украины, Болгарии, Норильска, Астрахани и других регионов России, а также геологи и геофизики Урала те же статьи публиковали.

Есть и варианты отложенных приповерхностных могильников. Например, расширяют мощное хранилище РАО под Москвой с обозначенной перспективой перевода его в категорию бессрочных могильников лет через 50. Однако, обоснование/доказательство возможности такого перевода отсутствует и от необходимого обсуждения этой перспективы уклоняются (http://zmdosie.ru/proekty/podrobnosti/5869-na-podmoskovnom-radone).

Государство взяло на себя и расходы по аварийным отходам. Есть мнение (не единственный пример – http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6700), что негативные следствия за тридцать лет только в связи с чернобыльскими отходами перекрыли весь положительный экономический эффект от ядерной энергетики в СССР. Причем складывается впечатление, что профессионалы ядерной энергетики и промышленности до сих пор не могут или не хотят однозначно и неоспоримо назвать причины, последствия и денежный эквивалент Чернобыльской катастрофы, как и предшествовавших ей неприятностей на Ленинградской АЭС (http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6687 с комментариями, другие статьи чернобыльской тематики на сайтах PRoAtom и NuclearNo). На тридцатилетний “юбилей” и пошутить изволили (http://www.atomic-energy.ru/interviews/2016/04/25/65352). Где гарантия, что по проблеме РАО дело с информацией обстоит иначе/надежней? Россия пока не приступила к оценке весьма затратного из-за отходов массового вывода ядерных объектов из эксплуатации. А это не за горами. Новые значительные объемы РАО еще более осложнят ситуацию. Что, и их размещать на поверхности? В Германии (как и в Казахстане, http://www.atomic-energy.ru/news/2016/05/05/65629), которые уже на практике решают проблемы этой стадии, сразу возникли трудности с представлениями об экономике захоронения РАО. Как и во всем мире. Цена вопроса с трудом поддается исчислению. Относительно облученного реакторного графита вообще в мире нет даже начальных представлений о захоронении (разве что российское “высокотехнологичное” предложение засыпать его глиной на рабочем месте).

***Партнеры и обстоятельства.*** Сильные решения по всем категориям РАО можно найти в кооперации с теми, кто более осведомлен в геологии и горном деле нежели ФГУП “НО РАО”, а также имеет для переформатирования под задачу отходов природно-техногенные объекты. Возможные партнеры – АЛРОСА, РУСАЛ, Норникель, Северсталь, важнейшая характеристика пород на объектах этих компаний (Кольский полуостров) – водопроницаемость, укрупненные данные и норма – в сравнении с зарубежными могильниками РАО и российской площадкой “Дальние Зеленцы” приведена в работах [2–5] (это и детальная поинтервальная информация в геологических первоисточниках может быть исходной базой при нетрудоемкой оценке/”массовым камеральным поискам” посредством интерпретации готовых/старых фондовых материалов по площадкам других регионов/стран, например, Урала, Сибири и Дальнего Востока, а также Украины и Казахстана), или гиганты нефтегазовой отрасли, которым в трудные времена разумно было бы позаботиться о диверсификации деятельности в сфере недропользования.

В ряде работ В.Н. Комлева с соавторами (1998–2002 гг.) обоснована перспектива применения традиционных горно-геологических ресурсов при создании ядерной инфраструктуры. Опыт заимствований Росатомом технологий нефтегазовой отрасли уже есть. В РФ в течение 45 лет было удалено в глубокие изолированные горизонты-коллекторы около 50 млн м$^3$ жидких РАО. Ситуация была более тяжелой – отходы в подвижной форме. Но геологические условия заблокировали им выход на поверхность аналогично локализации в недрах месторождений углеводородов. Кстати, обводненность глубоких шахт/рудников после их закрытия не всегда, видимо, сама по себе может быть препятствием для предварительного захоронения в них РАО при наличии комплекса защитных инженерных барьеров. Хотя, конечно, потенциально вода в контакте с РАО (коррозия упаковок, стимулирование реакций деления, миграция радио-

нуклидов, радиолиз) – это очень серьезно (http://nuclearno.ru/text.asp?18278). Важно установить, прежде всего, будет ли вода с глубоких горизонтов активно поступать к земной поверхности за время существования опасности и при этом без фильтрационной очистки. Это не так сложно выполнить для уже хорошо изученной площадки горного предприятия. Полезными могут быть знание и методы тестирования гидрогеологии глубоких пещер, опыт исследований карстовых процессов вблизи подземных выработок. Как и оценки наличия/отсутствия карста вблизи Красноярского ГХК, ПО "Маяк", Новоуральска, планируемого могильника на Новой Земле. Было бы весьма достойно для научной спелеологии, если бы ее представители еще и не раз сказали веское "за/против" относительно конкретных потенциальных площадок. Швеция и Финляндия специально строят подземные могильники под дном моря с перспективой их увлажнения "подземными осадками" после полной загрузки РАО, но в условиях отсутствия заметных перемещений воды. Подход этих стран в части долговременных контактов дренирующей воды с защитными искусственными барьерами при захоронении РАО более надежен, хотя в чем-то аналогичен случаю "наземные могильники-атмосферные осадки". И более надежен, чем соседство подземного могильника с динамичным Енисеем, русло которого маркирует мощную геологическую неоднородность. А вот на берегу Таймыра, видимо, будет возможно (если нужно!) приблизиться к финско-шведской модели.

Геология и горное дело несравнимо более зрелые отрасли с богатым и надежным опытом по сравнению с ядерной. Уже это является основанием для использования Росатомом их "мудрости" в пограничных технологиях для предотвращения техногенных катастроф. Имеются примеры-аналогии, когда другие специалисты-смежники (отраслевики-теплотехники) пытались на основе долгого профессионального опыта своей отрасли обозначать принципиальные недостатки АЭС с РБМК еще до Чернобыля:

http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6554; http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6518; http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=4972; http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6450.

"Оставшиеся реакторы РБМК продолжают успешно эксплуатироваться, хотя обоснование их безопасности пока не может быть признано завершенным" (http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6700). Аварии на могильниках в Железногорске, на Новой Земле и других, обоснование безопасности которых далеко от завершения, даже невзрывного характера, но в силу долгого времени действия, также могут сопровождаться итоговыми глобальными последствиями.

При ориентации на зарубежные ВАО, прибыль от симбиоза ядерной, геологической и горной отраслей – сотни миллиардов долларов [6,7]. С такой прибылью, не захоронить прилично и российские РАО всех категорий – грех.

Все дальше нагнетается ситуация вокруг и внутри страны. Например, современные "террористы", "против которых" воюют по состоянию на февраль 2016 г. 5 авианосцев, армии двух стран и совершили 70 тыс. боевых вылетов самолеты США и России. Отмечена деятельность их представителей в Красноярске (https://news.mail.ru/incident/25695246/?frommail=1) и на Урале. "Этот случай с предотвращением терактов на Урале дал недвусмысленный сигнал, что ИГ не в Сирии, а уже под боком. По разным оценкам, только в последнее время северные территории УрФО потеряли порядка 100"200 чел., которые были завербованы и отправились воевать в Сирию на сторону ИГ. Это все говорит о хорошей вербовочной программе, которую проводят здесь, на нашей земле. И чтобы предотвратить это, государству необходимо проводить активную разъяснительную работу...", – Алексей Старостин, заведующий кафедрой теологии Уральского государственного горного университета (https://news.mail.ru/incident/24789630/?frommail=10). На самом высоком уровне признано, что ядерный терроризм реален и чрезвычайно опасен (http://www.globalaffairs.ru/number/n_8393).

При этом сложно понимать слабое и с небезупречными аргументами присутствие (в основном, рекламно-пропагандистское и с дозированной научной аргументацией от "своих/удобных людей") в публичном профессиональном пространстве по поводу поднимаемых вопросов непосредственно специалистов Росатома, ФГУП "НО РАО" и рабочей группы Общественного совета Росатома по вопросам размещения объектов изоляции РАО.

Не время сейчас "так делать" еще по одной причине. Некому будет ликвидировать последствия (аналог: https://www.facebook.com/permalink.php?story_fbid=1145053058848689&id=100000320175662; http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=6716).

Дело захоронения РАО будет, видимо, поправлено, если за него берется Курчатовский институт, характерными для которого являются конвергенция разных наук и технологий, природоподобный технологический уклад (Соглашение с Росатомом от 08.02.2016; http://www.nrcki.ru/includes/periodics/nrc_news/2016/0516/000017855/detail.shtml; возможная передача исследований РАН по ядерной тематике, http://www.svoboda.org/content/article/27764119.html). Тем более, что существует целеполагание Росатома о стремлении к достаточно спорной радиационной эквивалентности отходов завершающих стадий ядерного топливного цикла относительно исходного урана в руде. Мы предлагаем новую, более реальную, версию этого эколого-идеологического канона: "Взял руду из горных выработок – верни твердые отходы в горные выработки!"

Следует сказать, что концепция изоляции РАО в готовых горных выработках не чужда Росатому. В 2004г. прежнее руководство ВНИПИпромтехнологии сделало вывод: "Многолетние натурные исследования... подтвердили, что... существующие подземные сооружения могут быть использованы для безопасного длительного хранения РАО и ОЯТ" [8]. И теперь в подземных выра-

ботках ГХК на деле (без исследований в отдельной ПИЛ) будут хоронить и реакторы, и пульпы (если свои РАО пойдут под землю без проблем, то кого же и по какому поводу будут уговаривать с помощью ПИЛ?). Есть и аналогии создания могильников/хранилищ на хорошо разведанных традиционными работами участках: опыт Магнитогорского металлургического комбината по использованию выработанного пространства железорудных карьеров для захоронения твердых промышленных отходов (http://cyberleninka.ru/article/n/ispolzovanie-vyrabotannogo-prostranstva-kariera-v-kachestve-poligona-dlya-skladirovaniya-promyshlennyh-othodov), использование результатов геолого-промысловых исследований для уточнения геологического строения подземных хранилищ газа (http://www.karotazhnik.ru/index.php?option=com_content&view=article&id=582%3A-qq-258&catid=1%3A2009-07-02-07-28-18&Itemid=51&lang=ru).

Тревогу по поводу приповерхностных могильников (особенно на Урале) дополняет наличие наземного хранилища плутония на ПО “Маяк” (http://nuclearno.ru/text.asp?15383). Наука Урала безразлична к расширяющейся в регионе системе сверхопасных и сверхдолговременных объектов?!

Сегодня Росатом выдавливают с международного энергетического рынка атомной генерации (http://nuclearno.ru/text.asp?18521), завтра будут выдавливать с рынка отходов этой генерации, пользуясь недостатками российской системы их захоронения. Возможно, и с помощью Украины (скорее всего, при демпинге цен на хранение/захоронение посредством дешевых наземных объектов ив Чернобыльской зоне). Что уже беспокоит Россию (http://rg.ru/2016/05/23/churkin-ukraina-prevratitsia-v-iadernuiu-svalku.html). Наземным объектам на выведенной из хозяйственного оборота территории потенциальный Красноярский могильник не будет конкурентом. Несоизмеримо более безопасные комбинированные наземно-подземные могильники, наоборот, смогут составить конкуренцию объектам Украины и по стоимости.

Недавно и первый полученный Росатомом контракт на вывод из эксплуатации одной из немецких АЭС будет хорошим тестом. С одной стороны, в Германии Росатому вряд ли удастся применить существующие российские подходы к захоронению РАО. С другой, как бы на деле не попасть в ситуацию двойных стандартов: в России – одно, за рубежом – другое. Как относиться к примеру информационной двойственности, когда одновременно с получением контракта утверждалось, что Росатом не ведет с какими-либо странами переговоров на эту тему (http://www.atomic-energy.ru/news/2016/05/24/66147)?

Проблеме, у которой нет прошлого, есть миллионы лет будущего и сотни миллиардов долларов затрат уже/только сейчас, не хватает гуманитарной/культурологической проработанности для правильного решения. Крупные природно-техногенные объекты захоронения РАО будут создаваться, скорее всего, на исторических финно-угорских землях. В Финляндии уже строят – Онкало. И по нашим представлениям, именно культурный опыт финно-угорских народов потенциально наиболее значим для недостающей проработки/недостающего базиса. Проблема практически вечно опасного объекта отражает удручающую неопределенность наших нынешних представлений (прежде всего, гуманитарных, а не технических) относительно антропосоциальных аспектов будущего. Именно вокруг такой социокультурной неопределенности в необычном контексте “вечной” безопасности концентрируются основные мысли фильма режиссера М. Мадсена (Michael Madsen) об Онкало. И многих участников проекта Yucca Mountain (http://www.atomic-energy.ru/smi/2014/11/22/53162, http://www.bbc.co.uk/russian/international/2011/07/110701_5thfloor_nuclear_waste_docu.shtml).

Сошлемся еще на пример локального высокого качества горного массива вблизи знаменитой Кольской сверхглубокой скважины (СГ-3 [9], раздел “Характеристика гидрогеологических условий”, таблица 4.2.2, приложение № 65). Разведочные скважины 3360 и 3344 заложены на расстоянии, примерно, 1 км одна от другой. На глубинах 300–1000 м вмещающие их породы вне рудных тел устойчиво имеют коэффициент фильтрации (поинтервальное/детальное опробование уникальным оборудованием, институт ВСЕГИНГЕО) большей частью на один-два порядка меньше границы допустимых значений для приповерхностного и подземного размещения РАО (0,001 м/сут), которая инструментально на практике надежно выбраковывает различного генезиса зоны активного водообмена. Условный блок 1х1х1 км$^3$ – штатный проектный объем, позволяющий разместить основные сооружения подземного могильника (РАО-модули в виде горных выработок или скважин большого диаметра). Залегающие чуть выше породы являются относительным водоупором (зона глубин 150–200 м). Скважина 3360 вскрыла руду лишь на глубине порядка 1км. Отстоящая от нее на 700 м СГ-3 (в том же комплексе пород) до этой глубины не показала даже признаков никеля. Следовательно, обозначенный скважинами 3344 и 3360 блок безрудных пород высокого качества имеет потенцию прирастать (по крайней мере, в сторону СГ-3).

Вблизи скважин 3360 и 3344 есть и другие разведочные скважины с керновым опробованием пустых пород, но гидрогеологическое их поинтервальное опробование специалистами ВСЕГИНГЕО не входило в задачи разведки на медно-никелевые руды. Гидрогеологические исследования собственными силами Мурманской ГРЭ по упрощенным методикам также показали неплохие интегральные результаты по соседним скважинам в целом, хотя и не отбраковывали верхние (естественно весьма обводненные) их участки (скв. 3218 и 3221). Неплохая гидрогеология и по породам, вскрытым другими скважинами изученного участка (скв. 3228, 3240, 3223, 3313, 3337).

Фактически мы имеем хорошо разведанную, с керновым материалом, вблизи геолаборатории СГ-3 и г. Заполярный готовую площадку (уникальный исследовательский полигон на базе разных скважин) для дальнейших работ по могильнику. Она уже сейчас обеспечивает надежные знания о “эксплуатационном блоке” глубиной

до 1км и его “фундаменте” до 12 км. Загрузка любого объекта для РАО 1 и 2 категории может состояться не ранее 30–50 лет. Якобы мешающая добыча полезных ископаемых на этой и других площадках северной части Печенгской структуры к тому времени прекратится из-за полного и достоверного исчерпания рудных запасов. Нигде таких условий нет и не будет. Да, уникальный подземный могильник федерального/мирового класса нужно пристраивать к достойному наследию. Но не к Красноярскому ГХК, а к Кольской сверхглубокой скважине.

Возможно, это является идеальным примером. Думается, близкие ему есть и на других участках Печенгской структуры. Об этом же свидетельствуют два экспертных заключения по гидрогеологическим условиям Печенгской осадочно-вулканогенной структуры в контексте перспектив захоронения РАО, подготовленные в 1999 г. главным гидрогеологом Мурманской ГРЭ Г.С. Мелиховой по просьбе В.Н. Комлева на основании анализа многих материалов гидрогеологических исследований при поисково-разведочных работах в регионе на медно-никелевые руды, поисково-разведочных работ на воду, гидрогеологических наблюдений в подземных выработках и карьерах при добыче руд, государственной отчетности по водному хозяйству, а также на основании личного обследования рудника “Северный” совместно с начальником Мурмангеолкома Н.И. Бичуком, некоторыми главными специалистами рудника и комбината “Печенганикель”. Г.С. Мелиховой использованы также вспомогательные материалы газовой съемки и другие. Кроме того, по многолетним данным геологоразведочных работ различного назначения потенциал северо-западной части Мурманской области относительно проблемы захоронения РАО площадками Печенгской структуры не исчерпывается.

Есть ли какое-либо подобие идеальному примеру от Печенги в геологических материалах по потенциальному Красноярскому могильнику?

Впервые, видимо, на Мурмане в самом общем виде мысль обратить внимание на потенциал существующих местных горных выработок разных объектов была высказана в 1991 г. на первом региональном техническом совете в Управлении капитального строительства Кольской АЭС-2 по проблеме захоронения РАО (представители КАЭС, Московского института “Атомэнергопроект”, ВНИИАЭС, КНЦ РАН и Гидроспецгеологии) одним из гидрогеологов/геофизиков (предположительно, Эдуард Петрович Позин). Статья посвящается тому незнакомому авторам специалисту, а также памяти горняка Гущина Владимира Васильевича и геолога Баржицкого Всеволода Викторовича, соучаствовавших тогда на техсовете КАЭС в защите первого крупного и кольской “выпечки” отчета по проблеме, геолога Гавриленко Бориса Викторовича, первым (1999г.) поддержавшего идею перспективности Печенгской структуры для захоронения РАО.

## Выводы

1. Скоропалительно реализуемая ФГУП “НО РАО” в России вечная система захоронения основных категорий отходов игнорирует необходимость симбиоза духовно-гуманитарного, естественнонаучного и технического опыта, социокультурные коды, свойства человека, глубинные народные образы и историю недропользования, во многом противоречит передовому зарубежному опыту (в том числе, по достоверному информационному обеспечению работ и их одобрения обществом), исследованиям Минатома и РАН, опасна, дорога с учетом времени опасности, подлежит объективной ревизии преимущественно вне рамок разработавших ее организаций и модернизации. Создаваемые “могильники” на безальтернативных площадках, как не соответствующие эволюционировавшим базовым понятиям, реальной практике многих стран, первоначальным и последующим советско-российским приоритетам/известным площадкам (не доказана их профнепригодность) и международной обстановке, трудно назвать захоронениями (скорее, “внутризаводскими складами” долговременного хранения на объектах Росатома, в худшем случае – радиологическими “минами”), системой зарубежного образца или примером техногенной безопасности.
2. Зарубежный опыт, прежде всего – стратегию, лучше перенимать у Германии, Финляндии, Швеции и Норвегии, широко применяя геоинформационные системы (ГИС). Совершенствуя приоритетное подземное захоронение по пути сочетания отработавших и вновь создаваемых, а также упрощения специализированных горных выработок как следствия применения ГИП-кондиционирования ВАО и САО (горячее изостатическое прессование, которое получило поддержку Научного совета по металлургии и металловедению РАН, решение заседания НСММ от 5.03.15). Иными словами, необходимо к опыту передовых стран “прививать” элементы комбинированной системы разработок горнорудной отрасли и новых технологий кондиционирования, а все вместе – адаптировать к существующим российским природно-техногенным объектам с целью повышения безопасности и снижения капитальных/эксплуатационных затрат.
3. Целесообразно создавать горные предприятия двойного назначения – новые российские горно-химические комбинаты, проектируя их, например, с применением ГИС-технологии “Mineframe”. Приоритетными при этом должны быть северные/арктические территории, подлинно публичное и научное обоснование объектов. Стремительно развивающийся международный рынок захоронения ядерных отходов, на котором Росатом желает достойно присутствовать, не потерпит доминирования опасных кулуарных решений.

***Литература***

1. *Мельников Н.Н., Конухин В.П., Комлев В.Н. Материалы на основе минерального и техногенного сырья в инженерных барьерах для изоляции радиоактивных отходов. – Апатиты : Изд. Кольского НЦ РАН, 1998. – 94 с.*

2. *Социально-экономические предпосылки нетрадиционного участия сырьевых отраслей в ядерных программах / В.Н. Комлев, Н.И. Бичук, В.Г. Зайцев и др. // Ресурсы регионов России. – 2000. – № 3. – С. 2–10.*
3. *Komlev V.N. Native Nuclear Programmes, generation's responsibility, regional geological experience and site selection for underground disposal of potentially superdangerous materials // Industrial Minerals: Deposits and New Developments in Fennoscandia. – Petrozavodsk, 1999. – P. 150–153.*
4. *Комлев В.Н., Комлева Е.В. Критерий гидравлической проницаемости пород при подземной изоляции ядерных материалов (анализ шведско-финско-российского опыта) // Материалы межд. симпозиума "Геохимия ландшафтов, палеоэкология человека и этногенез", 6–11 сентября 1999 г. – Улан-Удэ, 1999. – С. 47.*
5. *Проект NUCRUS 95410 программы TACIS, отчет по задаче 3.*
6. *Самаров В.Н., Непомнящий В.З., Комлева Е.В. Подземное хранение/захоронение ОЯТ/РАО: новый путь // Труды Второй Научно-практической конференции с Международным участием, посвященной 70-летию атомной отрасли России, "Экологическая безопасность АЭС". Калининград, 20–21 октября 2015 г. – Калининград : Аксиос, 2015. – С. 135–148.*
7. *Самаров В.Н., Непомнящий В.З., Комлева Е.В. Международные отработавшие ядерные материалы с неопределенным будущим: Мурман, Норникель и Чукотка как гаранты нераспространения и экологической безопасности // Уральский геологический журнал. – 2015. – № 2. – С. 40–45.*
8. *Лопатин В.В., Камнев Е.Н. Подземное захоронение РАО // Атомная стратегия. – 2004. – № 13. – С. 10–14.*
9. *Филимонов Ю.И. Отчет о результатах предварительной разведки месторождения Верхнее, восточного фланга и глубоких горизонтов месторождения Спутник с подсчетом запасов по состоянию на 01.01.1992. – Мурманская геологоразведочная экспедиция, Печенгская геологоразведочная партия, 1992.*

## НЕФТЬ ИЛИ ЯДЕРНЫЕ ОТХОДЫ?

Е.В. Комлева

Технический университет, Дортмунд, Германия

## OIL OR NUCLEAR WASTE?

E.B. Komleva

Technical University, Dortmund, Germany

Человечество переходит к принципу международных могильников высокоактивных ядерных отходов. На неудачном для российской атомной отрасли фоне свертывания строительства Россией за рубежом и внутри страны новых АЭС. В условиях, когда экономика России перестает быть российской. Документы по закрытию в США проекта Yucca Mountain, американо-российское Соглашение № 123, Директива ЕС по обращению с ядерными отходами – вот основные правовые вехи на пути создания крупных международных подземных объектов изоляции таких отходов. В том числе и в России. Подробности тенденции раскрыты в моих статьях в журналах "Научный вестник Норильского индустриального института" (№10, 2012 и №12, 2013); "Геофизический журнал", №6, 2012; "Энергетическая политика", вып. 4, 2012; "Изв. Вузов. Горный журнал", №2, 2012 и др.

Хотя политическая воля к созданию международных ядерных могильников проявлена многими странами, конкретные юридические, финансовые и экономические механизмы этого еще предстоит создать. В том числе, и по части сбалансирования в России интересов общефедеральных и того региона, где объект будет создаваться. Видимо, как аналог будет принята схема практической реализации Соглашения между МАГАТЭ и Россией о создании первого в мире международного банка свежего ядерного топлива. Необходимо также четко идентифицировать и укоренить социокультурные основания и критерии таких действий. Так называемый "индекс безопасности ядерных материалов" Фонда "Инициатива по предотвращению ядерной угрозы", для сравнения, предусматривает анализ условий хранения и обращения с ядерными материалами не только в плоскости военно-технической, но и социокультурной.

Тем более, что уже можно говорить о нарушениях правовых норм (как и морально-нравственных, а также научных критериев обоснования). Например, считают, что строительство подземной лаборатории возле Красноярского горно-химического комбината, несомненно, является началом сооружения пункта геологического захоронения радиоактивных отходов без получения лицензии на такое строительство, то есть является строительством несанкционированного могильника высокоактивных отходов. При сооружении подземной лаборатории образуется депрессионная воронка, естественный гидрогеологический режим будет нарушен, т.е. от лаборатории будет больше вреда, чем пользы. Площадку, которая была выбрана первоначально для одного объекта (наземного завода РТ-2 радиохимической пе-

реработки отработавшего ядерного топлива по несбывшимся тогда планам расширения ГХК), целенаправленно "подогнали" под принципиально другой. Другой, прежде всего, по сроку существования (миллионы лет – могильник, десятки лет – завод). Понятно, что требования к площадкам и к обоснованию их надежности разные для завода и могильника. Есть и другие признаки лукавого "протаскивания" Росатомом нужного решения. Некоторые правовые инициативы в связи с могильником ГХК были переданы через В. Путина в адрес глав государств G20 участниками Гражданского саммита "Группы Двадцати".

Выбранный вблизи Железногорска гранитный массив вскрыт единичными скважинами не глубже 600 метров. Однако граниты в последнее время преподносят геологам поразительные сюрпризы, невообразимые ранее. Месторождение "Белый тигр" знаменито гигантскими запасами нефти в гранитах на глубинах 1–3 километра. Имеются и другие примеры нефти в гранитах. Для обоснования могильника ГХК эти факты важны двумя следствиями. Во-первых, пришло время радикального пересмотра концепций поиска и разведки углеводородов. Во-вторых, доказано, что на глубинах в первые километры граниты могут иметь мощные проводящие зоны, в том числе с направленностью движения флюидов к земной поверхности. А если под ГХК море нефти или воды? МАГАТЭ рекомендует при обосновании площадки захоронения ДОКАЗАТЬ отсутствие в ее недрах и вблизи полезных ископаемых, особенно высоколиквидных. Есть и глобальное третье следствие. Абиогенная нефть, как частный случай нефти в гранитах, позволит не принимать серьезно разговоры про принципиальную невосполнимость запасов углеводородов, скорое их исчерпание и про неизбежность развития гражданской ядерной энергетики с применением опасной радиохимии.

Красноярский могильник – не первое предложение Росатома. Какова судьба предыдущих, каждое из которых в свое время было "всесторонне обоснованным и единственно верным"? Почему "один на всех" могильник вот-вот будут строить вблизи географического центра России? Всесторонне ли обоснован этот вариант с учетом предыдущих и еще имеющихся сейчас вариантов? А почему не построить два, но у границ (Печенга и Краснокаменск)? Могильники у границ с серьезными соседями на порядки повысят безопасность объектов. По крайней мере, о разрушениях в результате военных действий, диверсий и терактов, направляемых против России, можно будет не беспокоиться. Мы помним о работе крылатых ракет по Югославии. Но никто не решится потревожить таким образом совместно Россию и Китай или Россию и Норвегию, Финляндию, Швецию. Да и другие аспекты безопасности будут выверены многократно, безо лжи, в связи с жизненно важными интересами разных стран, не только Росатомом.

Единственный, которому сейчас можно безоговорочно верить, ответ Росатома применительно к Железногорску – здесь действует и будет все же расширено радиохимическое производство ГХК с целью "одним махом" покрыть все формируемые РФ такого рода потребности. Вот так: главное, – обеспечить решение не вполне очевидной задачи по развитию ГХК. Могильник лишь необходимое дополнение для этого, а не самостоятельная сложнейшая проблема! Радиохимический завод "определяет сознание", а не потребность правильно, всесторонне и надежно обосновать решение по вечной изоляции отходов. Одновременно госкорпорация запускает амбициозный проект "Прорыв", который призван сформировать новый для России и мира облик отрасли и предусматривает опасную радиохимическую переработку при каждой АЭС нового поколения непосредственно на площадках этих станций. Что за стратегическое противоречие – раздвоение сознания? К тому же, нынешние радиохимические технологии решаются применить в промышленных масштабах гражданской отрасли далеко не все ядерные страны. Администрация Росатома на примере программ строительства АЭС показала слабость планирования и реализации планов в интервале времени в десять лет. Но она пытается убедить общество, что на миллионы лет вперед она предвидеть события и тратить деньги умеет. Специалисты США несколько десятков лет поэтапно выбирали по всей стране площадку для могильника, сравнивая разные геологические формации, пока не получили право начать горные работы на Yucca Mountain. А Росатом быстро, в стиле нового "прорыва" и без альтернатив, нашел массив "у забора" ГХК.

Международные подземные хранилища ядерных материалов можно рассматривать как элементы будущей системы ядерного нераспространения. Но прежде, все же, следует, минимум на двух уровнях, переосмыслить вопрос: "Нефть или ядерные отходы?" Глобальный уровень: если абиогенная нефть реальна, нужно приостановить развитие нынешней и любой другой будущей ядерной энергетики, следствием которых есть и будут высокоактивные и долгоживущие отходы, а также – системы ядерных могильников, в том числе приостановить работы вблизи Красноярска. Локальный уровень: если строительство могильника вблизи Красноярска необходимо, надо с помощью глубокого бурения доказать отсутствие нефти и благоприятный гидравлический режим применительно к оконтуривающим место заложения объекта кристаллическим породам. Для Печенги скважинами глубиной 2–2,5 км и Кольской сверхглубокой скважиной доказано отсутствие нефти и показаны благоприятные предпосылки естественной гидроизоляции будущих сооружений.

# ИССЛЕДОВАНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И РАДИОНУКЛИДОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РЕК МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Э.Е. Коновалова

Российский университет дружбы народов, Москва, Россия, konelen90@mail.ru

# THE STUDY OF HEAVY METALS AND RADIONUCLIDES CONTENT IN THE BOTTOM SEDIMENTS OF THE RIVERS IN THE MOSCOW REGION

E.E. Konovalova

The Peoples' Friendship University of Russia, Moscow

Донные отложения в условиях интенсивного антропогенного воздействия на водные объекты стали играть все более значительную роль во внутриводоемных процессах. Наблюдения за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях являются составной частью системы мониторинга поверхностных вод суши. В ходе недавнего исследования был проведен анализ химического состава проб донных отложений рек бассейна р. Москва.

Due to intensive anthropogenic impact on water bodies sediments have begun to play a significant role in processes inside water. Observations on the content of pollutants in the sediments are part of the water monitoring system. A recent study analyzed chemical composition of samples of bottom sediments of the Moscow river basin.

Московская область – один из самых урбанизированных и густонаселенных регионов страны. Высокая концентрация населения, промышленного потенциала, транспортных узлов и магистралей, научных и других организаций, а также уровень технологий систем жизнеобеспечения – главные причины складывающейся экологической ситуации, требующей постоянного внимания и решения вопросов по сохранению окружающей среды.

Радиационный фактор вносит существенный вклад в совокупную нагрузку на человека. Специфика Московской области обуславливает проблемы обеспечения радиационной безопасности региона от техногенного и естественного облучения. К ним относятся: облучение от техногенных источников; расположение большого количества радиационно- и ядерно-опасных объектов, радионуклидных и генерирующих источников; повышенная и аномальная радиоактивность грунтов в геологических разрезах на границах Мещерской низменности, потенциально опасные для здоровья человека естественные радионуклиды в почвах.

Комплекс водных проблем в Московской области занимает ведущее место. Перечень их очень велик: защита населения от негативных воздействий вод, обеспечение качества поверхностных и подземных вод, стабильное и безопасное водообеспечение населения, обеспечение безопасности гидротехнических сооружений и другие.

Постоянно возрастающая антропогенная нагрузка на водоемы делает особенно актуальным изучение роли донных отложений в процессах самоочищения и вторичного загрязнения водной среды.

Донные отложения представляют собой сложную многокомпонентную систему и играют чрезвычайно важную роль в формировании гидрохимического режима водных масс и функционировании экосистем водоемов и водотоков. [7] Они формируются под воздействием совокупности природных процессов: климатических, гидрологических, физических, химических и биологических, протекающих как в самом водоеме, так и на его водосборной площади. [6]

Донные отложения водотоков аккумулируют в себе загрязняющие вещества и влияют на химический состав вод. В процессе развития водоема, условия водной среды претерпевают постоянные изменения, в том числе путем изменения мощности и состава донных отложений. Если водная толща подвергается непосредственному внешнему влиянию, то донные отложения отражают реакцию водной системы на данные воздействия. Кроме того, режим донных наносов связан с русловыми процессами, вызванными природными и антропогенными факторами. В связи с этим наблюдения за их состоянием является необходимым компонентом мониторинга водных объектов [5].

Донные отложения находятся в постоянном обмене с водной средой. При этом они накапливают информацию о развитии водоема и процессах, происходящих на водосборных территориях. Благодаря этому их можно использовать в качестве индикатора при оценке состояния водных систем и контроле загрязнения.

Значительное воздействие на состав донных отложений оказывает антропогенная нагрузка. На дне аккумулируются токсичные вещества самой разной природы (тяжелые металлы, радионуклиды, органика, нефтепродукты). В донных отложениях концентрируются загрязняющие вещества, которые растворяются и частично инактивируются в воде, вступая во взаимодействие между собой или образуя новые, еще более токсичные, соединения.

В основном загрязнение водных объектов происходит с поверхностным стоком загрязняющих веществ, а также их осаждением из атмосферы. Попадая в водоемы, они довольно быстро перераспределяются *между водой* и донными отложениями.

Донные отложения уменьшают внешнее воздействие на водную систему, участвуя в процессе самоочищения воды, путем накопления в своей толще вредных веществ. При определенных условиях, загрязненность

донного грунта может привести к вторичному загрязнению. Описанные процессы, с одной стороны, играют положительную роль, предопределяя самоочищение водных масс, а с другой – приводят к прогрессирующей интоксикации биоты водоемов.

Поскольку донные отложения являются конечным звеном местных ландшафтных соединений, их состав отражает геохимические особенности водосборных территорий. Это хорошо видно на примере бассейнов рек в урбанизированных районах, где ведется сброс сточных вод в водотоки, а поверхностный сток сильно загрязнен промышленными выбросами и отходами. Поэтому вполне оправдано использовать их для выявления состава, интенсивности и масштаба техногенного загрязнения.

Донные отложения являются более информативным объектом исследований, чем вода. Это обусловлено тем, что химический состав донных отложений, в отличие от водной среды, несет информацию об общем состоянии экосистемы как природной, так и техногенной составляющей загрязнения в течение длительного периода времени. Аккумулируя тяжелые металлы, радионуклиды, высокотоксичные органические вещества, донные отложения, с одной стороны, оказывают содействие самоочищению водной среды, тем не менее, с другой – представляют собой постоянный источник вторичного загрязнения водоемов [1].

Основная часть загрязняющих веществ в экосистемах из воды переходит в донные отложения, в результате чего грунты часто содержат высокие концентрации загрязняющих веществ, в то время как их концентрация в воде может и не быть повышенной. Кроме того, вследствие высокого коэффициента накопления токсикантов спектр обнаруживаемых в донных отложениях компонентов гораздо шире, а значит, информативнее, чем в воде, что позволяет отслеживать динамику поведения большего числа поллютантов [4].

Наблюдения за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях являются составной частью системы мониторинга поверхностных вод суши. В ходе недавнего исследования был проведен анализ гранулометрического и химического состава проб донных отложений рек бассейна р. Москва в ее среднем течении, расположенных на территории Московской области. В пробах определялись валовые формы следующих показателей химического состава: медь, цинк, никель, кобальт, кадмий, свинец, хром общий, железо, фенолы, формальдегид, марганец (суммарно), нефтепродукты, АПАВ, pH.

Среди всех определяемых в отобранных пробах донных отложений тяжелых металлов концентрации кадмия были весьма разнообразными и колебались от 0,2 мг/кг в донных отложениях р. Чечера до 1,7 мг/кг в р. Москва. Содержание кобальта в донных отложениях было так же весьма разнообразным, но несколько выше, чем кадмия, и колебалось в пределах от 0,2 до 6,5 мг/кг, но в большинстве водных объектов не превышало 2,0 мг/кг. Содержание свинца в большинстве водотоков составило 0,5–5,0 мг/кг. Максимальное содержание свинца отмечено в донных отложениях р. Вьюнка (20,0 мг/кг). В среднем содержание меди в донных отложениях исследуемых водотоков было на уровне 10–15 мг/кг, однако в донных отложениях р. Малиновка достигало 200 мг/кг.

Концентрации цинка в донных отложениях рассматриваемых водотоков в сравнении с другими вышеперечисленными металлами можно считать повышенными, величина цинка в большинстве водотоков колебалась в пределах 10–20 мг/кг, но в донных отложениях р. Москва составляла 80–85 мг/кг. Высоким можно назвать и содержание марганца во всех исследуемых водотоках. Его концентрации колебались от 50 до 400 мг/кг, а максимальными они были в р. Чечера (980 мг/кг). Самым высоким из всех представленных металлов было содержание в донных отложениях исследуемых водотоков железа, концентрации которого почти во всех водотоках составляли от 1700 до 2000 мг/кг и в донных отложениях р. Москва достигали 4000 мг/кг.

Среди загрязняющих веществ содержание фенолов в донных отложениях было не высоким и в большинстве исследованных объектов составляло 0,4–0,8 мг/кг. Наиболее низким в донных отложениях всех водотоков было содержание СПАВ, оно не превышало 0,15 мг/кг.

Содержание формальдегида в донных отложениях водотоков было весьма разнообразным по диапазону колебаний и в среднем составляло 5–10 мг/кг, а в реках Македонка и Чечера достигало 30 мг/кг. Весьма значительным и разнообразным среди всех загрязняющих веществ было загрязнение донных отложений нефтепродуктами. Максимальным было содержание нефтепродуктов в донных отложениях рек Малиновка, Вьюнка, Петрица (8–9 мг/кг). Содержание нефтепродуктов в донных отложениях р. Москва, в сравнении с вышеперечисленными, кажутся не высокими и не превышает 3,5 мг/кг. [2]

Средняя удельная активность калия-40 в донных отложениях составила 260 Бк/кг; цезия-37 – 5 Бк/кг; радия-226 – 9 Бк/кг; тория-232 – 12 Бк/кг. Эти величины находятся в пределах значений, соответствующих радиационному фону, характерному для города Москвы, и не превышают установленных контрольных уровней [3, 8].

Экологическое состояние водной экосистемы оценивается по степени загрязненности ее водной составляющей и уровню накопления токсикантов в донных отложениях. Их исследование приобретает первостепенное значение при определении степени антропогенного загрязнения рек и оценке их исходного состояния, необходимых для последующего эколого-геохимического мониторинга. Вместе с тем, число работ, посвященных комплексной оценке состояния донных отложений, чрезвычайно мало.

Важно отметить, что сложно оценить полученные результаты измерений. До сих пор не решен вопрос донных отложений в процессах самоочищения и предельно допустимых нагрузках загрязняющих веществ на водоем. Кроме того, не существует общепринятых единых подходов к анализу проб донных отложений, интерпретации результатов и подходов к нормированию качества донных отложений. В нашей стране существует Единая система государственного экологического мониторинга окружающей среды, введенная Федеральным зако-

ном № 331 (2011), но вряд ли она может быть эффективной при отсутствии нормативов содержания загрязняющих веществ в составе донных отложений как среды депонирования загрязняющих веществ и наиболее опасного компонента водной экосистемы. Существуют нормативы предельно допустимого содержания поллютантов в воде и почве, однако, с оценкой донных отложений ситуация гораздо сложнее: утвержденные экологические нормативы содержания загрязняющих веществ в них отсутствуют. До настоящего времени определение количественных значений качества донных отложений проводилось либо с использованием соответствующих критериев для воды, либо ПДК загрязняющих веществ в почве. Оценивать донные отложения по нормативам, разработанным для почв, не вполне корректно, поскольку донные отложения почвой не являются, отличаются от нее по условиям формирования, накопления и миграции загрязняющих веществ, к ним предъявляются совершенно иные требования и нормы.

В Российской Федерации в соответствии с законом "Об охране окружающей среды" (2002), законом "О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов" (2004), Водным кодексом (2006) в рамках системы мониторинга за состоянием окружающей среды предусмотрен контроль состава донных отложений водных систем. Однако, не существует единого документа, нормирующего содержание загрязняющих веществ. Действующие нормативы оценки качества донных отложений имеют региональный статус и существенно отличаются между собой.

Отсутствие единой нормативной базы не обеспечивает эффективного мониторинга экологического состояния донных отложений и не позволяет обнаружить наиболее неблагополучные в экологическом отношении участки водоемов, скорректировать состав и объем мониторинга, выявить и нейтрализовать источники загрязнения.

Для создания эффективной системы мониторинга состояния состава донных отложений необходимо разработать законодательно установленные нормативы, обязательным условием которых должна быть единая стандартизированная основа.

***Литература***


1. *Ахметов Т.О. Мониторинг донных отложений водных объектов в зоне влияния Арланского месторождения нефти // Наука, образование, производство в решении экологических проблем (Экология-2013) : сборник научных статей X Международной научно-технической конференции / УГАТУ. – Уфа, 2013. – С. 116–127.*
2. *Информационный отчет о выполнении работ по теме: "Эколого-геохимическая оценка состояния донных отложений рек бассейна реки Москвы на территории Московской области от г. Москвы до устья реки" по заказу Министерства экологии и природопользования Московской области [Электронный ресурс]. – URL: http://mep.mosreg.ru/meropriyatia/analiticheskie-doklady-i-obzory-informatsionnogo-kharaktera-podgotovlennye-ministerstvom/08-07-2015-16-30-36-informatsionnyy-vypusk-o-sostoyanii-prirodnykh-res/.*
3. *Контрольные уровни обеспечения радиоэкологической безопасности населения города Москвы. Руководящий документ. – М., 2008.*
4. *Львович А.И. Защита вод от загрязнения. – Л. : Гидрометиоиздат, 1977. – 168 с.*
5. *Методические указания по организации и проведению наблюдений за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях водных объектов. – М., 2012. – URL: http://www.mnr.gov.ru/regulatory/detail.php?ID=128874.*
6. *Субетто Д.А. Донные отложения озер: палеолимнологические реконструкции. – СПб. : Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2009. – 339 с.*
7. *Техногенное загрязнение речных экосистем / под ред. В.Н. Райнина и Г.Н. Виноградовой. – М. : Научный мир, 2002. – 140 с.*
8. *Цейтин К.Ф. Радиационно-экологическая обстановка на территории Москвы в 2014 году [Электронный ресурс]. – URL: http://www.atomic-energy.ru/technology/55260.*

# УРАН И ТОРИЙ В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ ЮГО-ВОСТОКА АЛТАЕ-САЯНСКОЙ ОБЛАСТИ

Ю.Г. Копылова[1], Н.В. Гусева[1], К.Д. Аракчаа[3], А.А. Хващевская[1], И.С. Мазурова[1], О.Д. Аюнова[2], Ч.К. Ойдуп[2], К.М. Рычкова[2]

[1]Томский политехнический университет, Томск, Россия, unpc_voda@mail.ru
[2]Тувинский институт комплексного освоения природных ресурсов СО РАН, Кызыл, Россия, giatran@yandex.ru
[3]ГБУ "Научно-исследовательский институт медико-социальных проблем и управления Республики Тыва (НИИ МСПУ РТ), г. Кызыл, Россия, chodura@yandex.ru

# URANIUM AND THORIUM IN THE NATURAL WATERS OF THE SOUTH-EAST OF THE ALTAI-SAYAN REGION

Yu.G. Kopylova[1], N.V. Guseva[1], K.D. Arakchaa[3], A.A. Khvashchevskaya[1], I.S. Mazurova[1], O.D. Ayunova[2], Ch.K. Oidup[2], K.M. Rychkova[2]

[1]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia
[2]Tuvan Institute of Complex Development of Natural Resources SB RAS, Kyzyl, Russia
[3]Research Institute of Medical and Social problems and Management of Tuva, Kyzyl, Russia

Исследована распространенность тория и урана в природных водах разного состава и минерализации юго-восточной части Алтае-Саянской области (поверхностные водотоки и водоемы, подземные холодные воды (пресные, солоноватые, углекислые) и термальные (азотно-углекислые и азотные)). Выявлена зависимость увеличения урана в водах с повышением минерализации холодных вод и его снижения в термальных водах. Наибольшие концентрации урана (до 1,2 мг/л) и тория (до 0,00052 мг/л) встречены в углекислых холодных водах, особенно, на участках редкоземельного оруденения Восточных Саян. Показано, что только в термальных водах восстановительных геохимических сред, неблагоприятных для накопления урана в водах, торий иногда превышает концентрации урана. В холодных водах целые значения торий – уранового отношения появляются при малых концентрациях урана и сохраняющихся концентрациях тория на уровне десятитысячных значений, что согласуется с повышением в этих водах иттрия и редкоземельных элементов.

Occurrence of U and Th is studied in the natural water of different chemical composition and TDS values of the south-east of the Altai-Sayan region. Surface water, cold groundwater (fresh, saline and carbon dioxide water) and thermal groundwater (nitric-carbon dioxide and nitric water) are investigated. It was found that the increase of TDS values in the cold water is followed by the rise of U concentrations while in the thermal water the decrease of the U content is observed. The highest U concentrations (up to 1,2 mg/L) and Th concentrations (up to 0,00052 mg/L) are found in the carbon dioxide cold water, especially, in the areas of rare earth mineralization of the East Sayan. It is shown that only in the thermal water with reduction conditions, which are unfavorable for uranium accumulation, the concentrations of Th sometimes exceed the U concentrations. In the cold water integer values of the Th/U coefficient are observed under small uranium concentrations and thorium concentrations at the level of tenth of μg/L, which is consistent with the increase of yttrium and rare earth elements in this water.

В.И. Вернадский, отмечая "всюдность" присутствия урана и тория и постоянство соотношения Th/U в продуктах магматических процессов, подчеркивает высокую степень подвижности урана в водных растворах и инертность тория, концентрации которого в земных условиях должны быть ничтожными, и замечает, что "по мере приближения к биосфере наблюдается ясный процесс разделения урана от тория" [2]. Такое разделение урана и тория обусловлено, прежде всего, миграционной способностью их соединений в условиях земной коры, определяемой внутренними свойствами этих элементов, благодаря чему в водах зоны гипергенеза чаще всего наблюдается преобладание концентраций урана над концентрациями тория. При этом информация о соотношениях урана и тория в горных породах и водах, полученная различными авторами [1], позволяет считать, что в зоне гипергенеза происходит накопление урана в водах, а тория – в донных осадках. Торий как элемент – гидролизат не склонен накапливаться в водах под воздействием экзогенных процессов разрушения алюмосиликатных пород, а стремится к образованию гидроокислов и осаждению с вторичной фазой в условиях окислительной среды.

Ограниченность сведений о характере взаимоотношений этих элементов в природных водах долгое время существовала из-за отсутствия достоверных и доступных методов анализа вод. До недавнего времени основную информацию при совместном определении урана и тория получали с использованием нейтронно-активационного анализа [6]. В последние годы благодаря внедрению в практику аналитических работ методов масс-спектрометрии значительно расширились возможности по определению этих элементов в водах и изучению их соотношений. Вместе с тем, остаются проблемными вопросы об уровнях концентраций урана и тория в водах разного состава [1]. Отправным моментом для оценки распространенности этих элементов в водах являются сведения об их концентрациях в морской воде, являющейся геохимической константой планеты. Так, по данным [1] при солености 35‰ концентрации урана составляют $3{,}3 \cdot 10^{-7}$% ($3{,}3 \cdot 10^{-3}$ мг/л), а средние концентрации тория в морской воде по данным Е.В. Гуревича с соавторами и В.А. Ветрова [1] оцениваются как $1 \cdot 10^{-4}$ мкг/л

(0,0000001 мг/л). При этом разброс частных значений тория находится в пределах четырех порядков, а диапазон содержаний по урану превышает восемь порядков [1]. Торий-урановое отношение, рассчитанное по кларкам гидросферы [5], в морских водах составляет 0,00003, а в речных водах увеличивается до 0,2. Выполненные исследования по одновременной оценке содержаний U и Th в водах Тувы [3] показали сложную картину соотношений указанных радиоактивных элементов в обследованных водах, значения которых изменяются от десятитысячных до целых значений, что позволяет провести радиогеохимическую типизацию вод гидросферы, впервые представленную в [докладе Л.П. Рихванова на конференции, посвященной 85 лет кафедре ГИГЭ и опубликованной в настоящем сборнике статьей для конференции по радиоактивности, 2016].

Приведенные обстоятельства определяют актуальность исследований распространенности урана и тория в природных водах различного состава и минерализации с использованием метода масс-спектрометрии и объяснения характера изменения в них торий-уранового соотношения.

Полевые гидрогеохимические исследования выполнялись в 2013–2016 гг. полевыми отрядами Тувинского института комплексного освоения природных ресурсов СО РАН и ООО “Лаборатория аржаанологии и туризма” (г. Кызыл) и научно-образовательного центра Вода Института природных ресурсов Томского политехнического университета. Опробование природных вод проводилось на всей территории Тувинского региона. Объекты опробования представлены 8 водотоками, 19 озерами и 96 родниками пресных вод, 18 родниками солоноватых, соленых вод и рассолов, 34 родника пресных азотных терм природных комплексов Уш Белдир, Тарыс и Тункинской долины, 16 родников термальных углекислых вод Тункинской долины и природного комплекса Чойган и 19 родников холодных солоноватых вод Чойган, Тункинской долины и Восточных Саян в северо-восточной части Тувы. Количественный химический состав природных вод выполнен в Проблемной научно-исследовательской лаборатории гидрогеохимии научно-образовательного центра “Вода” Института природных ресурсов Томского политехнического университета. Масс-спектральное определение микрокомпонентов, в том числе редкоземельных и радиоактивных элементов выполнено Т.Н. Табатчиковой и И.С. Мазуровой. Основная часть аналитических работ в 2013–2016 гг. выполнена методом масс-спектрометрии на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой NexION 300D(PerkinElmer, США). Одним из преимуществ метода является широкий диапазон определяемых концентраций: линейность калибровочного графика составляет более девяти порядков по урану и торию. Для консервации проб и приготовления калибровочных растворов использовалась азотная кислота, очищенная с использованием системы очистки Distill asid BSB-939-IR (Berghof, Германия). В качестве калибровочных растворов использованы мультиэлементные стандартные образцы (Perkin Elmer, США) №2 (Th, редкоземельные, скандий и др.), №3 (U и порядка 30 химических элементов-Cu, Zn, V и др.). Определение тория проведено по изотопу $^{232}$Th, а урана – по изотопу $^{238}$U. Низкие пределы обнаружения тория и урана в воде достигаются благодаря отсутствию полиатомных и изобарных наложений и составляют $10^{-7}$ мг/л.

Для проверки чистоты посуды, фильтров и реактивов в каждой партии проб используются 3–5 холостых образца, прошедших все стадии подготовки проб к измерениям (фильтрация, консервация, добавка внутреннего стандарта и др.). В процессе масс-спектральных измерений партии образцов проводился неоднократный контроль стабильности градуировочного графика по калибровочному раствору, содержащему 20 мкг/дм$^3$ U и Th. Для учета матричного влияния в качестве внутреннего стандарта использовались Bi или In с концентрацией 5–10 мкг/л. После каждого измерения проводилась отмывка системы ввода 1–2% раствором азотной кислоты в течение 0,5–1 мин и последующее измерение холостой пробы для проверки степени очистки системы ввода по определяемым элементам. При анализе вод высокой минерализации пробу воды разбавляют до 1000 мг/л, хотя при этом происходит соответствующее увеличение и предела обнаружения элементов в такое же количество раз.

При обсуждении полученных данных проведена их систематизация по условиям формирования состава воды, их химических типов, кислотно-щелочных и окислительно-восстановительных свойств и минерализации. Распространенность урана и тория в водах и значения торий-уранового отношения представлены в таблицах и дана их характеристика в тексте.

***В поверхностных водах водотоков Тувы*** в ультра пресных нейтральных водах, подверженных континентальному засоления, со значениями отношений $SO_4$/Cl >1 и Cl/Na >1 (р.р. Тыва-Кешиг, Хемчик, Ак, Карасуг) с минерализацией 80–211 мг/л средние арифметические концентрации тория составляют $1{,}3\cdot10^{-5}$ мг/л, урана 0,00026 мг/л, а Th/U отношение в водах изменяется в от 0,02 до 0,1. В водах рек на участках потенциального оруденения или подверженных воздействию горно-рудных предприятий (р.р. Алдыы Ишкин, Торгалык, Барлык, Улаатай, Ирьитей, Хандагайты мост, Чоза) нейтральных и слабощелочных окислительной обстановки с минерализацией от 17 до 399 мг/л и содержанием сульфат-иона от 11 до 72 мг/л при фоновых значениях хлор-иона (0,8–4,4 мг/л) концентрации тория составляют в среднем $4{,}2\cdot10^{-6}$ мг/л, а концентрации урана увеличиваются и составляют от 0,000196 до 0,00467 мг/л (при средних значениях 0,00197 мг/л), что определяет снижение значений торий-уранового отношения от 0,02 до $9{,}6\cdot10^{-5}$ и уменьшение его средних значений до 0,01. По данным распространенности тория и урана в общей небольшой выборке опробования малых водотоков (табл. 1) средние арифметические концентрации тория составляют $4{,}5\cdot10^{-6}$ мг/л, а урана – 0,0008 мг/л, т.е. более чем на два порядка концентрации урана превышают концентрации тория в малых водотоках Тувы и средние значения торий уранового отношения равны 0,006.

В поверхностных водах озер создаются благоприятные условия для накопления урана, особенно с увели-

*Таблица 1. Распространенность урана и тория в поверхностных водотоках Тувы*

| pH | Мин., мг/л | Параметры | Th, мг/л | U, мг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|
| 7,24 | 172 | Медиана | $4{,}47\cdot10^{-6}$ | $8{,}2\cdot10^{-4}$ | $6{,}08\cdot10^{-3}$ |
| | | Минимум | $3{,}51\cdot10^{-7}$ | $1{,}7\cdot10^{-4}$ | $9{,}63\cdot10^{-5}$ |
| | | Максимум | $1{,}86\cdot10^{-5}$ | $4{,}67\cdot10^{-3}$ | $1{,}08\cdot10^{-1}$ |
| | | Число точек | 8 | 8 | 8 |

*Таблица 2. Распространенность урана и тория в озерах Тувы*

| pH | Мин., мг/л | Параметры | Th, мг/л | U, мг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|
| 8,51 | 77672 | Медиана | $1{,}06\cdot10^{-5}$ | $3{,}0\cdot10^{-2}$ | $2{,}85\cdot10^{-4}$ |
| | | Минимум | $5{,}0\cdot10^{-7}$ | $4{,}46\cdot10^{-4}$ | $2{,}12\cdot10^{-5}$ |
| | | Максимум | $2{,}44\cdot10^{-4}$ | $5{,}17\cdot10^{-1}$ | $4{,}55\cdot10^{-3}$ |
| | | Число точек | 19 | 19 | 19 |

*Таблица 3. Распространенность урана и тория в пресных водах родников горного обрамления Тувинского прогиба*

| pH | Мин., мг/л | Параметры | Th, мг/л | U,мг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|
| 7,53 | 403 | Медиана | $2{,}16\cdot10^{-6}$ | $3{,}15\cdot10^{-3}$ | $6{,}89\cdot10^{-4}$ |
| | | Минимум | $9{,}13\cdot10^{-8}$ | $5{,}46\cdot10^{-6}$ | $5{,}38\cdot10^{-6}$ |
| | | Максимум | $4{,}53\cdot10^{-4}$ | $9{,}3\cdot10^{-2}$ | $9{,}43\cdot10^{-1}$ |
| | | Число точек | 96 | 96 | 96 |

чением минерализации вод. В пресных слабощелочных водах озер (оз. Тере-Хол, пресное у оз. Бай Хол) концентрации тория составляют $6–9\cdot10^{-7}$ мг/л, а концентрации урана от $1{,}6\cdot10^{-3}$ до $1{,}3\cdot10^{-2}$ мг/л, что определяет десятитысячные доли торий-уранового отношения. В солоноватых слабощелочных водах (оз.оз. Кислое, Белое, Ак, Амтайгын, Каък у р. Элегест) с минерализацией до 8560 мг/л происходит увеличение концентраций тория (от $2\cdot10^{-6}$ до $4\cdot10^{-5}$мг/л), но при одновременном увеличении концентраций урана (от $4{,}4\cdot10^{-4}$ до $7{,}2\cdot10^{-2}$мг/л) наблюдается снижение торий-уранового отношения до тысячных и десятитысячных значений. В слабосоленых щелочных водах озер (Хадын, Убсу-Нур тув, Шара-Нур, Бай-Хол ) с минерализацией от 13126 до 28753 мг/л сохраняется тенденция к накоплению в водах этих элементов, хотя концентрации тория остаются на прежнем уровне и в среднем составляют $8{,}7\cdot10^{-6}$ мг/л, а концентрации урана в среднем составляют $3{,}7\cdot10^{-2}$ мг/л, что характеризуется десятитысячными значениями торий – уранового отношения. Эта тенденция сохраняется в слабых рассолах оз. Чедер при изменении минерализации вод от 62553 до 107498 мг/л и в крепких рассолах (оз.-оз. Дус-Хол Танды, Дус-Холь (оз. Сватиково), Каък-Хол Грязевое у оз. Сватиково, Дус Хол (Самалгатай) при минерализации от 160170 до 327672 мг/л. Максимальные концентрации тория при этом ($2{,}44\cdot10^{-4}$ мг/л) обнаружены в озере Каък-Хол Грязевое (у оз. Сватиково), а урана – 0,5171 мг/л в оз. Дус Холь (Самалгатай). Торий – урановое отношение в рассолах сохраняется на уровне десятитысячных значений и повысилось до тысячных в озере Каък-Хол Грязевое (у Сватиково) при концентрации урана 0,1157 мг/л и минерализации 217457 мг/л. В общей выборке поверхностных водоемов (табл. 2) средние значения тория равны $1{,}059\cdot10^{-5}$ мг/л, урана – 0,03 мг/л, а значения торий уранового отношения $4{,}0\cdot10^{-3}$.

В пресных водах родников горного обрамления Тувинского прогиба (табл. 3) средние значения тория составляют $2{,}16\cdot10^{-6}$ мг/л и урана $3{,}16\cdot10^{-3}$ мг/л. Максимальные значения тория в пресных водах обнаружены в воде родника Устуу Доргун с высоким содержанием урана (0,02 мг/л) и в роднике Шивилиг 5 с повышенными концентрациями радона в водах. Средние значения торий – уранового отношения в пресных водах составляют $6{,}89\cdot10^{-4}$ и изменяются от $5{,}38\cdot10^{-6}$ до $9{,}4\cdot10^{-1}$. Максимальные значения торий уранового отношения обнаружены в щелочных пресных водах родника Уру, что обусловлено самыми низкими концентрациями урана $5{,}46\cdot10^{-6}$ мг/л и вдвое превышающими средние значения в пресных водах концентрациями тория ($5{,}15\cdot10^{-6}$ мг/л).

В солоноватых подземных водах родников (Хурегечи, Сенек, Улуг-Хем, Утуг-Дуруг, Улаатай, Тос-Булаг, Шуйский, родник у оз. Чедер, Кооп-Терек (Южный Торголык), скважина у оз. Дус-Хол(Сватиково) ) средние значения тория составляют $1{,}41\cdot10^{-6}$ мг/л (табл. 4), в то время как под воздействием процессов накопления урана в водах с повышением их минерализации максимальные значения урана в этих водах увеличиваются до 0,24 мг/л, а значение торий уранового отношения уменьшается и в среднем составляет стотысячные доли. Вместе с тем, в родниках у оз. Сватиково по данным режимных наблюдений в 2014 г. отмечается некоторое повышение концентраций тория и значений торий уранового отношения, при увеличении в водах иттрия и редкоземельных элементов.

Резко восстановительные условия геохимической среды термальных щелочных пресных вод природного комплекса Уш Белдир со средней минерализацией 371 мг/л и значениями pH от 9,5 до 9,82 и Eh от (–400) до (–460) мВ характеризуются средней концентрацией тория $1{,}9\cdot10^{-5}$ мг/л (табл. 5). При этом наибольшие концентрации тория в этих водах родника 1 достигают $8{,}9\cdot10^{-5}$ мг/л. В тоже время концентрации урана снижаются в среднем до $1{,}4\cdot10^{-5}$. Наибольшие концентрации урана здесь встречены в том же роднике 1 и составляют $1{,}26\cdot10^{-5}$ мг/л, а значение торий уранового отношения в водах этого родника равно 7. В целом в этих водах торий-урановое отношение изменяется от 3 до 13 и в среднем составляет 6,5, благодаря сохранению в растворе тория и неблагоприятных условий для накопления урана. При изменении геохимической обстановки на менее восстановительную в роднике 6 при Eh – 60 мВ увели-

*Таблица 4. Распространенность урана и тория в солоноватых водах Тувинского прогиба*

| Объект | pH | Мин.,мг/л | Параметры | Th, мг/л | U, мг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Родники | 7,33 | 2123 | Медиана | $1{,}41\cdot10^{-6}$ | $8{,}2\cdot10^{-3}$ | $7{,}63\cdot10^{-5}$ |
| | | | Минимум | $5{,}0\cdot10^{-7}$ | $3{,}56\cdot10^{-6}$ | $8{,}29\cdot10^{-6}$ |
| | | | Максимум | $7{,}38\cdot10^{-6}$ | $2{,}37\cdot10^{-1}$ | $1{,}4\cdot10^{-1}$ |
| | | | Количество проб | 16 | 16 | 16 |
| Западный источник у оз. Сватиково | 7,38 | 2369 | Медиана | $8{,}2\cdot10^{-6}$ | $8{,}37\cdot10^{-3}$ | – |
| | | | Минимум | $2{,}02\cdot10^{-6}$ | $8{,}04\cdot10^{-3}$ | – |
| | | | Максимум | $2{,}22\cdot10^{-5}$ | $8{,}66\cdot10^{-3}$ | – |
| | | | Число точек | 8 | 8 | – |
| Восточный источник у оз. Сватиково | 7,49 | 2570 | Медиана | $1{,}29\cdot10^{-5}$ | $1{,}65\cdot10^{-2}$ | $8{,}6\cdot10^{-4}$ |
| | | | Минимум | $2{,}52\cdot10^{-6}$ | $1{,}59\cdot10^{-2}$ | $1{,}54\cdot10^{-4}$ |
| | | | Максимум | $1{,}78\cdot10^{-5}$ | $1{,}75\cdot10^{-2}$ | $2{,}66\cdot10^{-3}$ |
| | | | Число точек | 6 | 6 | 14 |

*Таблица 5. Распространенность урана и тория в азотных термах природного комплекса Уш-Белдир*

| Объект | T, °C | Мин, мг/л | pH | Eh, мВ | Th, мг/л | U,мг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Скв 2рэ/4 | 72 | 373,34 | 9,68 | –466 | $3{,}39\cdot10^{-6}$ | $3{,}68\cdot10^{-7}$ | 9,23 |
| Источник 1 | 75 | 377,24 | 9,61 | –460 | $8{,}97\cdot10^{-5}$ | $1{,}26\cdot10^{-5}$ | 7,12 |
| Скв. 1 | 81 | 372,34 | 9,42 | –400 | $1{,}06\cdot10^{-5}$ | $8{,}19\cdot10^{-7}$ | 12,99 |
| Скв. 10рэ | 82,5 | 373,43 | 9,23 | –466 | $9{,}39\cdot10^{-6}$ | 0 | – |
| Скв 1рэ/5 | 83 | 374,26 | 9,34 | –482 | $5{,}38\cdot10^{-6}$ | $1{,}04\cdot10^{-6}$ | 5,19 |
| Скв 3рэ | 82,7 | 374,11 | 9,46 | –476 | $6{,}85\cdot10^{-6}$ | $2{,}08\cdot10^{-6}$ | 3,29 |
| Источник 3 | 56 | 358,43 | 9,84 | –464 | $1{,}4\cdot10^{-5}$ | $5{,}38\cdot10^{-6}$ | 2,60 |
| Источник 2 | 59 | 368,72 | 10 | –400 | $1{,}55\cdot10^{-5}$ | $3{,}23\cdot10^{-6}$ | 4,80 |
| Источник 6 | 50 | 352,32 | 9,74 | –60 | $2{,}1\cdot10^{-5}$ | $1{,}04\cdot10^{-4}$ | 0,20 |
| Поверхностный водоток | 1,5 | 190,90 | 7,76 | 157 | $4{,}09\cdot10^{-7}$ | $2{,}12\cdot10^{-3}$ | $1{,}93\cdot10^{-4}$ |

чивается практически на порядок концентрация урана до $1\cdot10^{-4}$мг/л и значение торий уранового отношения снижается до 0,2.

В поверхностных водах природного комплекса Уш Белдир в окислительной геохимической среде с Eh 157 мВ концентрация тория снижается до $3{,}1\cdot10^{-7}$ мг/л, а концентрация урана увеличивается до 0,002 мг/л, что определяет десятитысячные доли торий-уранового отношения. Таким образом, щелочные восстановительные условия в термальных водах благоприятны для миграции и сохранению в растворе тория, а также лития, кремния, галлия, германия, циркония, молибдена, сурьмы, вольфрама, а в отдельных случаях иттрия, лантана, церия и других редкоземельных элементов.

В трещинно-жильных термальных водах ***природного комплекса Тарыс*** (табл. 6) восстановительной обстановки со средними значениями с Eh-329 мВ в щелочных водах со средним значением pH 9,56 концентрация тория в среднем составляет $1{,}1\cdot10^{-5}$ и характеризуются наиболее низкими концентрациями урана, которые в среднем составляют $7{,}0\cdot10^{-5}$ мг/л и изменяются от $4{,}9\cdot10^{-6}$ до $9{,}0\cdot10^{-6}$ мг/л, что определяет целые значения Th/U отношения: от 1,15 до 2,4 при среднем значении – 1,15.

В субтермальных трещинно-жильных водах в центральной части природного комплекса Тарыс в восстановительной геохимической обстановки с Eh – 302 мг/л и pH – 9,13 средние значения тория составляют 0,000055 мг/л с максимальным значением 0,00015 мг/л. Одновременно с этим отмечается повышение концентрации урана на порядок в сравнении с их распределением в термальных водах и увеличение урана до 0,0019 мг/л. Эти обстоятельства определяют преобладание десятых значений торий-уранового отношения, что в среднем составляет 0,42. Наблюдаемое увеличение концентраций тория и особенно урана в центральной части природного комплекса Тарыс сопровождается увеличением иттрия, редкоземельных элементов, особенно лантана и церия, что, возможно, связано с проявлениями редкоземельной минерализации. В холодных грунтовых водах зоны региональной трещиноватости концентрация тория снижается до $2{,}8\cdot10^{-6}$ мг/л и отмечается повышение концентраций урана до $2{,}9\cdot10^{-3}$ мг/л, что и определяет десятитысячные доли торий уранового отношения.

В поверхностных водах природного комплекса Тарыс с температурой 14 °C, Eh 49 мВ минерализацией 229 мг/л концентрация тория составляет 0,0000013 мг/л, увеличивается концентрация урана – 0,0034 мг/л и торий урановое отношение снижается до 0,0004.

В азотных субтермах ***Тункинской долины*** (табл. 7) в скв Р-1 (метановая) пос. Жемчуг (Вышка) слабо щелочных солоноватых с минерализацией от 1259 до308 мг/л отмечается пульсационный (Соктоев и др., 2015) характер обогащения вод торием от $5{,}6\cdot10^{-7}$ до $2{,}3\cdot10^{-6}$, а урана от $8{,}9\cdot10^{-7}$ до $3{,}8\cdot10^{-5}$, в отдельных случаях вплоть до превышения концентраций тория над концентрациями урана, что и определяет изменение торий уранового отношения от 0,01 до 2,6.

В азотных субтермах Тункинской долины в слабощелочных солоноватых водах пос. Нилова Пустынь концен-

*Таблица 6. Распространенность урана и тория в трещинно-жильных водах природного комплекса Тарыс*

| T, °C | Eh, мВ | pH | Мин., мг/л | Параметры | Th, мг/л | U, мг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 35,4 | –285,7 | 9,36 | 519 | Медиана | $1{,}18\cdot10^{-5}$ | $1{,}6\cdot10^{-5}$ | 0,66 |
| | | | | Минимум | $3{,}13\cdot10^{-6}$ | $3{,}94\cdot10^{-6}$ | 0,01 |
| | | | | Максимум | $1{,}47\cdot10^{-4}$ | $1{,}92\cdot10^{-3}$ | 2,39 |
| | | | | Число точек | 23 | – | – |

*Таблица 7. Распространенность урана и тория в азотных термах Тункинской долины*

| Местоположение | Объект | T, °C | pH | Мин., мг/л | Th | U | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Поселок Жемчуг (Вышка), 2012 г | скв. Р-1 | 38 | 7,55 | 1259 | $5{,}6\cdot10^{-7}$ | $3{,}82\cdot10^{-5}$ | $1{,}47\cdot10^{-2}$ |
| Поселок Жемчуг (Вышка), 2015 г | скв. Р-1 | 27 | 8,5 | 1308 | $2{,}3\cdot10^{-6}$ | $8{,}89\cdot10^{-7}$ | 2,59 |
| Село Ниловая Пустынь, 2015 г. | ванный корпус №2 | 23,2 | 7,6 | 1031 | $1{,}5\cdot10^{-5}$ | $8{,}45\cdot10^{-4}$ | $1{,}77\cdot10^{-2}$ |
| Село Ниловая Пустынь, 2015 г. | ванный корпус №1 | 31,6 | 8,1 | 935,4 | $6{,}6\cdot10^{-6}$ | $1{,}5\cdot10^{-3}$ | $4{,}24\cdot10^{-3}$ |

*Таблица 8. Распространенность урана и тория в термальных углекислых водах Тункинской долины*

| Местоположение | Объект | T, °C | pH | Мин., мг/л | Th, мг/л | U, мг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Месторождение Аршан | Скв. 41 | 27,3 | 6,98 | 3806 | $2{,}81\cdot10^{-6}$ | $8{,}44\cdot10^{-4}$ | $3{,}34\cdot10^{-3}$ |
| | Скв. 39, 2015 г. | 22,2 | 6,84 | 3697 | $2{,}06\cdot10^{-5}$ | $2{,}03\cdot10^{-3}$ | $1{,}02\cdot10^{-2}$ |
| Пос. Жемчуг | Бассейн скв. Г-1 | 38 | 7,05 | 5021 | $4{,}99\cdot10^{-6}$ | $1{,}19\cdot10^{-5}$ | $4{,}19\cdot10^{-1}$ |
| | Скв. Г-1 (устье), 2012 г. | 55 | 7,03 | 4926 | $3{,}39\cdot10^{-7}$ | $2{,}55\cdot10^{-5}$ | $1{,}32\cdot10^{-2}$ |

*Таблица 9. Распространенность урана и тория в углекислых водах природного комплекса Чойган (Восточные Саяны, Тува)*

| Тип воды | Число точек | T, °C | pH | Мин., мг/л | Th, мг/л | U, мг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Радоновые холодные | 3 | 18,6 | 6,27 | 1177 | $9{,}0\cdot10^{-7}$ | $2{,}7\cdot10^{-3}$ | $7{,}0\cdot10^{-04}$ |
| Холодные | 10 | 16,6 | 6,29 | 1340 | $4{,}9\cdot10^{-6}$ | $5{,}3\cdot10^{-3}$ | $5{,}3\cdot10^{-3}$ |
| Радоновые термальные | 5 | 27,6 | 6,3 | 2170 | $3{,}0\cdot10^{-6}$ | $1{,}5\cdot10^{-3}$ | $2{,}0\cdot10^{-3}$ |
| Термальные кремнистые | 8 | 31,4 | 6,32 | 2401 | $5{,}0\cdot10^{-5}$ | $3{,}8\cdot10^{-3}$ | $1{,}3\cdot10^{-2}$ |

трации тория составляют около $1\cdot10^{-5}$мг/л, а урана около 0,001 мг/л и торий урановое отношение составляет от 0,004–0,018.

В ***азотно-углекислых субтермальных водах Тункинской долины*** в пос. Аршан в скв. 39 и 41 месторождения в слабокислых солоноватых водах с минерализацией 3697–3806 мг/л также прослеживается пульсационный характер поведения тория с изменениями концентраций от $2{,}8\cdot10^{-6}$ до $2{,}1\cdot10^{-5}$ и урана от 0,0008 до 0,002 мг/л и, соответственно, сотых и тысячных значений торий уранового отношения.

В азотно-углекислых ***субтермальных водах Тункинской долины*** в бассейне скв Г-1 пос. Жемчуг (Вышка) нейтральных солоноватых с минерализацией 4926–5021 мг/л отмечается низкие концентрации тория ($3{,}3\cdot10^{-7}$–$4{,}9\cdot10^{-6}$ мг/л и урана (1–$2{,}5\cdot10^{-5}$ мг/л) определяют от 0,01 до 0,4 и сопровождаются повышением концентраций лития, бора, германия, иттрия и редкоземельных элементов (до 0,0001 мг/л по их сумме).

В азотно-углекислых холодных трещинно-жильных водах ***природного комплекса Чойган*** (Восточные Саяны, Тува) слабокислых с pH 6,28 и Eh 182,8 мВ солоноватых с минерализацией 1259 мг/л концентрация тория составляет $2{,}9\cdot10^{-6}$ мг/л, а урана – 0,0040 мг/л, и торий урановое отношение – 0,003 (табл. 9).

В термальных азотно-углекислых водах природного комплекса Чойган с температурой 29,5 °С слабокислых с pH 6,31 и Eh –21 мВ солоноватых с минерализацией 2285 мг/л концентрации тория повышаются почти на порядок и составляют $2{,}6\cdot10^{-5}$, а концентрации урана остаются практически на том же уровне $-2{,}6\cdot10^{-3}$мг/л, и торий урановое отношение составляет 0,0076.

С повышением температуры вод в углекислых трещинно-жильных водах природного комплекса Чойган существенно увеличиваются концентрации редкоземельных элементов, сумма которых достигает 0,0072 мг/л. Максимальная концентрация тория в углекислых водах составляет $5\cdot10^{-5}$ мг/л, торий урановое отношение – 0,013 и в среднем составляет 0,0053.

В грунтовых водах зоны региональной трещиноватости ***природного комплекса Чойган*** содержание тория на порядок меньше – $1{,}5\cdot10^{-6}$, урана – $1{,}9\cdot10^{-3}$ мг/л, а торий урановое отношение – 0,0008.

В сравнении с азотными термами для трещинно-

*Таблица 10. Распространенность урана и тория в холодных углекислых водах Тункинской долины и Восточных Саян северо-восточной Тувы*

| Объект | T, °C | pH | Мин, мг/л | Th, мг/л | U,мг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Месторождение Аршан* | | | | | | |
| Скважина 35, р. Кынгырга | 15 | 6,16 | 3933,3 | $5{,}19\cdot10^{-6}$ | $8{,}13\cdot10^{-3}$ | $6{,}38\cdot10^{-4}$ |
| Скважина “Писающий мальчик” | 8,5 | 6,14 | 2164,9 | $6{,}62\cdot10^{-7}$ | $9{,}0\cdot10^{-3}$ | $7{,}35\cdot10^{-5}$ |
| *Восточные Саяны (северо-восток Тувы)* | | | | | | |
| Родник Соруг | – | – | – | $3{,}37\cdot10^{-5}$ | $2{,}89\cdot10^{-2}$ | $1{,}17\cdot10^{-3}$ |
| Родник Шандал-Ой (Соругский) | – | 6,03 | 1425 | $1{,}34\cdot10^{-4}$ | 0,03 | $4{,}47\cdot10^{-3}$ |
| Родник Арыскан (Даштыг), 2012 г. | – | 6,55 | 3244 | $5{,}2\cdot10^{-4}$ | 1,23 | $4{,}19\cdot10^{-4}$ |
| Родник Арыскан,2014 г. | – | 6,38 | 2169 | $7{,}90\cdot10^{-5}$ | 0,58 | $1{,}35\cdot10^{-4}$ |
| Родник Нижний Улуг | – | 6,44 | 1218 | $1{,}25\cdot10^{-4}$ | $4{,}68\cdot10^{-2}$ | $2{,}67\cdot10^{-3}$ |

*Таблица 11. Распространенность урана и тория в холодных подземных водах с повышенными значениями торий уранового отношения*

| Объект | T, °C | pH | Мин, мг/л | Th, мг/л | U, мг/л | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Холодные углекислые воды Кузнецкого Алатау (Терсинское местрождение)* | | | | | | |
| Скв. 1011* | 13 | 6,73 | 4600 | $1{,}82\cdot10^{-5}$ | $2{,}39\cdot10^{-6}$ | 7,64 |
| Скв. 1142 | 8,7 | 6,7 | 5198 | $6{,}08\cdot10^{-5}$ | $7{,}81\cdot10^{-5}$ | $7{,}7\cdot10^{-1}$ |
| Скв. 1 | 12 | 6,3 | 21 | $3{,}13\cdot10^{-4}$ | $5{,}15\cdot10^{-5}$ | 6,07 |
| Скв. 2 | 13,6 | 7,4 | 411 | $2{,}65\cdot10^{-4}$ | $2{,}65\cdot10^{-4}$ | 1,0 |
| р. Терсь | 19 | 8,4 | 52 | $3{,}72\cdot10^{-6}$ | $6{,}93\cdot10^{-6}$ | $5{,}37\cdot10^{-1}$ |
| *Пресные подземные воды четвертичных образований Томского водозабора Обь-Томского междуречья* | | | | | | |
| Скв. 509р | – | 6,4 | 92,27 | $3{,}53\cdot10^{-4}$ | $6{,}7\cdot10^{-5}$ | 5,3 |
| Скв. 508р | – | 6,87 | 558 | $5{,}0\cdot10^{-5}$ | $5{,}0\cdot10^{-5}$ | 1,0 |
| Скв. 440р | – | 7 | 494 | $1{,}36\cdot10^{-4}$ | $5{,}21\cdot10^{-5}$ | 2,6 |
| *Пресные подземные воды палеогеновых образований Томского водозабора Обь-Томского междуречья* | | | | | | |
| Скв. 505р | – | 7,4 | – | $5{,}0\cdot10^{-5}$ | $5{,}0\cdot10^{-5}$ | 1,0 |
| *Пресные подземные воды меловых образований Томского водозабораОбь-Томского междуречья* | | | | | | |
| Скв. 190р | – | 7 | 623 | $2{,}13\cdot10^{-4}$ | $1{,}98\cdot10^{-4}$ | 1,1 |

жильных азотно-углекислых вод Чойгана характерны повышенные концентрации урана, чем и определяются низкие значения торий уранового отношения.

***В углекислых трещинно-жильных водах северо-востока Тувы*** в структурах Восточных Саян (табл. 10) на территории потенциального оруденения наблюдаются концентрации урана до 1,2 мг/л и, хотя в этих водах концентрации тория достигают максимальных значений – $3\cdot10^{-4}$ мг/л, торий урановое отношение составляет тысячные и десятитысячные значения. При этом концентрации редкоземельных элементов по сумме составляют до 0,027 мг/л и сопровождаются высокими концентрациями лития, бериллия, мышьяка, серебра и многих других элементов. Для сравнения при концентрации тория в водах скважины 8а-2 медно-молибденового месторождения Ак Суг на северо-востоке Тувы $3{,}6\cdot10^{-5}$ мг/л, а урана – 0,001 мг/л, и значения торий уранового отношение составляют 0,04, а сумма редкоземельных элементов – 0,0005 мг/л.

Анализ распространенности в водах тория и урана показывает, что только в термальных водах восстановительных геохимических сред торий иногда превышает концентрации урана. В холодных водах целые значения торий уранового отношения появляются при малых концентрациях урана и сохраняющихся концентраций тория на уровне десятитысячных значений, согласующихся с повышением в этих водах иттрия и редкоземельных элементов.

В частности, высокие значения торий уранового отношения в углекислых холодных водах Терсинского месторождения в слабокислых с pH 6,65 и Eh –8 мВ солоноватых с минерализацией 4600–5198 мг/л (от 1 и до 13), содержащие от $9\cdot10^{-6}$ до $3\cdot10^{-4}$ мг/л тория, а урана от $7\cdot10^{-7}$ до $2{,}6\cdot10^{-4}$, сопровождаются высокими концентрациями иттрия до $2\cdot10^{-3}$ мг/л и суммой редкоземельных элементов 0,0004 мг/л.

Целыми значениями торий-уранового отношения характеризуются пресные подземные воды Томского водозабора от 1,0 до 5,3, причем за счет повышенных концентраций тория (до 0,0003 мг/л) в водах скважин четвертичных отложений при низких концентрациях урана в водах – от 0,000025 до 0,00007 мг/л.

Приведенные данные о распространенности урана и тория в природных водах свидетельствуют о преобладающем влиянии на процессы накопления и рассеяния этих элементов внешних факторов их миграции в водах и, прежде всего, характера геохимической обстановки. Благоприятные условия для миграции шестивалентного урана в водах окислительной обстановки, особенно, под воздействием углекислых вод способствуют накоп-

лению урана до экстремальных значений –1,2 мг/л в роднике Арыскан, в то время как восстановительная геохимическая среда природных термальных вод природных комплексов Чойган, Тункинской впадины, Уш Белдир и Тарыс, а также подземных вод Обь Томского междуречья, характеризуются минимальными концентрациями урана в водах и наличием тория в концентрациях на уровне максимальных значений, обнаруженных в изученных водах зоны гипергенеза.

На участках потенциальной ураноносности при увеличении концентраций урана в водах наблюдается одновременное повышение концентраций тория и часто редкоземельных элементов. Вместе с тем необходимо подчеркнуть невысокий диапазон наблюдаемых концентраций тория в водах разных геохимических типов: минимальные концентрации тория определяются пределом обнаружения –$10^{-7}$ мг/л и обнаруженными максимальными значениями тория в углекислых водах родника Арыскан – 0,00052 мг/л ($5{,}2 \cdot 10^{-4}$ мг/л), который составляет всего три математических порядка.

Анализ распространенности урана и тория в водах показывает достаточно сложную картину соотношений радиоактивных элементов в водах. Это разнообразие связано с отличительным характером поведения этих элементов в условиях зоны гипергенеза. Учитывая малую способность тория к миграции в водах окислительной обстановки зоны гипергенеза [7], благоприятной для миграции и накопления урана, необходимо учитывать процессы перераспределения этих элементов в водах и донных осадках при изучении геологической эволюции системы вода-порода и проведении поисковых и эколого-геохимических исследований.

***Литература***


1. *Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов : учебное пособие. – 3-е изд., исправленное и дополненное. – Томск : Изд-во Томского политехнического университета, 2011. – 304 с.*
2. *Вернадский В.И. Очерки геохимии. – Л. : Горно-геолого-нефтяное изд-во, 1934. – 380 с.*
3. *Распространенность урана и тория в природных водах Тувы / Ю.Г. Копылова, Н.В. Гусева, Ч.К. Ойдуп и др. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV Международной конференции, 4-8 июня 2013 г. - Томск : Изд-во ТПУ, 2013. - С. 291-295.*
4. *Минералого-геохимические особенности травертинов современных континентальных гидротерм (скважина Г-1, Тункинская впадина, Байкальская рифтовая зона) / Б.Р. Соктоев, Л.П. Рихванов, С.С. Ильинок и др. // Геология рудных месторождений. – 2015. – Т. 57, № 4. – С. 370–386.*
5. *Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых / А.П. Соловов, А.Я. Архипов, В.А. Бугров и др. – М. : Недра, 1990. – 335 с.*
6. *Судыко А.Ф. Определение урана и тория в природных объектах нейтронно-активационным методом // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы II международной конференции. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С. 587–592.*
7. *Шварцев С.Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза. – М. : Недра, 1998. – 366 с.*


## ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ CS-137 В ЭЛЕМЕНТАРНЫХ ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКИХ СИСТЕМАХ ДОЛИНЫ Р. ИПУТЬ (БРЯНСКАЯ ОБЛАСТЬ)


Е.М. Коробова[1], С.Л. Романов[2], С.С. Киров[3], В.Ю. Берёзкин[1], В.С. Баранчуков[1]

[1]ГЕОХИ РАН, Москва, Россия, korobova@geokhi.ru, victor76@list.ru

[2]УП "Геоинформационные системы", Минск, Беларусь, romanov_s_l@mail.ru

[3]ИГКЭ Роскомгидромета и РАН, Москва, Россия


## SPATIAL DISTRIBUTION OF CS-137 IN ELEMENTARY LANDSCAPE-GEOCHEMICAL SYSTEMS OF THE VALLEY OF THE IPUT RIVER (BRYANSK REGION)


E.M. Korobova[1], C.L. Romanov[2], S.S. Kirov[3], V.U. Beryozkin[1], V.S. Baranchukov[1]

[1]GEKHI RAN, Moscow, Russia

[2]Unitary enterprise "Geoinformation Systems", Minsk, Belorussia

[3]Institute of Global Climate and Ecology, Moscow, Russia



The study of spatial distribution of chemical elements in pedosphere is one of the most important and at the same time the least studied issues in modern Geochemistry. The objective of the research was a detailed study of distribution patterns of Cs-137 in soils of conjugated elementary landscapes contaminated as a result of the Chernobyl accident of 1986. The study has shown that 30 years after the accident the main part of Cs-137 in soil cover is still stored in the upper 10–20 cm layer. Redistribution of Cs-137 amount in geochemically conjugated landscape toposequence is characterized by gradual decrease along the slope of the terrace down to superaqueous elementary units in correspondence to increase of the soil humidity.

Изучение закономерностей пространственного распределения химических элементов в педосфере является одним из важнейших и в то же время наименее изученных разделов современной геохимии. Наши работы, связанные с использованием чернобыльских радионуклидов в качестве маркеров основных процессов миграции, продемонстрировали наличие специфически выраженной структурной упорядоченности, как латерального, так и вертикального распределения Cs-137 в пределах всех исследованных элементарных ландшафтно-геохимических систем (ЭЛГС) [1–4]. Так, исследованиями 2005–2014 гг. в пределах тестовой площадки “Вышков-2” было показано, что в элювиальных условиях основной запас радиоцезия находится в верхнем 10-см слое почвы, а его пространственное распределение в системе “вершина – склон – замыкающее понижение” характеризуется наличием устойчивой, закономерно организованной структуры полицентрического типа [3]. При этом, исследования супераквальных территорий показали, что в ненарушенных гидроморфных иловато-болотных почвах основной запас Cs-137 находится в верхнем 20 см слое, а наличие внутренней гетерогенности в ландшафте супераквального типа также может приводить к формированию выделов с весьма высоким уровнем геохимической контрастности [1].

Новой задачей исследований летнего периода 2014 г. явилось детальное изучение влияния рельефа на закономерности распределения цезия-137 в почвах сопряженных ландшафтов, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС 1986 г.

Проверялась гипотеза о том, что в условиях равномерного первичного выпадения радионуклидов их последующее перераспределение должно отражать специфику однонаправленного распределения потоков воды как основного агента миграции вещества в ЛГС.

## Материалы и методы

В 2013 г. в непосредственной близости от тестовой площадки “Вышков-2” была заложена площадка “TR-2013”, охватывающая трансект от кромки первой террасы до границы заболоченной поймы реки Ипуть (рис. 1). Новая площадка представляет собой прямоугольник со сторонами 10 м на 24 м, в пределах которой точки опробования позиционировались по сетке два на два метра (рис. 2). В 2015 г. площадка “TR-2013” была геодезически точно привязана к профилю 2009 г. “ЛГС” и к базовой площадке “Вышков-2”. Причем как привязка, так и нивелировка точек осуществлялась с помощью теодолита DJD-2.

Измерения активности радиоцезия в точках опробования проводились на полевом гамма-спектрометре Violinist III, снабженном сцинтилляционным коллимированным детектором (кристалл NaI[Tl] диаметром 2,5 дюйма), позволяющим при установке детектора на поверхности проводить гамма-спектрометрические измерения поверхностной активности радиоцезия с одновременным выведением спектра на дисплей [2].

Для оценки характера вертикальной неоднородности и верификации полевых измерений ручным буром в 17 точках измерений были отобраны образцы почв из верхнего слоя мощностью 40 см для последующего послойного определения содержания в них Cs-137 с шагом 2 см (до глубины 10 см) и далее с шагом 5 см до глубины 40 см. Точки отбора кернов были сгруппированы крестообразно (рис. 2), что впоследствии дало возможность создания трехмерной модели распределения радионуклидов в почвах исследуемой площадки.

В лабораторных условиях определение Cs-137 выполнено на гамма-спектрометре Canberra с полупроводниковым детектором из сверхчистого германия. Окон-

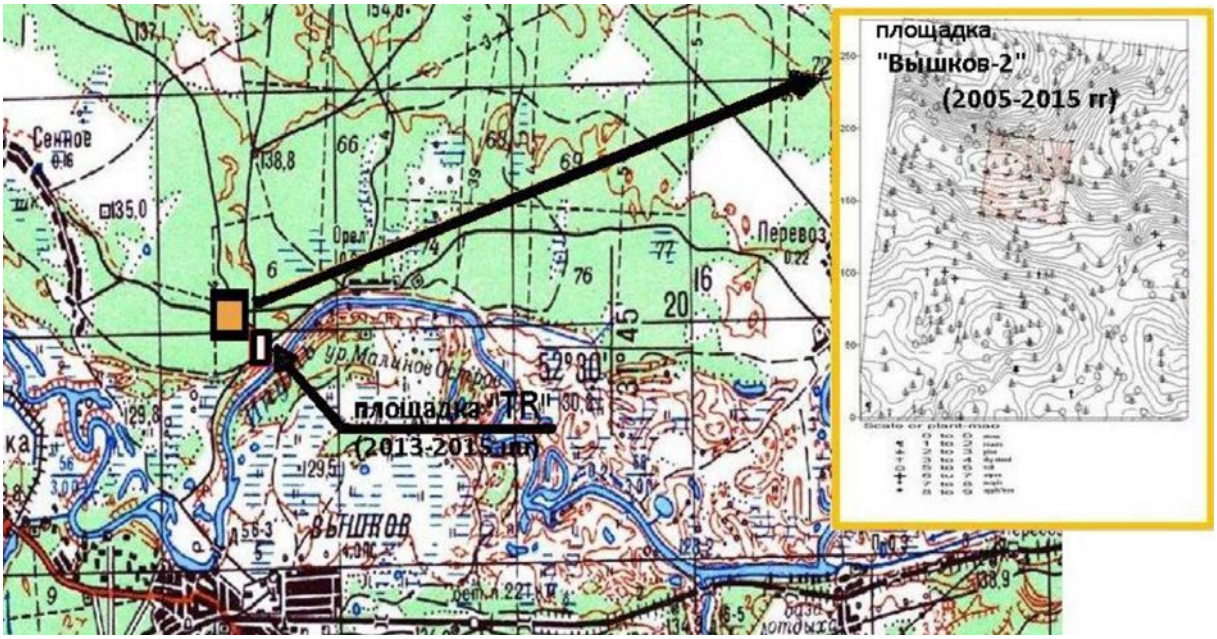



***Рис. 1.*** *Долина р. Ипуть: площадка TR-2013 г.*

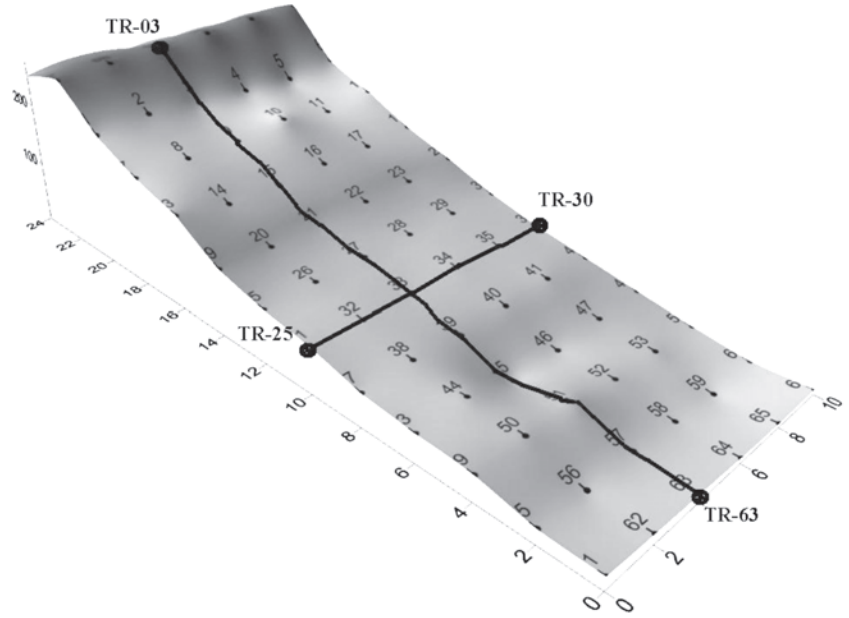



***Рис. 2.*** *Точки отбора кернов (2014 г.) площадки "TR-2013"*



***Рис. 3.*** *Разрезы: а) разрез Р-05 –дерново-слабоподзолистая песчаная почва в верхней части склона, б) разрез Р-06 дерново-глеевая супесчано-суглинистая почва у подножья склона, в 5 метрах от края болота*

чательная обработка данных и построение графиков выполнено в программе MS Excel. Построение трехмерных картографических поверхностей по результатам измерения было выполнено с помощью программы Surfer-11 и Voxler-Version 3,3.

**Результаты исследований и их обсуждение**

Исследования почвенного покрова, проводившиеся авторами в 2009–2010 гг. в долине реки Ипуть, показали, что для района площадки "TR-2013" характерен переход от дерново-подзолистых почв верхней части к дерново-подзолисто-глеевым разной степени оподзоленности и оглеения и иловато-болотным в притеррасном понижении (рис. 3).

Анализ данных, полученных в пределах площадки, подтвердил, что наибольший запас радиоцезия даже через 30 лет после аварии, находится в верхних 4–10 см почвы (рис. 4). При этом, уже на отметке 25–30 см содержание $^{137}Cs$ не превышает 0,5 Бк/см$^3$ по всей линии профиля, имея тенденцию к убыванию с глубиной (рис. 4).

Результаты проведенных измерений показали, что наибольшее значение активности Cs-137 наблюдается на поверхности почвы именно в верхней части профиля на перегибе песчаной террасы (свыше 12 Бк/см$^3$) и характеризуется устойчивым убыванием запаса вниз по склону (рис. 4).

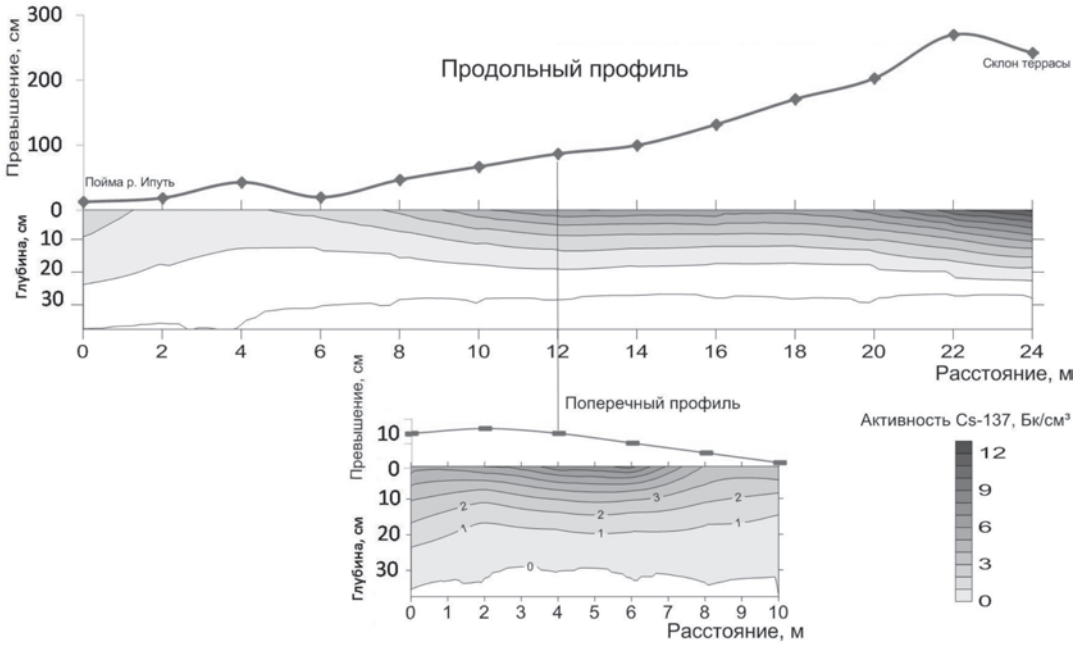



***Рис. 4.*** *Распределение Cs-137 в почвах площадки "TR-2013" вниз по склону по данным лабораторного измерения активности образцов из кернов. Точками отмечены места отбора кернов*

Наименьшие значения отмечаются для точек TR-51 и TR-57 на границе пойменного болота и склона. что однозначно указывает на преобладание в пределах площадки процессов выноса вещества над процессами накопления. Тем более, что аналогичная тенденция отмечена и для поперечного профиля (рис. 4), перепад высот, в пределах которого не превышает и 10 см.

## Заключение

Показано, что основной запас Cs-137 в ненарушенных дерново-подзолистых и дерново-глеевых почвах Брянской области, даже через 30 лет после аварии находится в верхнем 10–20 см слое.

Установлено, что в исследованных ЭЛГС р. Ипуть не происходит последовательной аккумуляции цезия-137 от верхних трансэлювиальных позиций террасы к нижним, супераквальным, поймы. Наоборот, перераспределение характеризуется последовательным убыванием запаса Cs-137 вниз по склону.

***Литература***

1. *Коробова Е.М., Романов С.Л., Берёзкин В.Ю. Особенности пространственного распределения Cs-137, K-40 и стабильного йода в почвах супераквальных ландшафтов поймы р. Ипуть. – Томск, 2013.*
2. *Романов С.Л., Коробова Е.М., Самсонов В.Л. Опыт применения модернизированного прибора VIOLINIST-III в полевых радиоэкологических исследованиях // Ядерные измерительно-информационные технологии. – 2011. – Т. 3, № 39. – С. 56–61.*
3. *Korobova E.M., Romanov S.L. A Chernobyl $^{137}$Cs contamination study as an example for the spatial structure of geochemical fields and modeling of the geochemical field // Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems. – 2009. – No. 99. – P. 1–8.*
4. *Korobova E., Romanov S., Experience of mapping spatial structure of Cs-137 in natural landscape and patterns of its distribution in soil toposequence // Journal of Geochemical Exploration. – 2011. – [Vol.] 109, [No.] 1–3. – P. 139–145.*

# РАДИОАКТИВНЫЕ И РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ВОЛОСАХ ДЕТСКОГО НАСЕЛЕНИЯ ПАВЛОДАРСКОЙ ОБЛАСТИ

Н.П. Корогод, Б.Х. Шаймарданова, Г.Е. Асылбекова, М.И. Скрипник

Павлодарский государственный педагогический институт, Казахстан, natalya_korogod@mail.ru

# RADIOACTIVE AND RARE EARTH ELEMENTS IN THE HAIR OF THE CHILD POPULATION OF PAVLODAR REGION

N.P. Korogod, B.Kh. Shaimardanova, G.E. Asylbekova, M.I. Skripnik

Pavlodar State Pedagogical Institute, Pavlodar, Kazakhstan

Изучение химического состава биосферы, которое проводится в течение уже несколько лет, выявило исключительную ее гетерогенность в различных регионах нашей планеты.

В исследовании рассмотрено содержание редкоземельных и радиоактивных элементов в волосах детей Павлодарской области. С помощью современного аналитического метода инструментального нейтронно-активационного анализа выявлена геохимическая специфика накопления элементов в биосубстратах детей (от рождения до 14 лет), проживающих на территории пяти населенных пунктов Павлодарской области.

## Постановка проблемы

Доминирующее положение в ряду неблагоприятных экологических факторов, в настоящее время, занимает урбанизация, которая характеризуется неравномерностью и спонтанностью антропогенного воздействия, размытостью системных границ, размещению промышленных и гражданских объектов и подавляющим количеством необратимых процессов [1]. По мнению В.И. Вернадского, на основные биогеохимические функции живого вещества влияют техногенные потоки разных уровней, которые формируются в результате круговорота большого количества химических элементов и их соединений, формирующих геохимию техногенеза современного этапа развития биосферы [2].

Антропогенная трансформация природной среды, в том числе ее химическое загрязнение, неизбежно приводит к деформации обменных процессов, и, прежде всего, за счет избирательного накопления химических элементов отдельными компонентами экосистем и изменения их продуктивности [3]. Серьезную озабоченность в современных условиях формирования техногенных геохимических провинций вызывают негативные последствия воздействия загрязненной окружающей среды на живые организмы, которые возникают от широкого спектра химических компонентов органического и неорганического происхождения, в том числе микроэлементов [4–10].

## Материалы, методы

В период с 2008 по 2016 гг. было проведено геохимическое исследование 140 проб волос (возраст до 14 лет). по Все биологические объекты были исследованы посредством инструментально нейтронно-активационного метода анализа (аналитик – с.н.с. А.Ф. Судыко) на кафедре ГЭГХ ТПУ. При отборе проб волос использована стандартная методика, рекомендованная МАГАТЭ (1989), апробированная и показавшая хорошую результативность. Полученные данные обрабатывались с использованием методов ГИС-технологий и математической статистики.

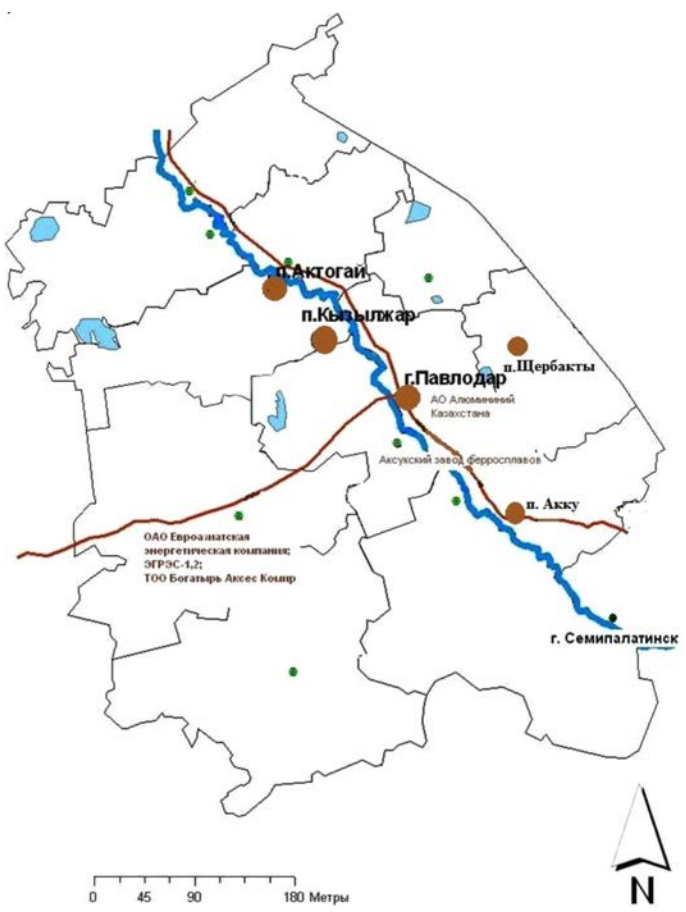



***Рис. 1.*** *Карта-схема расположения пунктов биогеохимических исследований*

*Таблица 1. Содержание редкоземельных и радиоактивных элементов в волосах детей на территории Павлодарской области*

| Населенный пункт | Химические элементы | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Редкоземельные металлы | | | | | | Радиоактивные элементы | | |
| | Sc | La | Ce | Yb | Lu | Tb | Th | U | |
| п. Кызылжар, 2010 | 0,005±0,0007 | 0,04±0,01 | 0,09±0,02 | 0,03±0,001 | 0,002±0,0002 | н.д. | 0,014±0,004 | 0,17±0,02 | |
| п. Актогай, 2010 | 0,01±0,003 | 0,08±0,02 | 0,08±0,002 | н.д. | н.д. | н.д. | 0,02±0,001 | 0,16±0,04 | |
| п. Акку, 2014 | н.д. | н.д. | 0,04±0,02 | 0,004±0,0003 | 0,001±0,0002 | 0,004±0,0004 | 0,01±0,001 | 0,34±0,07 | |
| п. Щербакты, 2014 | 0,002±0,0005 | н.д. | 0,04±0,02 | 0,004±0,001 | 0,002±0,0003 | 0,005±0,001 | 0,005±0,003 | 0,61±0,08 | |
| г. Павлодар, 2010 | 0,01±0,0004 | 0,05±0,01 | 0,14±0,01 | 0,03±0,001 | 0,002±0,0001 | 0,01±0,0003 | 0,02±0,001 | 0,30±0,02 | |
| г. Павлодар, 2014 | 0,002±0,001 | 0,06±0,02 | 0,04±0,01 | 0,004±0,0002 | 0,003±0,001 | 0,004±0,001 | 0,001±0,001 | 0,58±0,25 | |

Примечание: н/д – нет данных. Различия средних достоверны с точностью до 0,05.

Поскольку комплексное исследование одним методом объектов окружающей среды и биоматериалов дает возможность обнаружить между ними взаимосвязь, то при выборе анализа также учитывалась специфика пробоподготовки биологического материала, точность определения, распространенность метода и применимость для других сред [11]. Районы исследования – территория г. Павлодара и Павлодарской области (с. Кызылжар (2010), с. Актогай (2010), с. Акку (2010), с. Щербакты (2010), г. Павлодар (2010, 2014), рисунок 1.

## Результаты и их обсуждение

Анализ полученного материала по уровням накопления редкоземельных и радиоактивных элементов элементов в волосах детей, проживающих на территории Павлодарской области представлен в таблице 1.

При сравнении среднего значения редкоземельных и радиоактивных элементов в районах сбора проб было выявлено высокое содержание по химическим элементам: скандия в волосах детей п. Кызылжар и г. Павлодар, 2010 (0,01 мг/кг); лантана – п. Актогай (0,08 мг/кг); церий – г. Павлодар, 2010 (0,014 мг/кг), лютеция – г. Павлодар, 2014 (0,003 мг/кг); тербий – п. Щербакты (0,004 мг/кг); торий – п. Актогай и г. Павлодар, 2010 (0,02 мг/кг); уран – г. Павлодар, 2014 (0,058 мг/кг), рисунок 2.

Стоит отметить увеличение содержания лантана, лютеция и урана в волосах детей города Павлодара с 2010 по 2014 гг.

Геохимическая особенность окружающей среды обусловливает выявленный характер неравномерного распределения химических элементов в волосах жителей Павлодарской области, что подтверждают результаты статистического анализа волос.

Согласно критерию Колмагорова–Смирнова (Михальчук и др., 2006), для каждого изученного населенного пункта характерен определенный тип распределения элементов. Для всех населенных пунктов нормальному закону распределения подчиняется только скандий.

В подтверждении факта техногенного воздействия на содержание изучаемых элементов в волосах человека и их индикаторной роли можно представить геохимические ряды накопления в пяти населенных пунктах Павлодарской области, построенных по значениям коэффициентов концентраций, которые рассчитывались относительно регионального компонента (табл. 2).

Анализ пяти геохимических рядов и элементов с коэффициентом концентрации больше единицы показал, что общими для всех населенных пунктов является лютеций. Также данные показывают высокое содержание урана в волосах детей, проживающих на территории: п. Щербакты ($U_{2,0}$), п. Акку ($U_{1,1}$), г. Павлодар = п. Кызылжар ($U_{2,0}$). Стоит отметить отсутствие в данных населенных пунктах предприятий ядерного цикла.

При изучении значений коэффициента вариации и коэффициента концентрации (Смыслов, 1979) выявлено, что на исследуемой территории однородное распределение имеют следующие элементы, которые не образуют специализированные комплексы:

1. г. Павлодар: Sc, Yb, Tb, Th.

2. п. Кызылжар: Sc, Yb, Lu, U.
3. п. Акку: Sc, Yb, Th, La.
4. п. Щербакты: U, Sc, Ce, Yb.

## Выводы

Выявленный спектр элементов позволяет утверждать о наличии одинаковых источников поступления химических элементов из окружающей среды. Эти элементы могут поступать при сжигании углей или иметь трансграничный (р. Иртыш) характер поступления, а также привноситься с прилегающих территорий или иметь природный источник поступления.

*Таблица 2. Геохимические ряды накопления редкоземельных и радиоактивных элементов в волосах детей различных районах Павлодарской области (Кк относительно регионального компонента)*

| Районы Павлодарской области | Геохимическая специфика |
|---|---|
| г. Павлодар | $\mathbf{Th_{1,5}\,Lu_{1,2}\,Tb_{1,1}\,La_{1,1}\,Ce_{1,1}\,Sc_{1,0}\,Yb_{1,0}\,U_{1,0}}$ |
| п. Актогай | $\mathbf{Th_{2,0}\,La_{1,5}\,Sc_{1,0}\,Yb_{1,0}\,Lu_{1,0}\,Tb_{1,0}}\,Ce_{0,7}\,U_{0,5}$ |
| п. Кызылжар | $\mathbf{Th_{1,4}\,Sc_{1,1}\,Lu_{1,1}\,Yb_{1,0}\,U_{1,0}Tb_{1,0}}\,Ce_{0,8}\,La_{0,8}$ |
| п. Акку | $\mathbf{U_{1,1}Th_{1,1}\,Lu_{1,0}}\,Tb_{0,6}\,Sc_{0,5}\,La_{0,5}\,Ce_{0,3}\,Yb_{0,2}$ |
| п. Щербакты | $\mathbf{U_{2,0}\,Lu_{1,1}\,La_{1,0}}\,Th_{0,6}\,Tb_{0,6}\,Sc_{0,4}\,Ce_{0,4}\,Yb_{0,1}$ |

***Литература***


1. *Куценогий К.П., Савченко Т.И., Чанкина О.В. и др. // Тяжелые металлы, радионуклиды в окружающей среде : доклады IV Международной научно-практической конференции. Семипалатинск, 19–21 октября 2008 г. – Семипалатинск : Семипалатинский государственный педагогический институт, 2008. – Т. 2. – С. 448–496.*
2. *Вернадский В.И. Живое вещество // Живое вещество и биосфера. – М. : Наука, 1994. – С. 19–314.*
3. *Безель В.С., Бельский Е.А., Бельская Е.А. и др. // Тяжелые металлы, радионуклиды в окружающей среде : доклады IV Международной научно-практической конференции. Семипалатинск, 19–21 октября 2008 г. – Семипалатинск : Семипалатинский государственный педагогический институт, 2008. – Т. 1. – С. 5–10.*
4. *Ревич Б.А. Микроэлементный состав биосубстратов населения некоторых промышленных городов бывшего Советского Союза // Активационный анализ в охране окружающей среды. Рабочее совещание, Дубна, 15–18 сентября 1992 г. Доклады и сообщения. – Дубна, 1994. – С. 486–518.*
5. *Жук Л.И., Кист А.А. Картирование элементного состава волос // Активационный анализ. Методология и применение. – Ташкент : ФАН Узбекской ССР, 1990. – С. 190–201.*
6. *Гичев Ю.П. Загрязнение окружающей среды и здоровье человека. – Новосибирск : СО РАМН, 2002. – 230 с.*

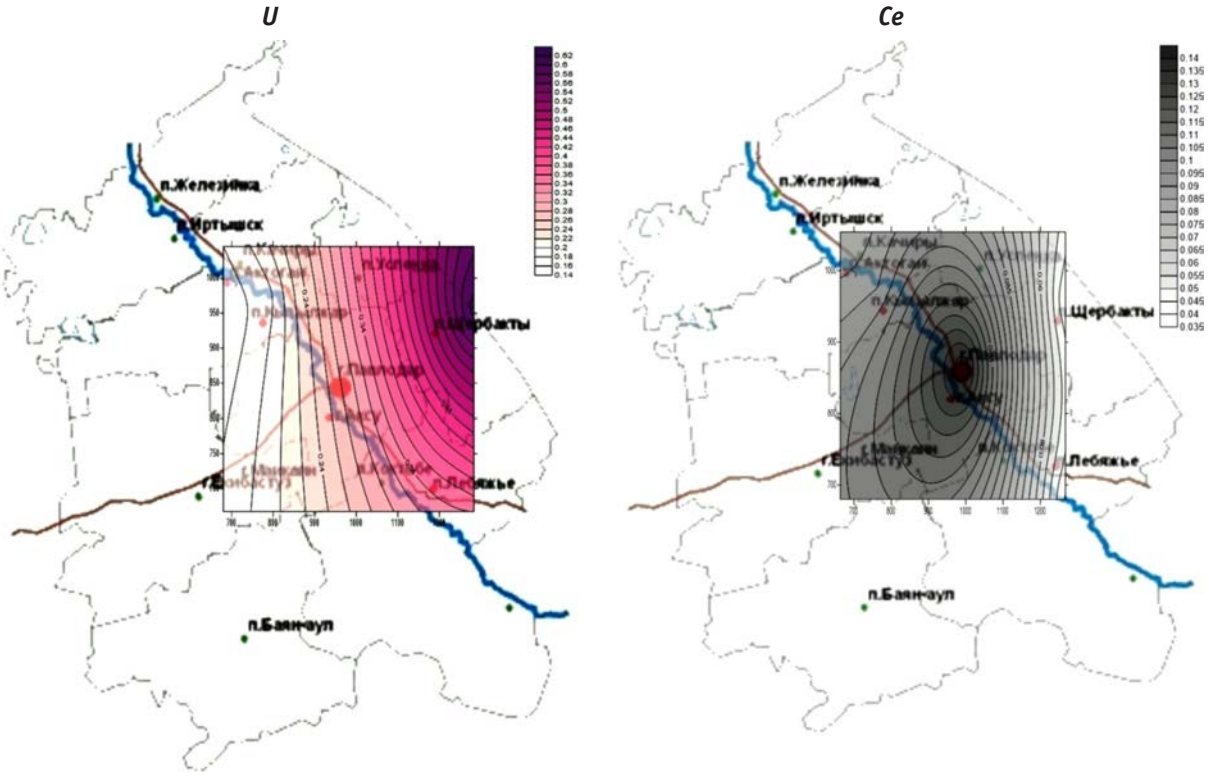




***Рис. 2.*** *Распределение урана (слева) и церия (справа) на территории Павлодарской области по данным микроэлементного состава волос детей*

7. *Ермаков В.В. Куценогий К.П., Савченко Т.И. и др. // Тяжелые металлы, радионуклиды в окружающей среде : доклады IV Международной научно-практической конференции. Семипалатинск, 19–21 октября 2008 г. – Семипалатинск : Семипалатинский государственный педагогический институт, 2008. – Т. 1. – С. 18–32.*
8. *Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Ю.И. Сухих и др. – Томск, 2006. – 216 с.*
9. *Элементный анализ волос детей из техногенных центров России и Казахстана / Н.В. Барановская, Б.Х. Шаймарданова, Н.П. Корогод и др. // Вестник КАЗНУ. – Алматы, 2008. – С. 89–97.*
10. *Швецова Д.В., Барановская Н.В., Корогод Н.П. Ртуть в волосах детей Томской области // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты : материалы Международного симпозиума, Москва, 7–9 сент. 2010. – М. : ГЕОХИ РАН, 2010. – С. 330–333.*
11. *Барановская Н.В. Элементный состав биологических материалов и его использование для выявления антропогенно-измененных территорий (на примере южной части Томской области) : автореф. дис. … канд. биол. наук. – Томск, 2003. – С. 28.*

# ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ИСКУССТВЕННЫХ ИЗОТОПОВ С СИСТЕМЕ “СУБСТРАТ-РИЗОСФЕРА-РАСТЕНИЕ” В ПОЙМЕ ЕНИСЕЯ (БЛИЖНЯЯ ЗОНА ВЛИЯНИЯ КРАСНОЯРСКОГО ГХК)

М.Ю. Кропачева, М.С. Мельгунов, И.В. Макарова

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, marya@igm.nsc.ru

# MANMADE ISOTOPES SPECIATION IN “ALLUIAL SOIL-RHIZOSPHERE-PLANTS” SYSTEM OF YENISEI FLOODPLAIN (NEAR IMPACT ZONE OF KRASNOYARSK MCPP)

M.Y. Kropacheva, M.S. Melgunov, I.V. Makarova

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SBRAS, Novosibirsk, Russia

The evolution of manmade isotopes speciation ($^{137}$Cs, $^{90}$Sr, $^{152}$Eu, $^{154}$Eu, $^{60}$Co) in “alluial soil-rhizosphere-plants” system was studied. The research was concerned with the biogeocoenosis components of the near impact zone of the KMCPP. The obtained data shows differences in distribution of the isotopes speciation in the soil and the rhizosphere. Isotope $^{90}$Sr is in the most mobile form and bonds more with rhizosphere than with soil. Isotopes $^{137}$Cs and $^{60}$Co are the less mobile forms. Isotopes $^{137}$Cs and $^{90}$Sr were detected in biomass, and their percentage in movable form variate from 20 to 40%. The adaptation of the sequental elution technique of biomass for higher land plants was also important part of the research.

Работы по изучению геохимии техногенных изотопов в пойменном биогеоценозе ближней зоны влияния Красноярского ГХК ведутся на более чем 30 лет. За это время были подробно изучены уровни удельных активностей изотопов во многих компонентах биогеоценоза: воде, донных отложениях, аллювиальных почвах, наземных и водных растениях, грибах, рыбе, а также в ризосфере наземных растений. Наиболее значительное загрязнение наблюдается в непосредственной близости от Красноярского Горно-химического комбината (ГХК), в так называемой ближней зоне его влияния (порядка 25 км ниже по течению от точки сброса охлаждающих вод реакторов), где загрязнению подвергаются все компоненты пойменного биогеоценоза [1, 5, 10, 11, 12, 14–17]. Основной нашей задачей являлось изучение эволюции форм нахождения искусственных изотопов ($^{137}$Cs, $^{90}$Sr, $^{152}$Eu, $^{154}$Eu, $^{60}$Co) в системе “аллювиальная почва – ризосфера – растения”. Важной частью работы стала адаптация методики ступенчатого выщелачивания биомассы для применения на высших наземных растениях.

Методика ступенчатого выщелачивания биомассы изначально была разработана как инструмент исследования атмосферного загрязнения тяжелыми металлами, и позволяет выделять только фракцию поллютанта, связанную с биологическим концентрированием, отбрасывая фракцию, сорбированную на поверхности растения [7]. Методика позволяет определить локализацию различных элементов внутри клетки и последовательно количественно выделить элементы, связанные в различных частях растительной клетки: 1) межклеточные, т.е. растворенные элементы, омывающие снаружи цитоплазматические мембраны, не связанные с клеточными стенками или элементами их поверхностей; 2) внеклеточные, т.е. элементы, связанные с клеточной стенкой и/или внешней поверхностью цитоплазматических мембран; 3) внутриклеточные, т.е. связанные с внутренними поверхностями цитоплазматических мембран и/или растворенные внутри клетки; 4) твердый остаток, т.е. твердые внеклеточные частички и/или нерастворимые соединения, относящиеся к кристаллическим отложениям внутри клетки [6].

В отличие от стабильных изотопов тяжелых металлов, механизмы накопления и распределение техногенных радионуклидов в биомассе растений изучены мало. В исследованиях компонентов биогеоценоза Енисейской поймы в ближней зоне влияния ГХК было показано, что распределения радионуклидов по фракциям биомассы водных макрофитов р. Енисей аналогично распределению стабильных изотопов, и можно предполагать существование изотопного механизма накопления;

кроме того, есть свидетельство существования различия в механизмах поступления в растения цезия и его химического аналога калия [13].

Для изучения распределения форм нахождения изотопов в системе "почва-ризосфера-растение" пробы отбирались в голове косы Атамановской, в зоне, подвергаемой затоплению при повышении уровня воды (рис. 1). Коса находится в 6 км ниже по течению от условной точки сброса ГХК. Субстрат отбирался в виде большеобъемной пробы, в лабораторных условиях проба разделялась на почву, ризосферу и корни растений. Верхние части растений отбирались на площади 2–3 м$^2$, при этом выбирались молодые, еще не пожелтевшие растения.

Отобранные пробы почвы и ризосферы были подвергнуты ступенчатому выщелачиванию по стандартной методике Тесье [2] с выделением следующих фракций: обменной (1М $CH_3COOH_4$, pH=7, перемешивание 24 ч); карбонатной (1М $CH_3COOH_4$ + 1М $HNO_3$, pH=5, перемешивание 8–10 ч); оксидов и гидрооксидов Fe и Mn (0,2М $NH_4OH$*HCl в 25% $CH_3COOH$, перемешивание 3 ч); органической (35% $H_2O_2$ + 1М $HNO_3$ до 0,05М, 85 ˚С, перемешивание 3 ч); аморфных силикатов (0,1М NaOH, 80 ˚С, перемешивание 40 мин) и нерастворимого остатка.

Для разделения внутри-, меж-, внеклеточной фракции и твердого остатка биомассы были проведены дополнительные исследования для выяснения применимости методики, указанной в работе Васкез [9] для наземных высших растений (род Осока), которые в целом дали положительные результаты. Выделялись 3 фракции: 1) обменная или совокупность межклеточной и внеклеточной (20 mM $Na_2EDTA$, 24 ч), 2) адсорбционная или внутриклеточная (1М $HNO_3$, перемешивание 20 мин), 3) нерастворимая органика + твердый остаток (озоление после высушивания). Верхние части растений перед применением процедуры промывались в дистилляте для удаления загрязнения с поверхности. Соотношение навески сырой биомассы и раствора на всех стадиях было 1:10. Первые две стадии ступенчатого выщелачивания биомассы производились в полевых условиях, последняя стадия – в лабораторных.

Для определения $^{137}$Cs, $^{60}$Co и изотопов Eu был использован метод γ-спектрометрии с использованием колодезного HPGe полупроводникового детектора с низкофоновым криостатом EGPC 192-P21/SHF 00-30A-CLF-FA (EURISYS MEASURES, Франция) и коаксиального Ge(Li) полупроводникового детектора DGDK-100B (Дубна, Россия). Предел обнаружение составлял 0,5–1 Бк, общая ошибка метода по критерию 2σ составляла 20% для удельных активностей 40–100 Бк/кг, 25–30% для удельных активностей 10–40 Бк/кг, 30% для удельных активностей <10 Бк/кг. Для определения $^{90}$Sr использовался метод β-спектрометрии с радиохимической подготовкой с использованием радиометра РУБ-01П с низкофоновым детектором BDGB-06P (Пятигорск, Россия). Предел обнаружения метода составлял 0,1 Бк, общая ошибка метода по критерию 2σ – не хуже 20%. Все аналитические работы выполнены в ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН.

Полученные данные распределения изотопов по химическим фракциям в субстрате показывают определенные различия для почвы и ризосферы (рис. 2). Так, в почве лишь 3 и 2% $^{137}$Cs присутствует в обменной и карбонатной фракциях соответственно, а на 92% связан с нерастворимым осадком, в ризосфере же в нерастворимую форму уходит весь радиоцезий. Содержание изотопа $^{90}$Sr в нерастворимой фракции имеет ту же тенденцию – в почве его меньше, чем в ризосфере, однако процентное содержание значительно отличается: 20% для почвы и 39% для ризосферы. Наибольшая доля радиостронция содержится в обменной фракции почвы – 31%, в ризосфере доля обменной фракции на порядок меньше – около 7%. С карбонатами связано одинаковое количество $^{90}$Sr – 22–23%. Доля связанного с фракцией оксидов и гидроксидов Fe и Mn в почве и ризосфере отличается на порядок – 8% в почве и 17% в ризосфере. В органической фракции ситуация обратная, в почве с этой фракцией связано 13%, в ризосфере – около 9%. Изотоп $^{90}$Sr единственный из изученных изотопов связан с фракцией аморфных силикатов, где его содержится приходится примерно одинаковое количество для почвы и ризосферы – 5 и 6% в соответственно.

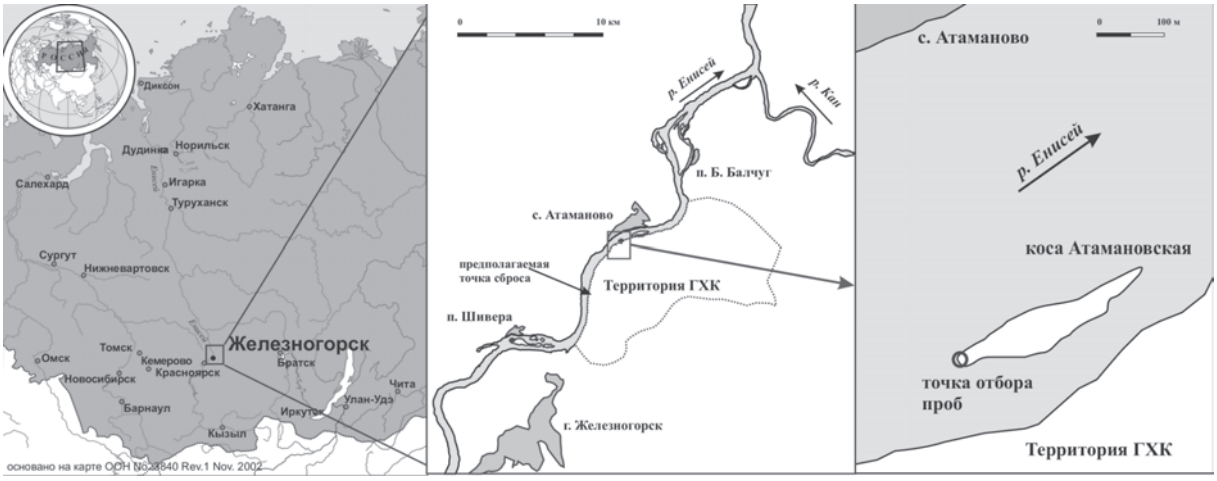



***Рис. 1.*** *Схема места отбора проб*

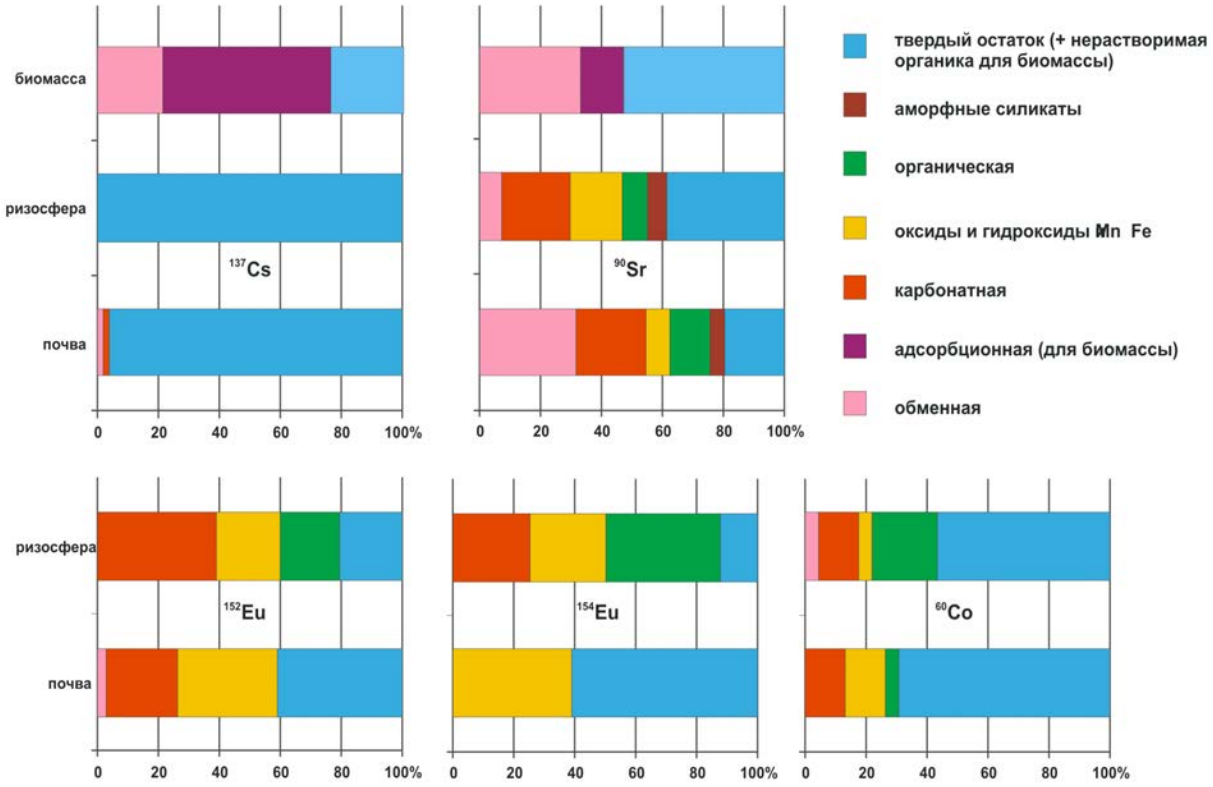



***Рис. 2.*** *Распределение форм нахождения изотопов в почве, ризосфере и биомассе косы Атамановской*

Распределение изотопов $^{152}$Eu и $^{154}$Eu в субстрате в целом схожи. В почве наибольшая доля связана с нерастворимым остатком (41% для $^{152}$Eu и 61% для $^{154}$Eu) и фракцией оксидов и гидроксидов Fe и Mn (33% для $^{152}$Eu и 39% для $^{154}$Eu). Однако в почве изотоп $^{152}$Eu также в значительной доле связан с карбонатами (23%) и незначительно с обменной фракцией (около 3%). В ризосфере распределение изотопов Eu значительно отличается от распределения в почве. Наибольшая доля $^{152}$Eu связана с карбонатами (39%), остальное количество изотопа примерно поровну распределено между оксидами, органикой и нерастворимым осадком (21, 19 и 21% соответственно). Изотоп $^{154}$Eu более всего связан с органической фракцией (38%), на карбонаты и оксиды приходится по 25%, и с нерастворимым осадком связано всего лишь 13%.

Больше всего $^{60}$Co связано с нерастворимым остатком (70% в почве и 57% в ризосфере), с карбонатами в почве и в ризосфере связано по 13%. Заметная разница в распределении изотопа по фракции оксидов и гидроксидов Fe и Mn – 13% в почве и 4% в ризосфере, а так же в органической фракции – 4% в почве и 22% в ризосфере. Кроме того, в ризосфере около 4% радиокобальта уходит в обменную фракцию, тогда как из почвы в эту фракцию выход $^{60}$Co не зафиксирован.

Таким образом, в наиболее подвижной форме находиться $^{90}$Sr, причем в ризосфере он связан сильнее, чем в почвах. В наиболее связанной форме находится $^{137}$Cs и $^{60}$Co. С органической фракцией наибольшее сродство показано для изотопов Eu и в некоторой степени $^{60}$Co и $^{90}$Sr.

Из всех изученных изотопов в верхних частях растений зафиксированы только $^{137}$Cs и $^{90}$Sr (рис. 2). Наибольшая доля $^{137}$Cs связана с адсорбционной фракцией (55%), на обменную фракции приходится 21% изотопа, и 24% радиоцезия связано с нерастворимой органикой и твердым остатком. Для $^{90}$Sr наибольшее количество изотопа связано с нерастворимой органикой и твердым остатком – 53%, также значительная часть радиостронция уходит в обменную фракцию (33%), а с абсорбционной фракцией связано лишь 14%. Локализация радионуклидов в биомассе макрофитов определяет дальнейшую миграцию изотопов в водной экосистеме, в том числе по трофической цепи. Известно, что элементы, связанные с внеклеточной фракцией, легкообменны, изменения во внешней среде могут быстро вызвать изменения элементом составе и общей концентрации элементов в этой фракции [3, 8]. Также эта фракция первой подвергается вымыванию из растения при наступлении паводка. Внутриклеточная фракция, наоборот, наименее подвержена изменениями в окружающей среде, реагирует на изменения медленнее всего и отражает усредненные значения уровней загрязнения среды [4]. Эта фракция играет важнейшую роль в переходе изотопов из биомассы в субстрат при отмирании растений.

*Работа выполнена при частичной поддержке грантов РФФИ № 14-05-00139 и 14-05-00155.*

***Литература***

1. *Bolsunovsky A., Zotina T., Bondareva L. Accumulation and release of $^{241}Am$ by a macrophyte of the Yenisei River (Elodea canadensis) // Journal of Environmental Radioactivity. – 2005. – Vol. 82. – P. 33–46.*
2. *Bondareva L. The relationship of mineral and geochemical composition to artificial radionuclide partitioning in Yenisei river sediments downstream from Krasnoyarsk // Environmental Monitoring and Assessment. – 2012. – Vol. 184(6). – P. 3831–3847.*
3. *Carballeira A., Vazquez M.D., Lopez J. Biomonitoring of sporadic acidification of rivers on the basis of release of preloaded cadmium from the aquatic bryophyte Fontinalis antipyretica Hedw // Environmental Pollution. – 2001. – Vol. 111. – P. 95–106.*
4. *Modelling the extra and intracellular uptake and discharge of heavy metals in Fontinalis antipyretica transplanted along a heavy metal and pH contamination gradient / J.A. Fernandez, M.D. Vazquez, J. Lopez et al. // Environmental Pollution. – 2006. – Vol. 139(1). – P. 21–31.*
5. *Patterns and inventories of radioactive contamination of island sites of the Yenisey River, Russia / V.G. Linnik, J.E. Brown, M. Dowdall et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2006. – Vol. 87. – P. 188–208.*
6. *Cellular location of K, Na, Cd and Zn in the moss Pseudoscleropodium purum in an extensive survey / A. Perez-Llamazares, J.R. Aboal, A. Carballeira et al. // Science of the Total Environment. – 2011. – Vol. 409(6). – P. 1198–1204.*
7. *A search for an extracellular extractant of Hg for use in the sequential elution technique with Pseudoscleropodium purum / A. Perez-Llamazares, J.A. Fernandez, J.R. Aboal et al. // Journal of Bryology. – 2009. – Vol. 31(1). – P. 23–29.*
8. *Effects of water acidity and metal concentrations on accumulation and within-plant distribution of metals in the aquatic bryophytes Fontinalis antipyretica / M.D. Vazquez, J.A. Fernandez, J. Lopez et al. // Water, Air and Soil Pollution. – 2000. – Vol. 120. – P. 1–19.*
9. *Vazquez M.D., Lopez J., Carballeira A. Modification of the sequential elution technique for the extraction of heavy metals from bryophytes // Science of the Total Environment. – 1999. – Vol. 241. – P. 53–62.*
10. *Радиоактивное загрязнение перритории населенных пунктов Красноярского края в регионе размещения горно-химического комбината / А.Я. Болсуновский, В.П. Атурова, М. Бургер и др. // Радиохимия. – 1999. – Т. 41(6). – С. 563–568.*
11. *Накопление техногенных радионуклидов водными растениями р. Енисей в зоне влияния Горно-химического комбината / А.Я. Болсуновский, А.И. Ермаков, М. Бургер и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002. – Т. 42(2). – С. 194–199.*
12. *Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я. Изучение форм нахождения техногенных радионуклидов $^{60}Co$, $^{137}Cs$, $^{152}Eu$ и $^{241}Am$ в донных отложениях р. Енисей // Радиохимия. – 2008. – Т. 50(5). – С. 475–480.*
13. *Зотина Т.А. Распределение техногенных радионуклидов в биомассе макрофитов реки Енисей // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49(6). – С. 729–737.*
14. *Литолого-геоморфологические особенности распределения радионуклидов в пойменных ландшафтах р. Енисей / В.Г. Линник, В.В. Сурков, В.Н. Потапов и др. // Геология и геофизика. – 2004. – Т. 45(10). – С. 1220–1234.*
15. *Радиоактивное загрязнение р. Енисей, обусловленное сбросами Красноярского Горно-химического комбината / А.В. Носов, М.В. Ашанин, А.Б. Иванов и др. // Атомная энергия. – 1993. – Т. 74(2). – С. 144–150.*
16. *Носов А.В., Мартынова А.М. Анализ радиационной обстановки на р. Енисей после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХА // Атомная энергия. – 1996. – Т. 81(3). – С. 226–232.*
17. *Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / Ф.В. Сухоруков, А.Г. Дегерменджи, В.М. Белолипецкий и др. – Новосибирск : Гео, 2004. – 286 с.*

# ИЗМЕНЕННЫЕ И СЛАБО ИЗМЕНЕННЫЕ ПОРОДЫ В СТРАТЕГИИ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ НОВЫХ РУДНЫХ РАЙОНОВ

В.Г. Крюков

Институт горного дела ДВО РАН

# METAMORPHIZED AND WEAKLY-METAMORPHIZED ORES IN FORECASTING STRATEGY OF NEW ORE AREAS

V.G. Kryukov

Mining Institute, Far Eastern Branch, RAS

В условиях современного дефицита средств и времени достаточно высокую информативность при выделении рудных районов с различными типами оруденения, в том числе и редкометалльным, обеспечивают измененные и слабо измененные породы. Эта информация "считывается" со шлифов к картам М 1:200000 и 1:50000. Металлогенический профиль территорий корректируется наблюдениями по рудным месторождениям и отдельным геологическим разрезам. Направление исследований известное, но еще слабо разработанное.

***Ключевые слова:*** Дальний Восток, рудный район, прогнозирование, слабопроявленные и полнопроявленные метасоматиты, оруденение, металлогения.

In the conditions of modern deficiency of means and time rather high informational content in the process of allocation of ore areas with various types of mineralization including rare-metal, provide the metamorphized and weakly-metamorphized ores. This information "is taken out" from metallographic samples to cards M 1:200000 and 1:50000. The metal-genesis profile of territories is corrected by research of ore fields and separate geologic profiles. This direction of researches is known, but still poorly developed.
***Keywords:*** The Far East, ore area, forecasting, weakly-revealed full-revealed metasomatite, mineralization, metal-genesis.

В прогнозно-металлогеническом анализе существенную роль играют карты и схемы размещения безрудных (региональных) и рудовмещающих (локальных) метасоматитов. Они способствуют определению: масштабности и интенсивности рудно-метасоматических процессов, границ разноранговых металлогенических таксонов и их типов, прогнозу новых рудных районов, включая объекты стратегических полезных ископаемых. Возможности геолого-минералогического картирования существенно расширились в связи с исследованиями слабо проявленных метасоматитов. Этим обусловлена необходимость повторного изучения шлифов из шлифотеки к листам Государственной геологической съемки М 1:200000 и 1: 50000, так как "снятая" в 50–80-е гг. прошлого столетия информация по преобразованиям исходных пород не отвечает современному уровню исследования метасоматитов. Особенно продуктивен этот подход при региональных обобщениях, когда в относительно короткий срок необходим анализ по большим территориям.

*Цель настоящей работы* – апробация результатов изучения штуфов и шлифов из шлифотеки ПГО "Дальгеология", а также авторских наблюдений по территории и по ряду месторождений и проявлений различных полезных ископаемых в области сопряжения Буреинского массива с Сихотэ-Алинской складчатой системой.

**Методика исследований**

Направление исследований известное [1, 4], но еще слабо разработанное в варианте синтеза полевых авторских наблюдений с информацией, полученной при изучении системно отобранного материала при средне- и крупномасштабной геологической съемке. По существу, это новое направление в металлогеническом анализе, в силу чего возникает необходимость более подробной характеристики методики. В основе работ лежат положения о масштабности метасоматических преобразований, фациально-формационном подходе к выделению метасоматитов, комплиментарности продуктов гидротермального процесса, качественных и количественных преобразованиях.

В методическом отношении выделяются три вида работ: диагностика метасоматитов, интерпретация результатов, составление карт. Основой этих работ является петрографическое изучение шлифов к государственным геологическим картам М 1:200000 и 1:50000. Количество шлифов, приходящееся на один лист М 1:200000, колеблется от 50 до 1400 штук. По Амурской области общее количество составило 22 400, в том числе, 1360 – по месторождениям, по Хабаровскому краю (юго-западная часть) – 11230 шлифов к геологическим картам и 2200 – по месторождениям и проявлениям. Это обеспечило плотность наблюдений в среднем около 1 шлифа на 0,5 $см^2$ карты М 1:500000, являющейся основой региональных металлогенических построений.

Для каждого шлифа в оптимальном варианте определялось:

– наименование метасоматита и исходной породы, например, "пропилит-II по диориту" (римской цифрой обозначена группа в зависимости от доли новообразований). Количество новообразованных минералов обусловливает выделение следующих разновидностей: слабопроявленные метасоматиты, от 1–5 до 15–30 (I); полнопроявленные метасоматиты, в том числе: измененные породы, от 15–30 до 40–45 (II); сильно измененные породы от 40–45 до 65–70 (III); метасоматиты, от 65–70 до 90–95 (IV); полостные метасоматиты, 95–100 (V);
– полный список эпигенетических минералов в последовательности от главных к второстепенным и от ранних стадий к завершающим. Запись осуществлялась либо в произвольной форме, либо в виде зонограммы,
– в описании (зонограмме) отмечаются количественные характеристики, как для отдельных минералов, так и для разновременных ассоциаций, структурные особенности минералов и их агрегатов по возрастным группам, общий псевдоморфный или автоморфный облик новообразований, типичные реакции замещения. Кроме того, особо подчеркиваются те или иные специфические особенности метасоматитов.

Рабочей основой составления карт являлись листы М 1:200000. Обработка информации по конкретным листам отмеченного масштаба осуществлялась в следующей последовательности. Выбирались "эталонные" карты с количеством шлифов не менее 450 штук, что обеспечивало плотность наблюдения один и более шлифов на каждый кв. км площади, для основных структурных элементов региона. Так, для Становой области в качестве репера был выбран лист N-52-VII (количество шлифов около 700), для Амуро-Охотской системы – лист N-53-XXVI (количество шлифов 608), для Буреинского массива – лист M-52-XVII (количество шлифов около 450), для Сихотэ-Алинской системы – лист M-53-IX (количество шлифов – 485 штук). Кроме того, на площади "эталонного" листа геологи из исследовательской группы, руководимой автором, принимали участие либо в съемке, либо в тематических работах.

Полученные подходы использовались при обработке материалов по другим геологическим картам. На следующем этапе составлялись карты фактического материала в масштабе геологической основы отдельно на каждый лист. На таких картах отражалась полная информация по новообразованным минералам и их ассоциациям, принадлежность последних к соответствующей

группе по количеству новообразований, по рудоносности, по возрастной принадлежности. При составлении карт определялась центральная, а затем промежуточная и периферийная зоны ореолов или ареалов в зависимости от их соотношения с интрузивными телами, региональными разломами, метаморфическими поясами. Границы метасоматических тел корректировались геологическими границами особенно в случае избирательного замещения структурно-вещественных комплексов.

Контрольные мероприятия осуществлялись на стадии диагностики новообразований путем выборочного контрольного изучения ряда шлифов (от 2–5 до 15–25% количества шлифов конкретного листа) в первую очередь реперных листов. Совпадения в определениях разными исследователями составляют от 45 до 85%. Расхождения отмечались в основном для количественных характеристик новообразований первых двух групп (около 70%), в полноте зонограмм (15%), в определении временных соотношений минеральных ассоциаций (15%). Контролирующим фактором также являлась достаточно хорошая состыковка соседних листов.

**Результаты исследований**

В результате петрографического изучения шлифов, авторских полевых наблюдений и анализа публикаций по метасоматитам региона [3, 5 и др.] произведено их расчленение на безрудные (региональные, локальные) и рудовмещающие (локальные). Измененные породы выделяются относительно трех возрастных срезов: 1) архей, протерозой, ранний палеозой; 2) поздний палеозой; 3) мезозой-кайнозой (таблица).

Региональные и рудовмещающие метасоматиты характеризуются закономерным размещением в пространстве. Гранат-пироксеновые породы, биотититы, пропилиты, углеродистые метасоматиты, как правило, подчеркивают положительные тектонические структуры – сводово-блоковые купола, горсты, инъективно-купольные структуры. Кварц-гидрослюдистые образования, метасоматиты натриевого профиля (альбититы, щелочные метасоматиты) оттеняют отрицательные тектонические структуры – грабены, впадины и т.д. Строение ореолов зональное, форма их изометричная или линейно вытянутая чаще всего в субширотном направлении.

По-новому интерпретируется связь оруденения со структурами. Рудовмещающие метасоматиты в форме зонально-построенных ареалов развиваются в пределах интрузивно- или вулканотектонических построек, причем в ареале, обычно устанавливается 2–4 метасоматические формации одного генетического ряда. Считалось, что рудная минерализация связана в основном с разломами СВ и СЗ ориентировок. Минерализация в рамках ареала и сами ареалы по авторским наблюдениям контролируются субмеридиональными и субширотными разломами. Реже отмечается связь рудовмещающих метасоматитов с тектоническими зонами северо-восточной и северо-западной ориентировок. Эти представления нашли подтверждение в процессе детальных работ на рудных объектах в последние годы.

В результате картосоставительских работ определились следующие пары металлогенических и вещественных таксонов: рудное поле – метасоматическая формация; рудный узел – генетический ряд околорудных метасоматитов; рудный район – полный генетический ряд региональных и рудовмещающих метасоматитов; металлогеническая область – сочетание нескольких генетических рядов разновременных и разноглубинных гидротермалитов. В пределах рассматриваемого региона выделяются металлогенические области (площадь 20000–70000 км$^2$), рудные районы (площадь 2000–7000 км$^2$) и рудные узлы (площадь 200–700 км$^2$). В числе областей – Гилюйская, Дамбукинская, Зее-Селемджинская, Туранская, Ям-Алинская, Баджальская и Малохинганская; линейно-вытянутые – Брянта-Купуринская, Гонжинская, Селемджинская. В пространственном положении металлогенических объектов не проявляется значимой роли таких геоблоков как Буреинский массив, Амуро-Охотская и Сихотэ-Алинская складчатые системы, а также Становая плутоно-метаморфическая область. Даже месторождения могут располагаться в двух геоблоках. Например, северная и центральная части Кировского золоторудного месторождения локализуется в Становой области, а южная – в юрских терригенно-осадочных породах Амуро-Охотской системы.

В металлогеническом отношении роль региональных метасоматитов прослеживается в генетических рядах. Ряд, включающий биотититы – пропилиты – вторичные кварциты, характерен для месторождений Au, W, Pb, Zn, Cu. В ряду биотититы – фельдшпатофиры – кварц-гидрослюдистые метасоматиты возможны месторождения Sn, W, Mo, Au. Структуры, контролирующие ряд биотититы – фельдшпатофиры – пропилиты, благоприятны для месторождений Sn, W, Ta, Nb, Be. Монцонитоиды – пироксен-роговообманковые образования – биотититы – пропилиты благоприятны для локализации месторождений Sn, Cu, Mo, Pb, Zn, Ag, Au.

Анализ закономерностей распределения рудовмещающих метасоматитов позволяет, вслед за другими исследователями, подтвердить высокие перспективы золотоносности региона. Новым является установление комплексности золота с другими полезными ископаемыми, в частности, с металлами платиновой группы, вольфрамом, оловом, редкими металлами в пределах Харгинского, Эгорского, Октябрьского, Сугджарского, Иликан-Унахинского, Верхнеольдойского рудных районов, Купуринской, Джелтулакской, Соловьевской рудных зон в Амурской области. В Хабаровском крае к числу таких таксонов следует отнести Софийский, Кербинский, Комсомольский рудные районы, а также Малохинганскую и Чергиленскую рудные зоны.

Впервые ставится вопрос о необходимости изучения в отмеченных районах гидротермальной платинометалльной минерализации, особенно при изучении золоторудных проявлений, как с темноцветным, так и с зеленоцветным характером преобразований исходных пород при наличии свидетельств углеродистого метасоматоза (графит, керит, карбиды, самородные элементы и пр.). Общие особенности гидротермальных проявлений МПГ заключаются в следующем:

– комплексные проявления МПГ локализуются, глав-

*Таблица. Метасоматиты Приамурья [2, с дополнениями]*

| Метасоматиты | |
|---|---|
| Безрудные | Рудовмещающие |
| **Мезозой-кайнозой** | |
| Вторичные кварциты | Аргиллизиты Au, Hg, As, Sb, Sn, Zn, Pb |
| Кварц-гидрослюдистые | Кварц-серицитовые U, Mo, Cu, Bi, Pb, Zn, Sb<br>Березиты Au, Mo, Cu, Pb, Zn, As, Ag, Bi<br>Хлорититы Sn, Cu, Zn, Pb, Ag, Au, Bi<br>Турмалиниты Sn, Cu, Au, Ag, Zn, Pb, Bi, Sb, As |
| Пропилиты | Актинолититы Sn, W, Au, Cu, Pb, Zn, Bi, возможна Pt<br>Углеродистые, включая кварцевожильные с графитом, метасоматиты Au, Sn, W, Cu, Pb, Zn, Bi, возможна Pt |
| | Грейзены субвулканические Sn, Cu, Mo, Bi |
| | Альбититы субвулканические Sn, Au, Pb |
| Скарны марганцовистые | Ортоклаз-сидерофиллитовые Sn, Mo, Au, Cu, Pb, Zn |
| Гранитоподобные (метаграниты) | |
| Диоритоподобные (монцонитоиды) | |
| *Габбро-монцодиорит-щелочногранитовая ассоциация* | |
| | Грейзены гипабиссальные Sn, W, Li, Be, Ta, Nb, Cu, Ag<br>Альбититы гипабиссальные |
| Автометасоматические грейзены | Грейзены мезоабиссальные Sn, W, Ta, Nb, Bi |
| | Скарны известковистые Fe, Au, Cu, Sn, W, возможна Pt |
| Биотититы | Пегматиты Li, Ta, Nb, W, Bi |
| *Гранит-лейкогранитовая ассоциация* | |
| Кварц-гидрослюдистые | |
| Пропилиты | Кварц-серицит-хлоритовые U, Mo, Pb, Zn, Sb |
| Биотититы | Грейзены гипабиссальные W, Bi, Ta, Nb |
| *Габбро-диорит-плагиогранитовая ассоциация* | |
| **Поздний палеозой** | |
| | Кварцевожильные, графитсодержащие Au, W, Pt, |
| Углеродистые метасоматиты | Амфибол-эпидот-полевошпатовые Mo, TR, U, Au, Pt |
| | Грейзены мезоабиссальные W, Ta, Nb, Bi, кварц |
| | Грейзены абиссальные W, Ta, кварц |
| | Скарны Fe, Au |
| | Пегматиты Ta, Nb, Be |
| Микроклинизированные породы | |
| Альбитизированные породы | |
| *Гранит-щелочногранитовая ассоциация* | |
| **Ранний палеозой, протерозой, архей** | |
| | Диафториты Fe, Au, Al, P, TR, МПГ |
| | Скарны Fe, Mn, Au, Pt, МПГ |
| | Пегматиты Ta, Nb, Be |
| Гранитоиды, гнейсо-граниты | |
| Теневые мигматиты | |
| Мигматизированные породы | |
| Диафторированные породы | |
| *Гранито-гнейсовая ассоциация* | |

Примечание: МПГ – металлы платиновой группы; TR – редкие земли.

ным образом, в структурах активизации складчатых систем и жестких массивов;

– оруденение избирательно приурочивается к “черносланцевым” толщам и сложнодифференцированным интрузивным комплексам;

– вмещающие породы в значительной мере преобра-

зованы в аргиллизиты, березиты, субвулканические грейзены, биотит-полевошпатовые, хлоритовые, актинолитовые и пироксен-роговообманковые метасоматиты, причем в пределах единого рудного поля картируются сообщества 2–4 формаций гидротермалитов. В них, как правило, устанавливаются минералы углерода (графит, керит и т.д.), что позволяет объединить их в один эволюционный ряд углеродистых метасоматитов;

– наличие самородных элементов (железо, никель, алюминий). карбидов (муассонит и др.) в метасоматитах и в кварцевых жилах;
– развитие самородных, сульфидных, арсенидных минеральных форм МПГ в рудовмещающих метасоматитах;
– специфическая геохимическая ассоциация, включающая МПГ, никель, кобальт, медь, молибден, золото, вольфрам, олово, железо, серу, мышьяк, углерод и др. При этом промышленную ценность имеют 2–4 металла.

Перечисленное позволяет определить круг проявлений и месторождений традиционных полезных ископаемых, в которых могут быть выявлены МПГ. К их числу относятся золоторудные, графитовые, алмазные, железорудные объекты актинолитового типа, молибден- и меднопорфировые, вольфрам- и оловорудные в актинолитовых метасоматитах. Типичны комплексные золоторудные объекты. Среди них выделяются *Харгинский тип* (березиты, хлорититы, кварцевожильные графитсодержащие и актинолитовые метасоматиты) и *Кербинский* (аргиллизиты, березиты, субвулканические грейзены и биотит-полевошпат-кварцевые гидротермалиты).

В целом анализ особенностей пространственного размещения разновозрастных метасоматитов в пределах различных геоблоков позволяет отметить следующее:

– во всех геоструктурных элементах региона отмечается повторяемость во времени многих метасоматических формаций. “Проходящими” являются грейзены, скарны, пегматиты. Процессы гранитизации и комплементарной ей базификации имели место на протяжении всей истории развития региона, отличаясь лишь интенсивностью и масштабностью своего проявления. Вероятно, пропилитизация также свойственна всем этапам тектоно-магматической активизации. Вместе с тем, отмечаются типоморфные метасоматиты определенных возрастных уровней: в древних комплексах – диафториты и анортозиты; в позднепалеозойских образованиях – углеродистые метасоматиты, гипабиссальные альбититы и известковистые скарны; в мезозойской группе – биотититы, вторичные кварциты, фельдшпатофиры, турмалиниты, субвулканические грейзены, альбититы и актинолититы.
– от древних к молодым возрастным сообществам, главным образом полнопроявленных метасоматитов, отмечается: 1) уменьшение размеров ареалов и ореолов однотипных метасоматитов и увеличение количества новообразованных минералов в измененных породах; 2) увеличение разнообразия рудовмещающих метасоматитов и генетически связанных с ними полезных ископаемых; 3) увеличение случаев эволюционной завершенности процессов, во времени отвечающих одному этапу тектоно-магматической активизации; 4) уменьшение глубинности процессов гидротермального метаморфизма;
– наряду с общими тенденциями изменения характеристик метасоматитов во времени, следует подчеркнуть аномальное проявление продуктов гидротермального метаморфизма в мезозойский период. Фиксируется большое разнообразие метасоматитов, а также значительные площадные размеры тел региональных метасоматитов. Мезозойские слабо- и полнопроявленные гидротермальные образования наблюдаются практически повсеместно. В разнообразных по составу и генезису рудовмещающих метасоматитах локализуется более широкий комплекс полезных ископаемых. Отмечается не только увеличение видов, но и запасов многих металлов;
– в результате проявления региональных и локальных метасоматических процессов, протекавших до, совместно или после интрузивного магматизма сформированы своеобразные минеральные аномалии в структурном отношении, отвечающие сводово-блоковым структурам – куполам – купольным постройкам. Они контролируют пространственное положение либо фаций одной метасоматической формации, либо метасоматических формаций единого генетического ряда. В первом случае формируются чаще всего месторождения в основном однометалльные. Второй случай типичен для порфировых образований, как правило, с комплексным оруденением;

Итогом металлогенического районирования являются: уточнение границ разноранговых металлогенических объектов: область – район – узел, что может служить основой при прогнозной оценке; выделение рудных районов и узлов с многократной тектоно-магматической активизацией, что нашло отражение в сложных 3–5-формационных ареалах рудовмещающих метасоматитов; определение специализации рудных узлов, особенно узлов с комплексной золото-платинометалльной минерализацией; впервые выделены рудоперспективные узлы, не проявляющиеся в прямых поисковых признаках.

*Автор благодарит Л.И. Щербак, С.Ф. Пигееву, А.Я. Шматкова, В.Ф. Зубкова и других коллег, вместе с которыми изучались метасоматиты и оруденение Приамурья.*

***Литература***

1. *Жданов В.В. Метасоматиты, опыт изучения и картирования. – СПб. : Изд. ВСЕГЕИ, 1999. – 56 с.*
2. *Крюков В.Г. Метасоматиты в металлогеническом анализе Приамурья // Принципы прогнозирования эндогенного оруденения в восточно-азиатских вулканических поясах СССР. – М. : Наука, 1990. – С. 184–199.*
3. *Мельников В.Д. Золоторуднын гидротермалитовые формации. – Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1984. – 131 с.*

4. *Методика изучения гидротермально метасоматических образований / Е.В. Плющев, В.П. Ушаков, В.В. Шатов и др. – Л. : Недра, 1981. – 262 с.*

5. *Цыпуков Ю.П. Эйситоподобные метасоматиты в черносланцевых толщах Северного Приамурья // ДАН СССР. – 1981. – Т. 258, № 5. – С. 1185–1186.*

# РАДИОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА ТЕРРИТОРИИ ГОРОДА АРХАНГЕЛЬСКА

В.В. Кряучюнас, Е.В. Шахова

Федеральный исследовательский центр комплексного изучения Арктики РАН, Архангельск, Россия, vidas76@mail.ru

# RADIOLOGICAL INVESTIGATION ON THE TERRITORY OF ARKHANGELSK CITY

V.V. Kriauchiunas, E.V. Shakhova

Federal Center for Integrated Arctic Research RAS, Arkhangelsk, Russia

In the Arkhangelsk radioactivity and specific content of $^{137}Cs$, $^{40}K$, $^{232}Th$, $^{226}Ra$ in soil of each district of the city were measured. Nine local low-intensity anomalies and their genesis were identified. The first comprehensive assessment of the effects of low doses of ionizing radiation on human health was made.

Территория города Архангельска относится к геологическим районам с пониженным природным радиационным фоном [2]. В результате антропогенной деятельности в городе формируется техногенно измененный радиоактивный фон, величина которого на отдельных локальных участках достигает 0,15 мкЗв/ч (1,3 мЗв/год), что считается безопасной величиной в большинстве районов Российской Федерации (РФ). Однако, не смотря на это, сравнительно недавно стало ясно, что длительное облучение в малых дозах может быть гораздо более опасным по последствиям, чем кратковременное облучение в больших дозах (так называемый эффект Петко) [1].

*Цель исследования* – выявить на территории города основные малоинтенсивные аномалии по радиоактивному фону, удельному содержанию $^{137}Cs$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$, $^{40}K$ в почве как основной вероятный источник облучения людей малыми дозами; дать объективную оценку радиационных рисков и потенциального ущерба здоровью местного населения.

*Район, объект и предмет исследования.* В геоморфологическом плане территория Архангельска представляет собой низкую пологоволнистую и холмисто-грядовую равнину, слабо наклоненную в сторону долины Северной Двины. Около 75% всех первичных форм рельефа на территории города занимают болота с мощностью торфа в некоторых районах более 8 м. Планомерное осушение болот и пригрузка торфа песком началась с 60-х гг. прошлого века и продолжалась в течение 20 лет. Это привело к тому, что на поверхности преобладает слой техногенных отложений мощностью от 1 до 4 м, крайне неоднородных по составу [6].

Основными объектами исследования являлись городские почвы. Почвообразование в районе исследования тесно связано с хозяйственной деятельностью человека и конкретным сочетанием природных факторов почвообразования. Ряд авторов [5, 7] относят почвы в исторической части Архангельска к типичным урбаноземам, а почвы во дворах новостроек, созданные путем смешивания торфа с песком при обустройстве территории, – к реплантоземам.

Предметом исследования являлись радиоактивный фон на рассматриваемой территории и удельная активность $^{137}Cs$, $^{40}K$, $^{232}Th$, $^{226}Ra$ в городских почвах.

*Аппаратура и методика исследований.* В процессе радиологического исследования территории применялись полевые радиометрические методы, в частности, пешеходный гамма-метод. Он заключался в точечном измерении γ-излучения на поверхности пород с помощью геологоразведочного сцинтилляционного радиометра СРП-88Н. Всего было сделано 18000 замеров через 50 м на высоте 15 см от поверхности почвы. В комплексе с пешеходным методом применялся автомобильный вариант гамма-метода, который заключался в непрерывном измерении гамма-активности пород с движущегося автомобиля. В качестве гамма-спектрометрической аппаратуры при выполнении данного метода использовалась мобильная системы радиационного мониторинга RS-700, которая может измерять как природные, так и искусственные элементы в реальном времени.

В каждом квартале города отбирались точечные пробы из верхнего слоя почвы мощностью 5 см вместе с растительностью. Определения удельной активности радионуклидов в почвенных образцах осуществлялось на гамма-спектрометре “Прогресс”.

*Результаты исследований и их обсуждение.* Проведенная автогамма-спектрометрическая съемка улично-дорожной сети показала, что мощность поглощенной дозы излучения на территории центральной части города Архангельска изменяется в широких пределах от 14 до 174 нГр/ч (рис. 1). В ходе уточняющей пешеходной гамма-съемки установлено, что радиоактивный фон колеблется от 5 до 70 имп./с.

В каждом квартале города опробовался верхний слой почвы мощностью 5 см вместе с растительностью, объемом воздушно сухой смеси 1 $дм^3$. Установлено, что содержание $^{137}Cs$ в почвах в целом по Архангельску ва-

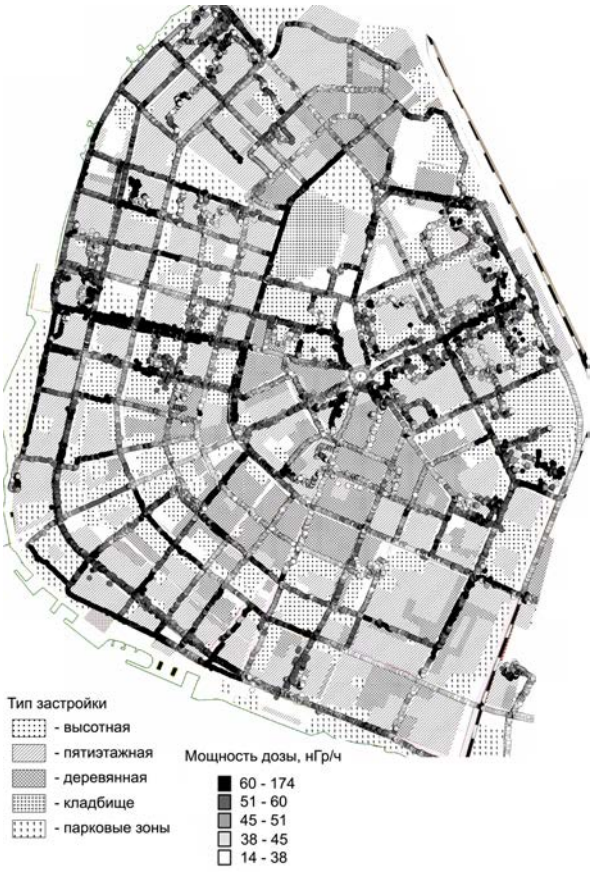



***Рис. 1.*** *Мощность поглощенной дозы гамма-излучения на территории центральной части г. Архангельска [3]*

рьирует в широких пределах – от 2 до 180 Бк/кг, в центральной части города – от 2 до 68 Бк/кг.

Абсолютные значения удельной активности $^{226}$Ra в верхнем почвенном горизонте города изменяются от 2 до 90 Бк/кг и от 3 до 30 Бк/кг в центральных его кварталах. Пространственное распределение $^{232}$Th в почвах и грунтах в различных районах города варьирует от 2 до 90 Бк/кг и, в более узком диапазоне, от 3 до 45 Бк/кг в центре города. Удельное содержание $^{40}$K в почвах и грунтах, если брать город в целом, изменяется в широких пределах – от 2 до 2100 Бк/кг, а в центральном районе – от 115 до 789 Бк/кг.

Впервые на территории Архангельска выявлен целый ряд малоинтенсивных локальный аномалий, связанных с повышенной активностью в почве одного или целого комплекса радионуклидов. В результате было выявлено девять аномалий (рис. 2). Средняя активность по тому или иному показателю зоны превышает общую среднюю активность по тому же показателю в целом по городу.

В настоящее время не существует единого определения малых доз. Наиболее распространена точка зрения, по которой малыми считаются все дозы менее 1 Гр. В соответствии с другим подходом, малые дозы – это дозы в 100 раз превышающие уровень естественного радиоактивного фона [11]. По экспертным оценкам Научной Комиссии по действию атомной радиации ООН (НКДАР), для человека граница малой дозы соответствует 0,02 сГр (или 0,002 Гр) [10].

В центральной части города выявлен целый ряд локальных малоинтенсивных аномалий, в которых радиоактивный фон в несколько раз превышает окружающий природный фон. Самая крупная аномалия в центре города тянется вдоль набережной Северной Двины, мощность поглощенной дозы гамма-излучения здесь колеблется от 60 до 147 нГр/час. Генезис данной аномалии связан с тем, что при строительстве набережной в качестве строительного материала активно использовался карельский гранит с высоким содержанием естественных радионуклидов – $^{40}$K, $^{226}$Ra и $^{232}$Th. Повышение мощности дозы гамма излучения относительно природного фона отмечено также в районе Вологодского кладбища, основная причина данной локальной аномалии связана с могильными памятниками, сделанными преимущественно из китайского и карельского гранита. Небольшие по площади аномалии с повышенным радиоактивным фоном фиксируются в исторической части города в районах с каменной дореволюционной застройкой и застройкой 1930–50-х гг. Повышенный радиоактивный фон на данных локальных участках связан с использованием в процессе строительства красного кирпича с высоким содержанием естественных изотопов. По некоторым данным, кирпич был привезен из Голландии для постройки церквей, которые в 20–30-х гг. XX в. были разобраны, а кирпич повторно использовался для строительства новых зданий.

С помощью мобильного комплекса RS-700 выявлены локальные участки с повышенным относительно остальной территорией уровнем радиоактивного фона; площадь таких участков составляет от 5 до 10 м$^2$. Эти локальные повышения фона связаны с нарушением целостности асфальтового покрытия дорог, в результате чего гравийная отсыпка, в основном состоящая из гранитного щебня, выходит на дневную поверхность. Проведенные измерения гравийной отсыпки на гамма-спектрометре “Прогресс” показали относительно высокую удельную активность естественных радионуклидов: $^{40}$K, $^{232}$Th, $^{226}$Ra.

Большинство участков с повышенным радиоактивным фоном располагаются в местах, где население проводит относительно короткий промежуток времени, поэтому они являются не опасными для человека. Вероятным источником облучения людей малыми дозами является кирпичная дореволюционная застройка и застройка 1930–50-х гг. Однако чтобы говорить о потенциальном ущербе здоровью, необходимо провести более детальные радиологические исследования внутри жилых помещений и сопоставить полученные результаты со статистическими данными по онкозаболеваемости населения в данных районах.

Рассматривая природу формирования малоинтенсивных аномалий на территории Архангельска, следует отметить, что их генезис, прежде всего, связан с физико-химическими свойствами как радионуклидов, так и городских почв. Так, локальные малоинтенсивные аномалии $^{137}$Cs в городской черте территориально приурочены к парковым зонам и к районам, где сохранились

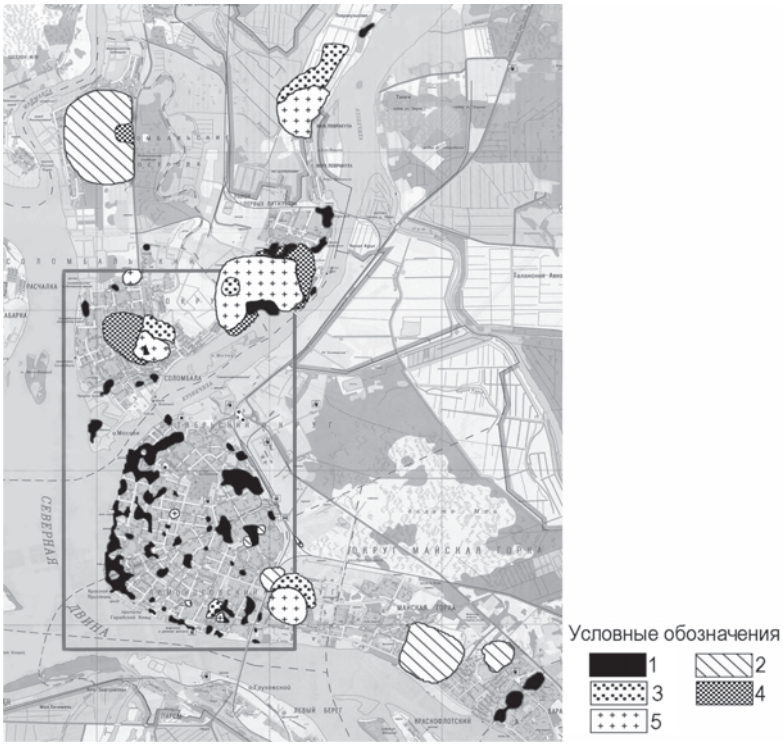



***Рис. 2.*** *Малоинтенсивные локальные аномалии: 1 – радиоактивный фон (от 80 до 110 имп./с), 2–5 – распределение активности радионуклидов: 2 – $^{137}Cs$ (>60 Бк/кг); 3 – $^{40}K$ (>1200 Бк/кг); 4 – $^{226}Ra$ (>50 Бк/кг); 5 – $^{232}Th$ (>55 Бк/кг)*

торфяные залежи и естественные ненарушенные почвы. Последние по сравнению с городскими почвами характеризуются более плотным сложением и в основном представлены тяжелыми и средними суглинками с хорошо выраженным перегнойно-аккумулятивным горизонтом. Поступая в почву с атмосферными осадками, $^{137}Cs$ образует прочные химические связи с гумусовыми и фульвокислотами и концентрируется в верхнем пятисантиметровом слое почвы. Такие аномалии обнаружены в верхнем пятисантиметровом слое почв в кварталах с деревянной застройкой, в почвах парков, скверов и насаждений ограниченного пользования. Следует отметить, что некоторые цезиевые аномалии исчезли в связи со строительными работами на данных территориях, в ходе которых произведен снос зеленых насаждений, выторфовка грунта и отсыпка песком территории под строительство.

В свою очередь, малоинтенсивные локальные аномалии $^{232}Th$ и $^{226}Ra$ в основном приурочены к районам дислокации почв, сильно захламленных строительным мусором. Наличие в почве различного строительного мусора предопределяет химические свойства почвы [4]. Являясь изотопами химических элементов, радионуклиды характеризуются теми же свойствами, что и стабильные изотопы этих элементов. Так, генезис локальных аномалий $^{226}Ra$ [8] обусловлен присутствием в почве кальция и карбонатов, с которыми он совместно соосождается. Кальций высвобождается под действием кислотных осадков из различных обломков строительного мусора, цемента, кирпича и прочего, а под действием осадков, обогащенных растворенной углекислотой, в почвах образуются гидрокарбонаты, которые способны изменять реакцию среды почвенного раствора в щелочную сторону, что способствуют аккумуляции радия в верхнем слое почв и формированию локальных радиевых аномалий. Основные крупные аномалии с повышенным удельным содержанием $^{226}Ra$ в почве обнаружены в кварталах с пятиэтажной кирпичной застройкой, искусственно сформированные почвы в данных районах здесь достаточно сильно загрязнены битым кирпичом и цементом.

Высокое усредненное удельное значение $^{232}Th$ в почвах связано с повышенным содержанием нитратов [9], хлоритов, сульфатов, карбонатов, щелочных металлов, с которыми торий легко вступает в химические реакции, в результате чего образуются двойные соли $K_2[Th(NO_3)_6]$ и $Na_2[Th(SO_4)_3]$, а также смешанные оксиды $K_2ThO_3$. Кроме того, накоплению тория способствует его выведения из жидкой фазы путем осаждения $Th(OH)_4$, или гидратированного оксида. Осаждение гидроксида тория происходит в процессе воздействия щелочей на растворы солей тория: $Th(NO_3)_4 + 4NaOH \rightarrow Th(OH)_4\downarrow + 4NaNO_4$, что подтверждается работой [12]. Такие ториевые аномалии на территории города Архангельска фиксируются в некоторых кварталах с пятиэтажной застройкой 1960–80-х гг, что связано с высокой степенью загрязнения почвы строительными материалами и большой мощностью песчаной отсыпки, которую делают при строительстве на участках с большой мощностью торфа.

Кроме пространственного распределения естественных радионуклидов $^{232}Th$ и $^{226}Ra$ мы изучали поведение $^{40}K$ в городских почвах. Все локальные малоинтенсивные аномалии $^{40}K$ в пределах города обнаружены на приусадебных огородах в частном секторе, которые используются для выращивания обычных огородных культур (картофеля, капусты, лука, огурцов, моркови и т.д.). Высокая удельная активность калия в почве на данных территориях объясняется тем, что местное население для повышения урожайности активно использует калийные удобрения. Тем же объясняется генезис калийных аномалий на территории бывших огородов и в городских парках в центральной части города.

Большинство локальных малоинтенсивных аномалий с повышенными концентрациями радионуклидов в почве зафиксировано в районах, где население находится непродолжительный период времени. Однако на территории города есть аномалии, которые могут представлять потенциальную опасность для здоровья человека. Наиболее негативное воздействие могут оказать цези-

евые и калиевые аномалии, которые были обнаружены в некоторых кварталах с деревянной застройкой, где преобладает в основном частное домовладение. Здесь на огородах местные жители выращивают для личного потребления сельскохозяйственную продукцию, которая может быть заражена данными радионуклидами в результате миграции по схеме "почва – растение". Для того чтобы подтвердить или опровергнуть данное утверждение, необходимо в дальнейшем замерить концентрацию этих элементов в сельскохозяйственной продукции и полученные результаты сопоставить с онкозаболеваемостью в данных районах города.

Аномалии с повышенным содержанием $^{223}$Th и $^{226}$Ra в почве в кварталах со старой каменной застройкой действуют на человека опосредованно, повышая общий радиоактивный фон в местах постоянного местожительства.

Таким образом, антропогенное воздействие на почвы и физико-химические свойства радионуклидов и почв – это основные факторы, влияющие на пространственное распределение радионуклидов. Генезис всех радиоактивных аномалий в пределах города Архангельска связан с *радиоактивностью исходных компонентов строительных материалов.* Малоинтенсивные аномалии в основном выявлены в районах, где человек проводит относительно короткий промежуток своей жизни, и ионизирующее облучение не должно оказывать серьезных влияний на организм. Однако для того чтобы говорить о радиационном благополучии населения города Архангельска, необходимо провести дополнительное комплексное изучение радиоактивности внутри жилых домов и полученные результаты сравнить со статистикой онкологических больных в пределах города. Полученные результаты имеют социальное и экологическое значение, так как позволяют прогнозировать дальнейшую миграцию данных радионуклидов под влиянием природных и антропогенных процессов.

***Литература***


1. *Грэйб Р. Действие малых доз ионизирующего облучения. Эффект Петко. – М., 1996. – 390 с.*
2. *Кряучюнас В.В. Естественная и техногенная радиоактивность почв Архангельской промышленной агломерации : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – М., 2008. – 24 с.*
3. *Кряучюнас В.В., Любас А.А. Особенности пространственной вариабельности радиоактивного фона на территории Архангельска // Вестник Северного (Арктического) федерального университета. Серия: Естественные науки. – 2013. – № 2. – С. 19–27.*
4. *Кряучюнас В.В., Шахова Е.В. Основные закономерности миграции $^{232}$Th и $^{226}$Ra в почвах г. Архангельска // Экология человека. – 2013. – № 8. – С. 23–27.*
5. *Наквасина Е.Н., Пермогорская Ю.М., Попова Л.Ф. Почвы Архангельска. Структурно-функциональные особенности, свойства, экологическая оценка. – Архангельск : АГТУ, 2006. – 124 с.*
6. *Невзоров А.Л. Особенности взаимодействия техносферы и геологической среды Архангельска // Материалы международной конференции "Поморье в Баренц-регионе на рубеже веков: экология, экономика, культура", Архангельск, 20–24 июня. – 2000. – С. 164–165.*
7. *Пермогорская Ю.М., Сметанина Т.В. Разнообразие, состояние и свойства почв города Архангельска // Материалы молодежной международной конференции "Экология–2003", Архангельск, 17–19 июня. – 2003. – С. 62–63.*
8. *Рачкова Н.Г., Шуктомова И.Л. Сорбция как один из ведущих процессов, регулирующих подвижность урана, радия и тория // Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН. – 2006. – № 7. – С. 4–11.*
9. *Репницына О.Н., Попова Л.Ф. Трансформация подвижных форм меди в сезоннопромерзающих почвах города Архангельска // Арктика и Север. – 2012. – № 9. – С. 1–15.*
10. *Рождественский Л.М., Кондратов А.А. Концепция действия пролонгированной ионизирующей радиации низкой интенсивности как раздражающего, а не повреждающего фактора // Тезисы докладов третьего съезда радиационных исследований. – Пущино, 1997. – Т. 1. – 367 с.*
11. *Ярошинская А.А. Ядерная энциклопедия. – М. : Благотворительный фонд Ярошинской, 1996. – 656 с.*
12. *Ames L.L., Rai D. Radionuclide interactions with soil and rock media // U.S. Environmental Protection Agency; Office of radiation programs report EPA 520/6-78-007A. – N.-Y., 1978. – Vol. 1. – 327 p.*

# УРАН И ТОРИЙ В ПОЧВАХ ПОЙМЫ Р. КУДЫ (ИРКУТСКАЯ ОБЛАСТЬ)

П.В. Кузнецов[1], Т.С. Айсуева[2]

[1]Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН, Москва, Россия, petr-kp@mail.ru
[2]Институт геохимии имени А.П. Виноградова СО РАН, Иркутск, Россия

# URANIUM AND THORIUM IN SOILS KUDA RIVER FLOODPLAIN (IRKUTSK REGION)

P.V. Kuznetsov[1], T.S. Aisueva[2]

[1]Center for productivity and ecology of woods RAS, Moscow, Russia
[2] Vinogradov Institute of Geochemistry SB RAS, Irkutsk, Russia

Проведены исследования по изучению распределения урана, тория в почвах поймы реки Куды. Показано влияние почвообразующих пород на содержание радиоактивных элементов в почвах. Установлено накопление урана в засоленных почвах среднего течения р. Куды, связанное с влиянием процесса испарительной концентрации. Выявлены локальные проявления повышенного содержания радиоактивных элементов в аллювиальных почвах нижнего течения р. Куды, которые могут быть связаны с процессами сорбции органическим веществом почв.

The research of distribution of thorium and uranium in Kuda river floodplain has been carried out. An influence of a soil parent rocks on radioactive element contents in soil is shown (revealed). An uranium accumulation in salted soils related to evaporation concentration in the middle reaches of the Kuda river has been established. A local displays of increased contents of a radioactive elements in alluvial soils in the lower reaches of the Kuda river which could be related to sorbtion processes has been revealed.

Уран и торий являются одними из наиболее распространенных естественных радиоактивных элементов в почвах, содержание которых зависит от состава почвообразующих пород, а распределение в почвенном профиле обусловлено влиянием почвообразовательных процессов [1]. В отношении урана выделяют ряд геохимических барьеров, среди которых отметим испарительную концентрацию (испарительный барьер), в результате которой элемент может накапливаться в форме различных минералов [9]. Несмотря на изученность геохимии U и Th, имеется недостаточно сведений об этих элементах в засоленных почвах, занимающих на территории Иркутской области 4,4% сельскохозяйственных угодий [10]. В связи этим определение их содержания является актуальной задачей, связанной с получением новых данных, а также уточнением направленности почвенно-геохимических процессов.

*Целью исследований* являлось изучение накопления и распределения урана и тория в профилях почв поймы р. Куды, засоленных в среднем течении, а также в почвах некоторых прилегающих к пойме р. Куды территорий.

Объектами исследований служили почвы поймы р. Куды, правого притока р. Ангары от ее верховьев до устья, а также прилегающих к пойме среднего течения р. Куды территорий, расположенных в районах п.г.т. Усть-Ордынский и с. Оёк. На своем протяжении русло реки дренирует три геоморфологических района, сложенных различными по составу и возрасту отложениями. С продвижением от верховьев реки к устью изменяется характер растительного и почвенного покровов. Возрастает степень засоления почв [2, 3, 8]. Почвы поймы представлены преимущественно аллювиально-луговыми, в ряде случаев засоленными. Почвы, расположенные в районах п.г.т. Усть-Ордынский и с. Оек, испытывают различное антропогенное влияние, приурочены к пашням, сенокосам и жилой зоне, представлены преимущественно серыми лесными и дерново-карбонатными [3, 8].

В верхнем, среднем и нижнем течении реки Куды было исследовано 9 участков, заложено 7 почвенных разрезов. Пробы почв из разрезов отбирали по генетическим горизонтам. На прилегающих к пойме среднего течения р. Куды территориях п.г.т. Усть-Ордынский и с. Оёк методом конверта было отобрано 12 проб почв из верхних горизонтов почв. Определение в почвах содержания U и Th проводилось методом рентгено-флуоресцентного анализа (РФА).

Результаты определения содержания урана, тория и их отношение в почвах поймы р. Куды приведены в табл. 1. Из полученных данным следует, что в целом содержание урана в почвах варьирует от 1,1 до 11,2 мг/кг, тория – от 1,6 до 8,9 мг/кг, Th/U-отношения – от 0,3 до 4. Разнообразие содержаний урана, тория и их отношений обусловлено различными причинами.

Содержание U в горизонтах почвы участка Ку-1 верхнего течения р. Куды варьирует в пределах регионального фона: минимальное содержание его отмечено в лесной подстилке ($A_0$), а максимальное – в горизонтах А и В. Содержание Th лишь в горизонте А соответствует региональному фону, а в остальных горизонтах оно ниже, что отразилось на значении Th/U отношения в нижних горизонтах почвы, являющегося важным параметром оценки почв. Согласно литературным данным, для большинства почв Th/U-отношение составляет 3–5. Более низкое значение характерно для аридных условий, ураноносных областей, а также может быть обусловлено загрязнением. Высокие значения Th/U отношения связаны с ториеносными провинциями [1]. Пониженное Th/U-отношение в нашем случае мы связываем с особенностями почвообразующих пород, представленных красноцветными карбонатно-силикатными отложениями. В горизонте А почвы Ку-2 подчиненного ландшафта содержание урана соответствует региональному фону.

Содержание и распределение радиоактивных элементов в почвах среднего течения р. Куды показало заметное разнообразие. Содержание Th в аллювиальной

*Таблица 1. Содержание Th, U и их отношение в почвах поймы р. Куды*

| Исследуемый участок | Почвенный горизонт | Th, мг/кг | U, мг/кг | Th/U |
|---|---|---|---|---|
| ***Почвы верхнего течения р. Куды*** | | | | |
| Ку-1 Дерновая карбонатная почва | $A_0$ | 3,8 | 1,1 | 3,5 |
| | A | 6,5 | 2,0 | 3,3 |
| | B | 4,5 | 2,0 | 2,3 |
| | $B_{Ca}$ | 4,4 | 1,6 | 2,8 |
| Ку-2 Дерново-глеевая почва | A | 5,4 | 2,2 | 2,5 |
| ***Почвы среднего течения р. Куды*** | | | | |
| Ку-3 Аллювиально-луговая | A | 3,9 | 1,4 | 2,8 |
| | AB | 4,4 | 1,9 | 2,3 |
| | Bg | 4,2 | 2,0 | 2,1 |
| Ку-5 Солончак луговой | Корочка соли | 1,6 | 5,1 | 0,3 |
| | $A_0$ | 2,5 | 2,0 | 1,3 |
| | A | 2,7 | 2,2 | 1,2 |
| | $B_1$ | 2,4 | 2,4 | 1,0 |
| | $B_2$ | 3,7 | 2,1 | 1,8 |
| | $B_3$ | 4,2 | 1,9 | 2,2 |
| Ку-6 Аллювиальная солончаковатая почва | $A_0$ | 6,4 | 2,4 | 2,7 |
| | A | 6,8 | 2,4 | 2,8 |
| | $C_3$ | 4,3 | 2,0 | 2,2 |
| | $C_4$ | 6,0 | 3,1 | 1,9 |
| ***Почвы нижнего течения р. Куды*** | | | | |
| Ку-7 Аллювиально-луговая почва | $A_0$ | 6,6 | 2,4 | 2,8 |
| | A | 5,8 | 1,9 | 3,1 |
| | C | 8,9 | 3,1 | 2,9 |
| Ку-8 Аллювиально-луговая почва | A | 8,7 | 2,6 | 3,3 |
| Ку-9 Аллювиально-луговая почва | $A_0$ | 6,4 | 3,0 | 2,1 |
| | A | 5,7 | 2,5 | 2,3 |
| | BC | 4,4 | 1,1 | 4,0 |
| Ку-10 Дерново-подзолистая почва | $A_0$ | 7,8 | 4,7 | 1,7 |
| | $A_1$ | 8,2 | 7,1 | 1,2 |
| | $A_2$ | 8,3 | 6,6 | 1,3 |
| | B | 8,4 | 11,2 | 0,8 |
| Кларк по А.П. Виноградову [5] | | 6,0 | 1,0 | 6,0 |
| ***Региональный фон [4]:*** | | | | |
| Аллювиальные почвы | A | 6,26 | 2,01 | 3,1 |
| Почвы склонов | A | 6,06 | 1,00 | 6,06 |
| | B | 6,58 | 2,00 | 3,29 |

почве Ку-3 остается низким с незначительным повышением в АВ горизонте, а содержание U возрастает с глубиной почвенного профиля, но не превышает регионального фона аллювиальных почв.

Особый интерес представляет содержание и распределение радиоактивных элементов в луговом солончаке (разрез Ку-5), обусловленное различиями геохимических свойств тория и урана. Почвенный профиль характеризуется наиболее низким содержанием тория в верхней части профиля, особенно в выделении солей на поверхности почвы. С глубиной профиля его содержание постепенно возрастает, не достигая регионального фона. Распределение U характеризуется, напротив, накоплением в корочке солей и слабым накоплением в средней части профиля. Низкое содержание тория при накоплении урана в результате испарительной концентрации обусловило значение Th/U отношения, достигающее 0,3 в корочке солей.

Одним из возможных источников U в этой почве (кроме почвообразующих пород), может служить делювиальный сток, с которым уран предположительно мигрирует в виде различных ионов: уранила, уранил-карбонатных или органических комплексов [1] с последующим накоплением. Наблюдаемое распределение U в почвенном профиле аналогично распределению Na, Mg и некоторых других металлов [7], накапливающихся в результате испарительной концентрации.

Накопление урана в результате испарительной концентрации нами было выявлено и ранее в засоленной песчаной почве вблизи оз. Холба-Нур (Иркутская об-

*Таблица 2. Содержание Th, U и их отношение в почвах прилегающих территорий*

| Характеристика исследуемого участка | Th, мг/кг | U, мг/кг | Th/U |
|---|---|---|---|
| *п.г.т. Усть-Ордынский* | | | |
| Дерновая карбонатная почва. Северо-западная окраина поселка | 9,9 | 2,0 | 5,0 |
| Дерновая карбонатная почва. Северная окраина поселка, надпойменная терраса р. Куды | 6,0 | 1,0 | 6,0 |
| Урбанозем. Центральная часть поселка | 7,9 | 2,4 | 3,3 |
| Восточная часть поселка, прирусловая часть поймы р. Куды | 7,2 | 1,7 | 4,2 |
| Дерновая карбонатная почва. Западная окраина поселка. | 8,8 | 1,7 | 5,2 |
| Дерновая карбонатная почва. Юго-западная окраина поселка, коренной берег р. Куды | 5,4 | 1,6 | 3,4 |
| *с. Оёк* | | | |
| Серая лесная почва. Северо-западная часть села. Сенокос | 4,3 | 1,7 | 2,5 |
| Серая лесная почва. Северной часть села. Надпойменная терраса р. Оёк | 4,7 | 1,3 | 3,6 |
| Серая лесная почва. Восточной часть села. Пойме р. Оёк | 6,5 | 1,9 | 3,4 |
| Серая лесная почва. Западная часть села. Пашня | 10,7 | 2,7 | 4,0 |
| Серая лесная окультуренная. Центральная часть села | 5,9 | 2,3 | 2,6 |
| Серая лесная почва. Южная часть села. Пашня | 9,5 | 2,0 | 4,8 |

ласть, Ольхонский район), в которой содержание урана составило 3,0 мг/кг, а тория – 2,5 мг/кг, что дало нам Th/U-отношение, равное 0,8.

На прилегающей к среднему течению р. Куды территории п.г.т. Усть-Ордынский (табл. 2) содержание урана в верхних горизонтах почв варьирует в пределах 1,0–2,4 мг/кг, а тория – 5,4–9,9 мг/кг. Максимальное содержание урана (2,4 мг/кг), незначительно превышающее региональный фон, отмечено лишь на участке, приуроченном к центральной части поселка и, вероятно, связано с загрязнение почвы. На участках, расположенных вблизи поймы р. Куды, в горизонте А почв повышенного содержания радиоактивных элементов не наблюдается, Th/U-отношение составляет 3,4.

В почвенном разрезе участка Ку-6 распределение Th неоднородно по профилю. В верхних горизонтах и в горизонте $C_4$ его содержание находится на уровне регионального фона, а в горизонте $C_3$ понижено. Мы это связываем с песчаным гранулометрическим составом горизонта $C_3$. Содержание урана в целом повышено относительно регионального фона и возрастает с глубиной почвенного профиля, за исключением песчаного горизонта $C_3$, в котором его содержание низкое. С глубиной профиля снижается и Th/U-отношение, достигая 1,9 в горизонте $C_4$.

На прилегающей к среднему течению р. Куды территории с. Оёк (табл. 2), содержание урана варьирует в пределах 1,3–2,7 мг/кг, а тория – 4,3–10,7 мг/кг. Наибольшее содержание этих элементов приурочено к участку, расположенному в западной части села. Низкое содержание тория и низкое Th/U-отношение выявлено в почвах участков приуроченных к сенокосу и территории частного хозяйства. Снижение в почвах данных участков Th/U-отношения может быть связано с засолением почв и накоплением урана.

Распределение U и Th в почвах нижнего течения р. Куды обусловлено составом аллювиальных отложений и свойствами почвенных горизонтов. Аллювиальные отложения рассматриваемого участка являются переотложенными продуктами пород среднеюрского возраста. Этим объясняется возрастание содержания радиоактивных элементов с глубиной почвенного профиля участка Ку-7. В почве участка Ку-9 напротив, наблюдается снижение содержаний урана, тория с глубиной почвенного профиля, которое обусловлено легким гранулометрическим составом его нижней толщи.

Почва участка Ку-10 характеризуется достаточно ровным распределением Th, содержание которого незначительно повышено относительно регионального фона. Особенностью профиля является повышенное содержание урана, которое в горизонте $A_0$ в 2,5 раза превышает региональный фон и еще больше возрастает с глубиной почвенного профиля до значения, в 6 раз превышающего региональный фон. Возможно, что накопление U обусловлено остаточным накоплением солей в прошлом. Данный вопрос еще требует изучения.

Особенностью аллювиальных почв нижнего течения р. Куды является повышенное содержание U в горизонтах $A_0$ относительно регионального фона, что может быть связано с сорбцией урана органическим веществом почв. Надо отметить, что для некоторых аллювиальных почв накопление не только урана, но и тория, может быть характерным. Например, в почвах поймы р. Анги (Ольхонский район Иркутской области) установлено повышенное содержание радиоактивных элементов: содержание урана в них варьирует в пределах 5,0–14,6 мг/кг, а тория в пределах 14,5–16,6 мг/кг (Th/U = =1,1–3,0). Повышенное содержание U и Th отмечаются в пойменных почвах и других рек Прибайкалья [6].

Обобщая полученные данные, отметим, что для большей части почвенных разрезов наблюдается увеличение содержания урана и тория с глубиной почвенного профиля. Это связано с унаследованием содержания в почвах этих элементов от почвообразующих пород. Однако это тенденция нарушается, в случаях, связанных с изменением гранулометрического состава почвенных горизонтов, наложением почвообразовательных процессов и процесса испарительной концентрации.

Выявляется общая закономерность увеличения содержания урана и тория в аккумулятивных горизонтах почв по профилю реки Куды от ее верховьев к устью (рис. 1), что мы связываем с изменением состава пород. Поч-

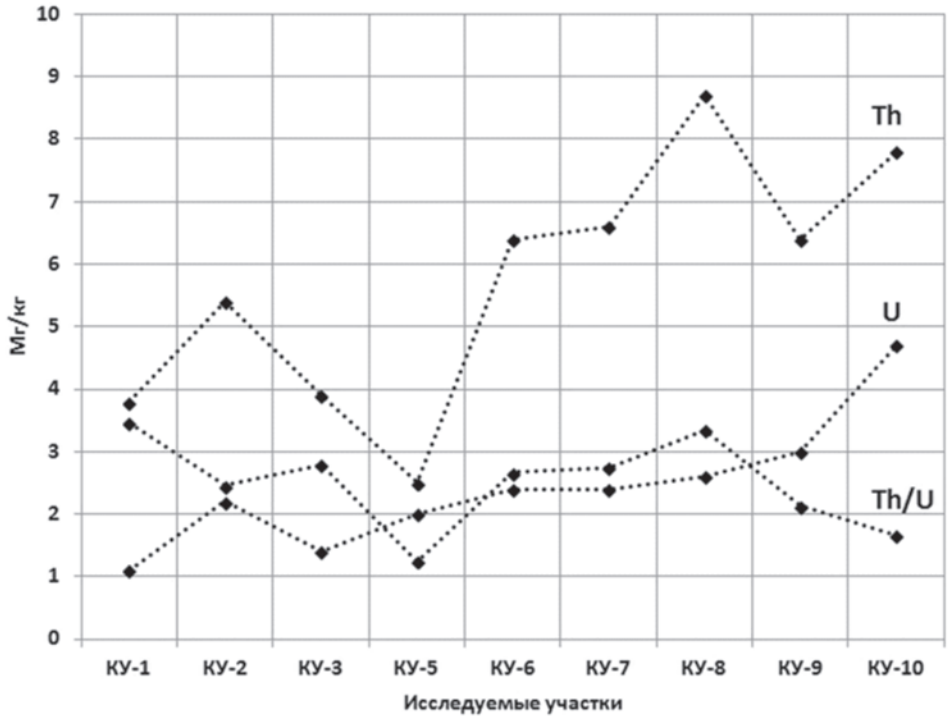



***Рис. 1.*** *Распределение содержания урана и тория, а также Th/U-отношения по профилю р. Куды*

вообразующие породы участков верхнего течения р. Куды представлены кембрийскими красноцветными карбонатно-силикатными отложениями, которые в среднем и нижнем течении сменяются нижне- и среднеюрскими породами, представленными алевролитами, аргиллитами, песчаниками с прослоями углей. Наличие прослоев углей в составе юрских пород, по-видимому, и обусловливает общее повышение содержания радиоактивных элементов в почвах.

## Выводы

1. Изучение накопления и распределения радиоактивных элементов в почвах поймы р. Куды и прилегающих к ней территорий показало, что на их содержание в целом оказывают влияние состав почвообразующих пород.
2. Распределение радиоактивных элементов в профиле почв зависит от гранулометрического состава почв, почвообразовательных процессов. В легких (песчаных, супесчаных) по гранулометрическому составу горизонтах почв содержание радиоактивных элементах понижено.
3. Установлено накопление урана в засоленных почвах, которое обусловлено процессом испарительной концентрации. В результате различий геохимических свойств урана и тория, торий в засоленных почвах не накапливается, что обусловливает снижение Th/U-отношения;
4. Установлены локальные проявления повышенного содержания радиоактивных элементов в ряде аллювиальных почв, которые могут быть связаны с аллювиальным процессом в поймах рек, а также процессами сорбции.
5. Пониженные значения Th/U-отношения в почвах обусловлены преимущественно с особенностями состава почвообразующих пород и накоплением урана в результате процесса испарительной концентрацией.

***Литература***

1. *Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов : учебное пособие / Томский политехнический университет. – 3-е изд., исправлен. и дополнен. – Томск : Изд-во Томского политехнического университета, 2011. – 304 с.*
2. *Атлас Иркутской области. – М. : Иркутск, 1962. – 182 с.*
3. *Атлас. Иркутская область. Экологические условия развития. – М. : Иркутск, 2004. – 90 с.*
4. *Геохимия окружающей среды Прибайкалья (Байкальский геоэкологический полигон) / В.И. Гребенщикова, Э.Е. Лустенберг, Н.А. Китаев и др. ; науч. ред. акад. М.И. Кузьмина. – Новосибирск : Гео, 2008. – 234 с.*
5. *Иванов В.В.Экологическая геохимия элементов. Кн. 6. Редкие f-элементы. – М. : Экология, 1997. – 607 с.*
6. *Кузнецов П.В., Гребенщикова В.И. Распределение урана и тория в некоторых почвах Иркутской области // Материалы III международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека", Томск, 23 – 27 июня 2009 г. – С. 302–306.*
7. *Особенности накопления элементов в почвах поймы р. Куды (Иркутская область) / П.В. Кузнецов, Т.С. Ай-*

*суева, Е.В. Чупарина и др. // Почвы холодных областей: генезис, география, экология (к 100-летию со дня рождения профессора О.В. Макеева) : материалы научной конференции с международным участием, Улан-Удэ, 31 августа – 9 сентября 2015 г. – С. 73–74.*

8. *Надеждин Б.В. Материалы к характеристике почвенного покрова Усть-Ордынского Бурят-Монгольского национального округа Иркутской области // Тр. Восточносибирский филиал. Почвоведение. – Благовещенск, 1959. – Т. 17. – С. 5–71.*
9. *Перельман А.И. Геохимия ландшафта. – М. : Географгиз, 1961. – 496 с.*
10. *Черноусенко Г.И., Лопатовская О.Г. Засоленные почвы Иркутской области (Предбайкалье). Засоленные почвы России / отв. реакторы Л.Л. Шишов, Е.И. Панкова, Л.А. Воробьева и др. – М. : Академкнига, 2006. – С. 600–646.*

# ЭЛЕКТРОХИМИЧЕСКИЙ МЕТОД ОЧИСТКИ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

А.Н. Кузнецова[1], Д.В. Кабанов[2], Е.Ю. Карташов[1], А.Я. Сваровский[1]

[1]Северский технологический институт НИЯУ МИФИ, Северск, Россия, d086san@mail.ru
[2]Томский политехнический университет, Томск, Россия, kabanovdv@tpu.ru

# ELECTROCHEMICAL METHOD OF NEUTRALIZATION OF LIQUID RADIOACTIVE WASTE

A.N. Kuznetsova[1], D.V. Kabanov[2], E.Yu. Kartashov[1] A.Ya. Svarovskiy[1]

[1]Seversk Technological Institute of NRNU MEPhI, Seversk, Russia
[2]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Now the problem of neutralization of liquid radioactive waste at the enterprises of nuclear power is one of the most actual and expensive technological tasks. The purpose of this research work was to develop an effective low costing method of cleaning the liquid radioactive waste from $Cs^{137}$, $Co^{60}$, by their changeover to hydrogen ions in the stationary mode. Conditions of carrying out the process and the most achievable levels of cleaning the researched waters were defined at a given stage of study.
***Keywords:*** liquid radioactive waste, electrochemical method of cleaning, electrolytic cell.

В проблеме обезвреживания жидких радиоактивных отходов наряду с предприятиями атомной энергетики значительное место занимают отходы радиохимических лабораторий и исследовательских ядерных реакторов.

Успешному решению вопросов, связанных с развитием ядерной энергетики, нейтронно-активационным анализом, производством радиофармпрепаратов, изучением воздействия мощных нейтронных потоков на материалы, способствуют исследовательские ядерные реакторы. Одним из таких является исследовательский ядерный реактор ИТР-Т Томского политехнического университета.

При эксплуатации экспериментальных реакторов образуются жидкие радиоактивные отходы разного уровня активности. Отходы высокого уровня активности ($a$>1 Ки/л) теоретически могут получаться на экспериментальных реакторных установках только в исключительных случаях – при сложных аварийных ситуациях. Единственный способ обезвреживания таких отходов – это сбор и удаление их на централизованную станцию захоронения. К отходам среднего уровня активности ($a = 1 \cdot 10^{-5}$ – 1 Ки/л) относятся: часть охлаждающей воды (или теплоносителя), вытекающей из I контура; растворы и воды, получаемые при дезактивации сильно загрязненного оборудования или поверхностей; конденсаты с установок для очистки воздушных сбросов и др. При нормально эксплуатации реакторной установки, ремонте и демонтаже образуются жидкие отходы низкого уровня активности (сбросные воды): воды охлаждения ТВЭЛов контура I в том случае, если их удельная активность меньше $1 \cdot 10^{-5}$ Ки/л; воды биологической защиты и транспортных каналов; трапные воды, получающиеся при дезактивации помещений реакторной установки; обмывочные воды, получающиеся при дезактивации оборудования, трубопроводов, арматуры и датчиков контрольно-измерительных приборов; воды специальных прачечных, предназначенных для дезактивации спецодежды, обуви; воды санитарных пропускников для обслуживающего персонала [4].

Реализуемый на данный момент метод очистки сбросных вод, на исследовательском ядерном реакторе ИТР-Т, это очистка на ионообменных смолах, которая не решена недостатков, один из них – цена ионообменной смолы.

*Целью данной работы* является разработка эффективного и мало затратного способа очистки жидких радиоактивных отходов.

В данной работе проводились исследования очистки сбросных вод от $Cs^{137}$, $Co^{60}$ из 300 м$^3$ накопительных баков, расположенных на территории исследовательского ядерного реактора ИТР-Т Томского политехнического университета. Для определения наиболее эффективных режимов работы электролитической ячейки и удобства измерения характеристик процесса очистки от

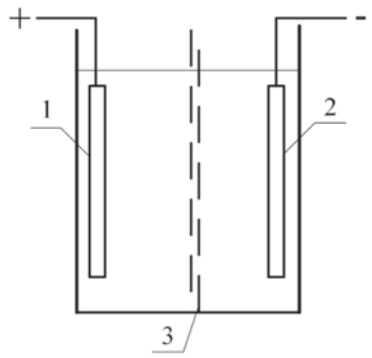



***Рис. 1.*** *Схема экспериментальной электрохимической ячейки:* 1 *– анод;* 2 *– катод;* 3 *– брезентовая мембрана*

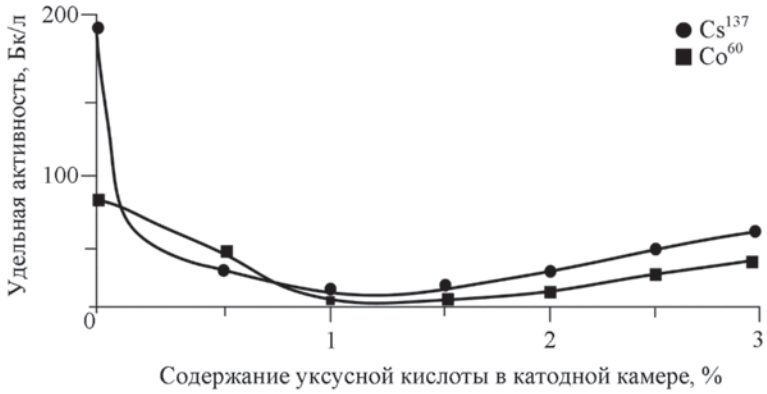



***Рис. 2.*** *Зависимость удельной активности воды от содержания уксусной кислоты в катодной камере*

ионов металлов раствора анодной камеры и концентрирования этих ионов в катодной камере использован непроточный режим. На рисунке 1 представлена непроточная экспериментальная ячейка, разделенная на равные объемы брезентовой мембраной типа 11211 ПВ. На электроды подавалось напряжение 45 В.

Измерения активностей радиоаналитических изотопов определяемых техногенных элементов при анализе проб воды, проводили с использованием гамма-спектрометра на базе многоканального амплитудного анализатора DSA-100 и полупроводникового детектора из особо чистого германия (Canberra, USA) объемом 160 см$^3$. Анализ проб воды по содержанию (удельной активности) вели по некоторым техногенным элементам: $Cs^{137}$, $Co^{60}$, аналитические гамма-линии которых, соответственно 661 и 1173 и 1332 кэВ. Время экспозиции составляло от 100 до 600 с, в зависимости от загрузки спектрометрического тракта. После измерений проводилась идентификация данных изотопов и расчет площадей для данных аналитических линий $Cs^{137}$ и $Co^{60}$. Расчет удельной активности производили по формуле

$$A = N/(eff \cdot t \cdot n),$$

где *eff* – эффективность регистрации для данной радиоаналитической гамма-линии; *t* – время экспозиции; *n* – квантовый выход гамма-линии (справочные данные).

Предлагаемый метод очистки раствора от ионов металла, путем их замены на ионы водорода, основан на миграционном переносе ионов через пассивную мембрану под действием градиента электрического потенциала. Поскольку разница максимальной подвижности и минимальной подвижности ионов металлов сравнительно не велика (максимальная величина отношения эквивалентных электропроводностей электролитов для ионов металлов не превышает величину 1,6 [3]), то поведение различных видов ионов металла при миграционном переносе под действием электрического поля отличается незначительно. Такую же незначительную разницу в подвижности имеют кислотные остатки. Од-

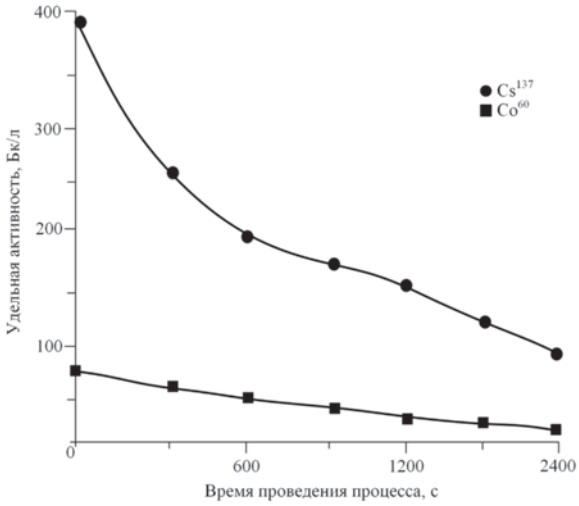



***Рис. 3.*** *Зависимость удельной активности от времени проведения процесса*

нако именно вид кислотного остатка оказывает значительное влияние на процесс переноса ионов в католит и анолит. Причиной этого является многократная разница в степени диссоциации кислот. Например, степень диссоциации азотной кислоты в 200 раз превышает степень диссоциации уксусной кислоты [3]. Добавление в католит нескольких процентов уксусной кислоты повышает эффект очистки анолита и уровень концентрации катионов металлов в католите. Положительный эффект связан с тем, что анионы уксусной кислоты, поступая из католита в анолит, связывают ионы водорода, благодаря малой степени диссоциации этой кислоты. Это приводит к уменьшению паразитного тока ионов водорода из анолита в католит.

В ходе лабораторных исследований определяли эффективные режимы очистки радиоактивно-загрязненных вод. На графиках представлены зависимости удельной активности от процентного содержания уксусной кислоты в катодной камере (рис. 2) и от времени проведения процесса (рис. 3).

На основании полученных данных в экспериментальной непроточной электрохимической ячейки (рис. 2, 3) определили максимально эффективные параметры ведения процесса: необходимо 1% подкисление уксусной кислотой катодной камеры и время ведения процесса 2400 с. Однако этот режим не дает стабильных результатов, очистки сбросных вод до норм радиационной безопасности.

На данном этапе исследования разрабатываются варианты улучшения полученных результатов с переходом на проточный аппарат очистки сбросных вод исследовательского ядерного реактора ИТР-Т Томского политехнического университета.

***Литература***


1. *Калухин С.А., Коновалова Н.А., Горбачева М.П. Извлечение $^{60}Co$ и $^{137}Cs$ из модульного раствора трапных вод АЭС // Журнал Радиохимия. – 2013. – Т. 55, № 3. – С. 242–248.*
2. *Никифоров А.С., Кулеченко В.В., Жихарев М.И. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов. – М. : Энергоатомиздат, 1985. – 184 с.*
3. *Рабинович В.А., Хавин З.Я. Краткий химический справочник. – Л. : Химия, 1991. – 432 с.*
4. *Сваровский А.Я, Стриханов М.Н., Жиганов А.Н. Технология и оборудование обезвреживания жидких радиоактивных отходов : учеб. пособие. – М. : НИЯУ МИФИ, 2012. – 500 с.*


# ГЕОЛОГО-СТРУКТУРНАЯ ПОЗИЦИЯ И СПЕЦИАЛИЗАЦИЯ ГРАНИТОИДОВ АМАЛАТСКОГО ПЛАТО


Е.С. Кузнецова, В.А. Домаренко

Томский политехнический университет, Томск, Россия


# GEOLOGY-STRUCTURAL POSITION AND SPECIALIZATION OF GRANITOID THE AMALAT PLATEAU


E.S. Kuznetsova, V.A. Domarenko

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia



Представлены результаты изучения геолого-структурной позиции и специализации гранитоидов Амалатского плато. Определен минеральный и элементный состава гранитоидов фундамента. Установлено, что гранитоиды фундамента представлены лейкократовыми биотитовыми гранитами субщелочного ряда, определены основные породообразующие минералы, акцессорная минерализация (апатит, циркон, сфен, магнетит, монацит, ксенотим) и минералы носители урана. Установлена высокая радиоактивность гранитоидов фундамента торий-урановой и урановой природы.

The results of the studying of Geology-structural position and specialization of granitoid the Amalat table land. The mineral and element structure of granitoids' base was stated. It has been stated that granitoids in basement consist of leucocratic biotite granite of subalkaline row. The major rock-forming, accessory (apatite, zircon, sphen, magnetite, monazite, xenotime), and uranium-bearing minerals have been determined. High radioactivity of basement granitoids of thorium-uranium and uranium origin was stated.


В 70-е гг. как на территории России, так и в странах СНГ было открыто множество грунтово-инфильтрационных месторождений "палеодолинного" типа мезозойского и кайнозойского возраста залегающих на породах фундамента. В их числе и месторождения Хиагдинского рудного поля (Витимский урановорудный район) в Центральном Забайкалье, которые были открыты геологами №130 Сосновского ПГО (И.Р. Коробенко, П.А. Пешков и др.).

*Целью работы* является раскрытие вопроса о геолого-структурной позиции и определение специализации гранитоидов.

Исследуемый район расположен в пределах Витимского пласкогорья в Центральном Забайкалье. Хиагдинское рудное поле представляет собой серию урановых месторождений локализованных на Витимском плоскогорье в пределах Амалатского плато базальтов. В соответствии с тектоническим районированием территория Амалатского плато базальтов (5000 км$^2$) рассматривается как окраинная часть Сибирской платформы, находящаяся на стыке с Урало-Монгольским подвижным поясом. Положением района между жесткой стабильной структурой на северо-западе и тектонически активными долгоживущими зонами на юго-востоке определены основные особенности его геологического развития с образованием на разных этапах субплатформенных и субгеосинклинальных формаций в сопряженных структурах. В целом территория располагается между Курба-Амалатской и Джида-Витимской структурно-формационными зонами, входящими в состав Селенгино-Витимской геотектонической области. Геологическими границами района являются зоны глубинных разломов – с юго-востока и северо-запада Уда – Витимская и Джида – Витимская, на северо-востоке Точерская, а на юго-западе Конда – Витимская (рис. 1) [14].

У разных исследователей толкование периода развития Витимского плоскогорья вызывает огромный спор. Одни исследователи этот регион относят к зоне аркогенеза в мезозойский период [8], другие к активизированной платформе [1, 10], а так же к области сво-

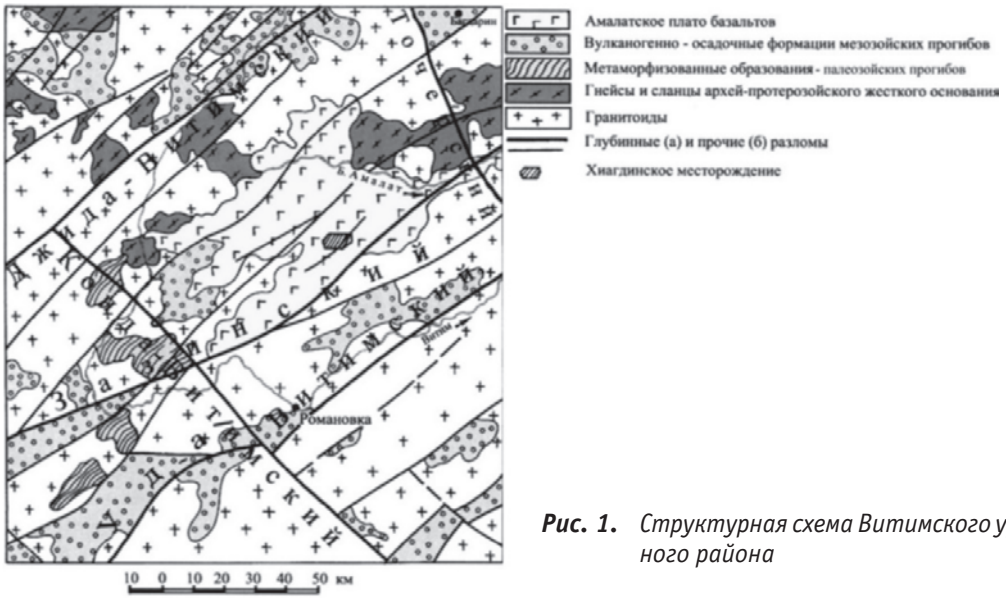



***Рис. 1.*** *Структурная схема Витимского урановорудного района*

дового поднятия [2, 5, 12] и к субплатформе [13]. Эти расхождения во мнении можно объяснить, одновременным набором фактов, которые свойственны и для и для платформенных областей и для орогенных.

Впрочем, залегающие неметаморфизованные породы с резким угловым несогласием на складчатом неметаморфизованном фундаменте; распространенные локально грабенообразные структуры и их отсутствие в близи жестких блоков; замена в вертикальном разрезе отложений грабенов вулканогенной формации вулканогенно-осадочной, в которой грубообломочный материал накапливается около бортов, а в центре тонкий, и затем мелкообломочной угленосной формацией; отсутствие интенсивного складкообразования; неунаследованный характер тектонических движений; длительные эпохи образования коры выветривания, на фоне которых нередко происходило осадкообразование в грабенах; отсутствие всякого осадконакопления в течение длительного времени на жестких блоках – ряд этих признаков позволяют отнести осадки этого неоднозначного периода к нижнему ярусу верхнего структурного этажа (платформенного чехла), а тектонический режим – к субплатформенному [8].

Гранитоиды фундамента Витимского урановорудного района, относящиеся к Витимканскому комплексу (PZ2-3v) [6, 7, 11] являются составной частью Ангаро-Витимского батолита Западного Забайкалья.

В основу исследований положены материалы специализированных минералого-геохимических исследований пород фундамента и продуктов их переработки на месторождениях Намару, Кореткондинское и Дыбрынское.

Вещественный состав пород исследовался классическими методами оптической диагностики в проходящем и отраженном свете в шлифах и аншлифах, а также с помощью рентгеновской дифрактометрии на приборе D2 Phaser (Bruker AXS GmbH, Томск, аналитик – Д.Г. Усольцев).

Уточнение состава, изучение микровключений акцессорной и рудной минерализации проводились методом сканирующей электронной микроскопии (СЭМ) на приборе Hitachi S-3400N с энергодисперсионным спектрометром Bruker XFlash, который позволяет определять элементный состав от Li до U при содержании элемента более 0,1 вес.% (учебно-научная лаборатория оптической и электронной микроскопии Международного инновационного научно-образовательного центра (МИНОЦ) “Урановая геология” ТПУ.

Для определения химического состава был использован высокочувствительный метод масс спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ISP MS) по 60 элементам, в аккредитованной лаборатории ООО Химико-аналитический центр “Плазма”, г. Томск (руководитель – Н.В. Федюнина).

Гранитный фундамент на 90% сложен высокорадиоактивными гранитоидами витимканского комплекса (25–40 мкр/ч).

Гранитоиды с различными текстурными и структурными особенностями, среди них выделяются лейкократовые разнозернистые, порфировидные граниты, гранодиориты. Макроскопически это розовые и розовато-серые породы, в которых на общем фоне среднезернистой или крупнозернистой кварц-полевошпатовой составляющей выделяются крупные порфировидные агрегаты или отдельные таблитчатые кристаллы полевого шпата, количество которых достигает 40–50% объема.

В преднеогеновое время все породы фундамента подвергались интенсивному химическому выветриванию и на них сформировалась глинисто-щебенистая кора выветривания мощностью от первых метров до первых десятков метров, которая позже поставляла обломочный материал для формирования продуктивной осадочной толщи джилиндинской свиты неогенового возраста.

В результате исследований был определен минералогический состав гранитоидов, преимущественное

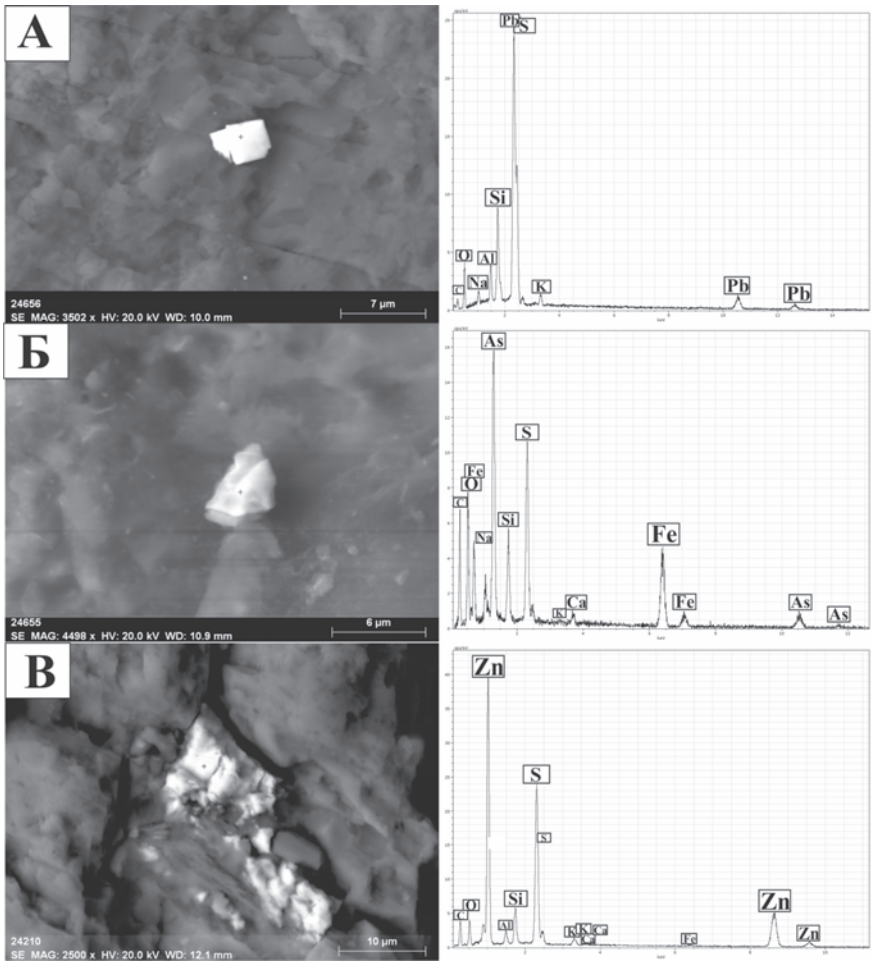



***Рис. 2.*** *Месторождения: А – месторождение Намару, С. 5459, инт. 327,5…327,8 м (сульфид свинца и его энергодисперсионный спектр); Б – месторождение Дыбрынское, С-5227, инт. 122,0…122,2 м (смесь сульфида железа и мышьяка и его энергодисперсионный спектр); В – месторождение Коркондинское, С. 5648, инт. 266,7…267,2 м. (сульфид цинка и его энергодисперсионный спектр)*

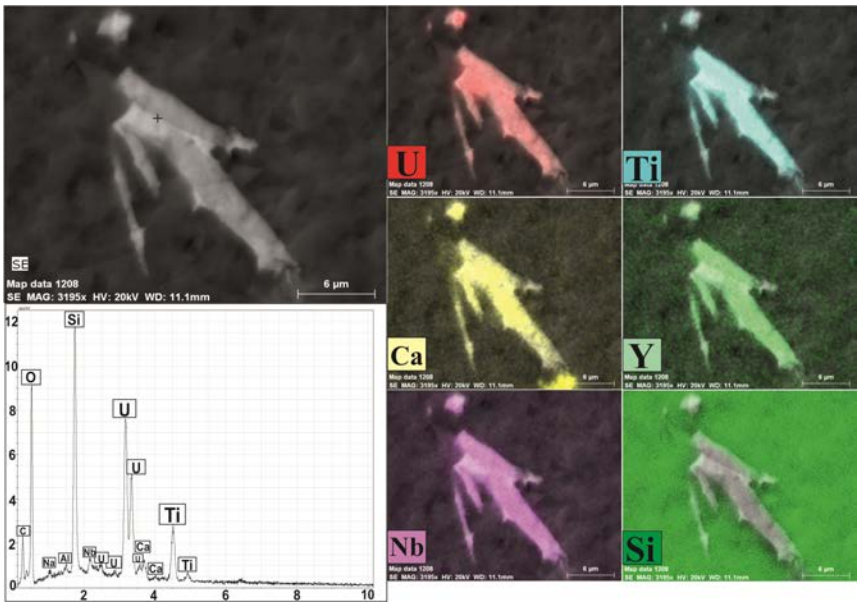



***Рис. 3.*** *Месторождение Намару. С. 5459, инт. 327,5…327,8 м. Титанат урана и его энергодисперсионный спектр.*

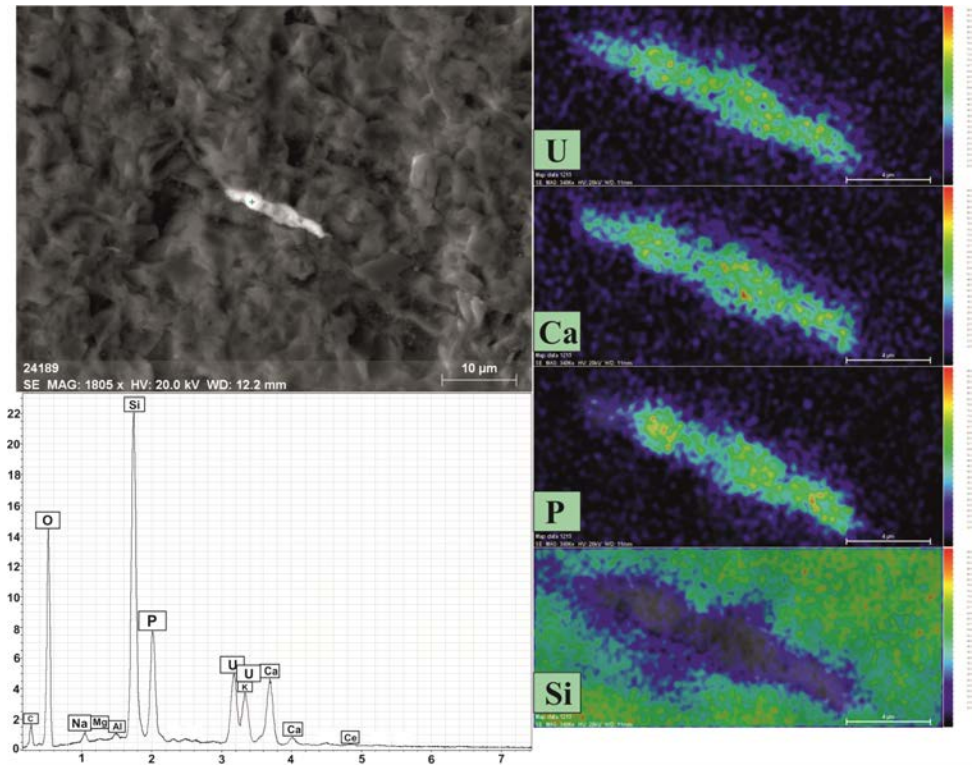



***Рис. 4.*** *Месторождение Кореткондинское. С-5648, инт.266,7...267,2 м. Кальциевый фосфат урана и его энергодисперсионный спектр.*

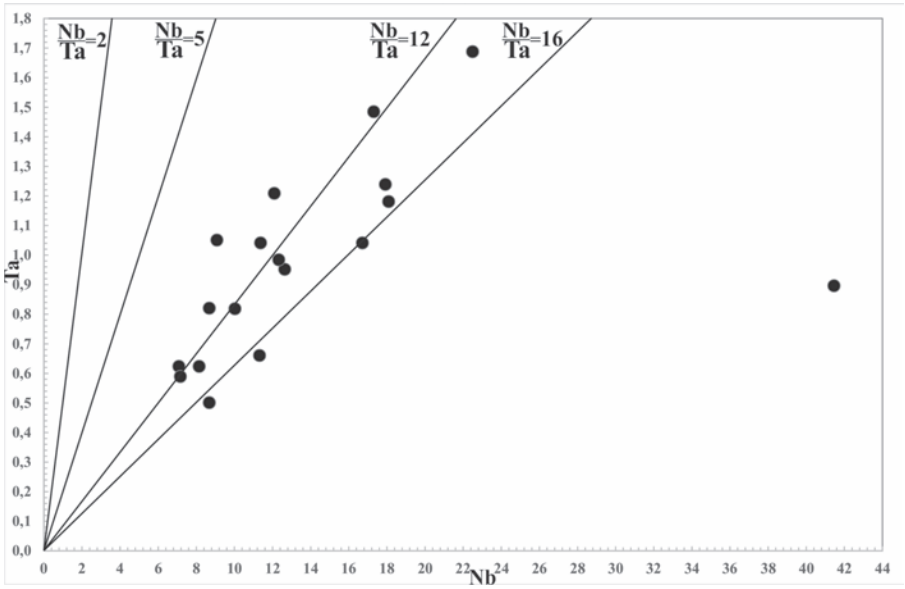



***Рис. 5.*** *Диаграмма корреляции между Ta и Nb в постмагматически измененных щелочных гранитоидах Хиагдинского рудного поля. Содержания элементов даны в г/т, все данные по Н.Е. Залошниковой и др. (1972) [4]*

распространение имеют лейкократовые биотитовые граниты субщелочного ряда. Породообразующие минералы: кварц 20...35%, плагиоклаз 15...25%, калишпат 25...35%, биотит 1...5%, мусковит 1...7%. Акцессорная минерализация представлена апатитом, цирконом, сфеном, магнетитом, монацитом, ксенотимом.

В процессе детального электронно-микроскопического анализа гранитоидов фундамента авторами были обнаружены редкометалльно-редкоземельные фазы различного состава.

Также, обнаружены сульфиды железа, бария, цинка,

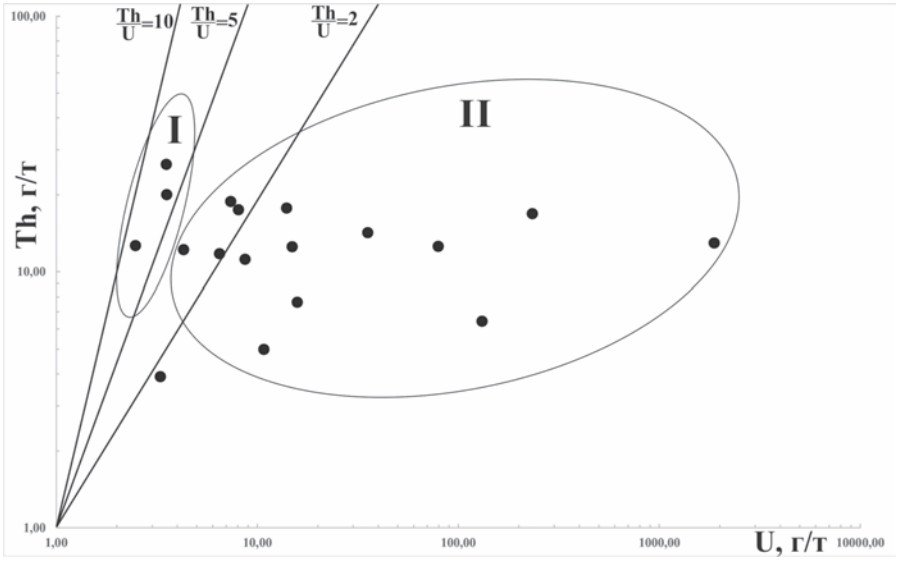



***Рис. 6.*** *Диаграмма вариаций содержания урана и тория (по Л.В. Комлеву, с дополнением А.А. Смыслова): I – повышеннорадиоактивные граниты; II – высокорадиоактивные существенно урановосные граниты*

серебра, свинца а также интерметаллические сульфидные фазы (рис. 2).

Присутствие в гранитоидах вышеперечисленных сульфидов свидетельствует о постмагматических, метасоматических изменениях происходящих под воздействием эндогенных растворов.

При исследовании, также выявлены оксиды железа, олова, титана, никеля, золота, меди и цинка, а также циркония с примесью урана. Редкоземельная минерализация представлена фосфатами редких земель с примесью урана и тория, фосфатом иттрия.

Собственная урановая минерализация, обнаружена в двух формах: титанат урана (рис. 3) и кальциевый фосфат урана (рис. 4).

Отсутствие кремния в составе титаната урана на рисунке 3, предполагает, что это может быть браннерит с элементным составом: U – 35,6%; Ti – 15,6%; Nb – 4%; Ca – 2,6%; Y – 1,5%.

Фосфат редких земель также не содержит в своем составе кремния (рис. 4), элементный состав: U – 23,8%; Ca – 8,7%; P – 8,3%; Ce – 0,5%.

Анализируя диаграмму корреляций между Ta и Nb (рис. 5), по данным Н.Е. Залошниковой и др. (1972), гранитоиды Витимского урановорудного района характеризуются, как вольфрамоносные и танталоносные (по данным ISP MS). Еще одним подтверждением вольфрамоносности является повышенное среднее содержание вольфрама в гранитоидах 4,27 г/т при кларке 2,2 г/т [3], также в процессе электронной микроскопии обнаружена минеральная фаза оксида вольфрама с содержанием вольфрама 79%.

По Th/U отношению гранитоиды фундамента характеризуются высокой радиоактивностью торий-урановой и урановой природы (по данным ISP MS).

Подводя итоги всему вышесказанному необходимо отметить следующее:

- территория Амалатского плато базальтов представляет из себя окраинную часть Сибирской платформы, находящуюся на стыке с Урало-Монгольским подвижным поясом;
- гранитоиды фундамента Витимского урановорудного района, относятся к Витимканскому комплексу (PZ2-3v) и являются составной частью Ангаро-Витимского батолита Западного Забайкалья;
- гранитный фундамент на 90% сложен высокорадиоактивными гранитоидами витимканского комплекса (25–40 мкр/ч);
- преобладают лейкократовые биотитовые граниты субщелочного ряда, породообразующие минералы: кварц 20...35%; плагиоклаз 15...25%; калишпат 25...35%; биотит 1...5%; мусковит 1...7%;
- акцессорная и рудная минерализация представлена: сульфидами железа, бария, цинка, серебра, свинца, а также оксидами железа, олова, титана, никеля, золота, меди и цинка. Редкоземельная минерализация представлена фосфатами редких земель с примесью урана и тория, фосфатом иттрия. Собственная урановая минерализация, обнаружена в двух формах: титанат урана и кальциевый фосфат урана.

Редкометалльная минерализация представлена оксидами циркония и вольфрама.

***Литература***

1. *Белоусов В.В. Основные вопросы геотектоники. – М. : Госгеолтехиздат, 1962. – 608 с.*
2. *Боголепов К.В. Опыт тектонического районирования и классификации основных послетриасовых структур Сибири и Дальнего Востока // Геология и геофизика. – 1963. – № 4. – С. 64–78.*
3. *Григорьев Н.А. распределение химических элементов в*

*верхней части континентальной коры. – Екатеринбург : Институт геологии и геохимии УрО Ран, 2009. – 162 с.*

4. *Домаренко В.А. Продукты постмагматической деятельности позднепалеозойских щелочных гранитоидов центральной части Мариинской тайги и их потенциальная рудоносность : автореф. дисс. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, 1979. – 102 с.*
5. *Корешков И.В. Области сводового поднятия и особенности их развития. – М. : Госгеолтехиздат, 1960. – 269 с.*
6. *Коробенко И.Р.; Лютиков В.П.; Аксенов П.С. Оценка перспектив урановосности Южного фланга Витимского плоскогорья : отчет по геол. заданию №130-9 за 1977–1979 гг. – Иркутск : ГРП №130 Сосновского ПГО, 1980.*
7. *Коробенко И.Р. Результаты поисков гидрогенных месторождений в неогеновых вулканогенно-осадочных формациях Амалатского плато: отчет о НИР. – Иркутск : ГРП № 130 Сосновского ПГО, 1981.*
8. *Никитина Е.С. Геологическое строение и условия локализации урановых месторождений палеодолинного (базального) типа на Амалатском плато : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – М., 2014. – 165 с.*
9. *Павловский Е.В. Геологическая история и геологическая структура Байкальской горной области // Тр. ИГН АН СССР, сер. геол. – 1948. – № 99 (31). – С. 169.*
10. *Петрушевский Б.А. Значение геологических явлений при сейсмическом районировании // Тр. геофиз. ин-та РАН. – 1955. – С. 1–57.*
11. *Пешков П.А. Результаты прогнозно-геологических работ и поисков м-й урана в неогеновых осадках южного фланга Амалатского плато базальтов : отчет о НИР. – Иркутск : ГРП №130 Сосновского ПГО, 1986.*
12. *Соловьев В.А. Основные черты мезозойской тектоники Прибайкалья и Забайкалья. – М. : Наука, 1968. – 128 с.*
13. *Флоренсов Н.А. Мезозойские и кайнозойские впадины Прибайкалья. – М. – Л. : Тр. Вост.-Сиб. филиала АН СССР, сер. геол. – 1960. – Вып. 19. – 240 с.*
14. *Отчет о результатах предварительной разведки месторождений Хиагдинского рудного поля в Центральном Забайкалье с подсчетом запасов урана по состоянию на 1.05.1992 г. Отчет экспедиции № 130 по геологическому заданию 130-16 за 1986–1992 гг., 1993 / П.А. Пешков, В.П. Грязнов, В.Н. Ган и др. – Фонды ГП "Сосновгеология", инв. номер 3139.*

# ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ С ПОЧВАХ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

А.Е. Кундузбаева, А.М. Кабдыракова, С.Н. Лукашенко

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, г. Курчатов, Казахстан, kunduzbaeva@nnc.kz

# SPECIATION OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN SOILS OF SEMIPALATINSK TEST SITE

A.E. Kunduzbayeva, A.M. Kabdyrakova, S.N. Lukashenko

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov city, Kazakhstan

В работе проведены данные исследования форм нахождения искусственных радионуклидов $^{137}$Cs, $^{239+240}$Pu и $^{241}$Am и $^{90}$Sr в почвах основных испытательных площадок СИП ("Опытное поле", "Дегелен", "4а", объект "Атомное" озеро) и условно "фоновых" территорий СИП. Выявлены закономерности распределения радионуклидов в почвах СИП в зависимости от характера радионуклидного загрязнения почвенного покрова.

The paper provides there search undertaken for speciation of $^{137}$Cs, $^{239+240}$Pu and $^{241}$Am and $^{90}$Sr artificial radionuclides in soils of the main STS testing sites ("Experimental Field", "Degelen", "4a", "Atomic lake site") and conventionally "background" territories of STS. Distribution regularities of radionuclides have been revealed in soils of STS depending on the nature of radionuclide contamination in the soil cover.

## Введение

Одним из параметров, широко применяемых в комплексных радиоэкологических исследованиях являются формы нахождения радионуклидов в почвах. Формы нахождения радионуклидов применяются для оценки и прогноза биологической доступности и миграционной способности радионуклидов (миграция в пищевой цепи, вымывание поверхностными и грунтовыми водами) в почвах, в качестве научной основы для обоснования выбора метода ремидиации загрязненных территорий и т.д. [13, 14].

Уникальной особенностью территории СИП, определяющей научный интерес к ней, является нахождение на его территории объектов (испытательные площадки, условно "фоновые" территории СИП) с различным уровнем и характером радиоактивного загрязнения (тип испытания, механизм образования радиоактивных частиц) почвенного покрова. Целью данного исследования являлось выявление особенностей распределения форм нахождения искусственных радионуклидов $^{137}$Cs, $^{90}$Sr, $^{239+240}$Pu в почвах СИП в зависимости от характера радиоактивного загрязнения почвенного покрова. В ходе проведенных исследований были изучены основные испытательные площадки СИП и условно "фоновые" территории СИП. В работе проведена комплексная оценка и систематизация данных, накопленных в ходе ранних исследований, с целью определения единой целой кар-

тины о состоянии и особенностях распределения радионуклидов в почвах СИП с дифференциацией по механизму образования радиоактивного загрязнения. Даный подход расширяет возможности практического применения полученных результатов. Результаты исследования на СИП могут быть применены в оценке и прогнозе поведения радионуклидов в почвах загрязненных территорий с аналогичными механизмами образования радиоактивного загрязнения (территории в зоне влияния объектов атомной промышленности и энергетики (штатный режим деятельности, аварийные выбросы), ядерные полигоны, зоны влияния следов выпадений от ядерных взрывов и т.д.).

## Объекты исследования

Объектом исследования являются основные испытательные площадки СИП (“Опытное поле”, “Дегелен”, “4а”, объект “Атомное” озеро) и условно “фоновые” территории СИП (рис. 1).

Исследования площадки “Опытное поле”проводили на эпицентрах наземных ядерных испытаний. Было заложено от 2 до 4 исследовательских площадок на каждом эпицентральном участке. Всего исследовано порядка 30 проб почвы [7].

Условно фоновые территории СИП были изучены на примере “северной”, “западной”, “юго-восточной” и “южной” части СИП. Радиоактивное загрязнение на “северной” и “западной” территориях обусловлено глобальными выпадениями. На территорию “юго-восточной” и “южной” части влияние оказало прохождения следов выпадений от наземных ядерных испытаний. Отбор проб почвы в точках с повышенным содержанием радионуклидов почве, а также в зоне следов выпадений от наземных ядерных испытаний [2].

Объект “Атомное” озеро – результат проведения промышленного подземного ядерного взрыва с выбросом грунта (экскавационный взрыв). Для исследования был выбран участок максимального радиоактивного загрязнения – вдоль направления следа выпадений от базисной волны [3]. Пробы почвы были отобраны последовательно на расстоянии от 60 до 400 м друг от друга по мере удаления от гребня воронки “Атомного” озера.

На площадке “Дегелен” исследования проводили на приустьевых площадках штолен № 176 и 177 с водопроявлением, загрязнение которых обусловлено выносом радиоактивного загрязнения на дневную поверхность штольневыми водами [5, 8]. Отбор проб был произведен вдоль русла водотока по мере удаления от портала штольни.

Загрязнение площадки “4а” обусловлено испытаниями боевых радиоактивных веществ (БРВ жидкие и порошкообразные). Исследовано 10 участков с максимальным радиоактивным загрязнением. Пробы почвы были отобраны в точках максимального радионуклидного загрязнения [6].

На объектах отбор проб почвы проводили на глубину 0–5 см методом “конверта” (на площадке “Дегелен” – точечно на глубину 0–20 см).

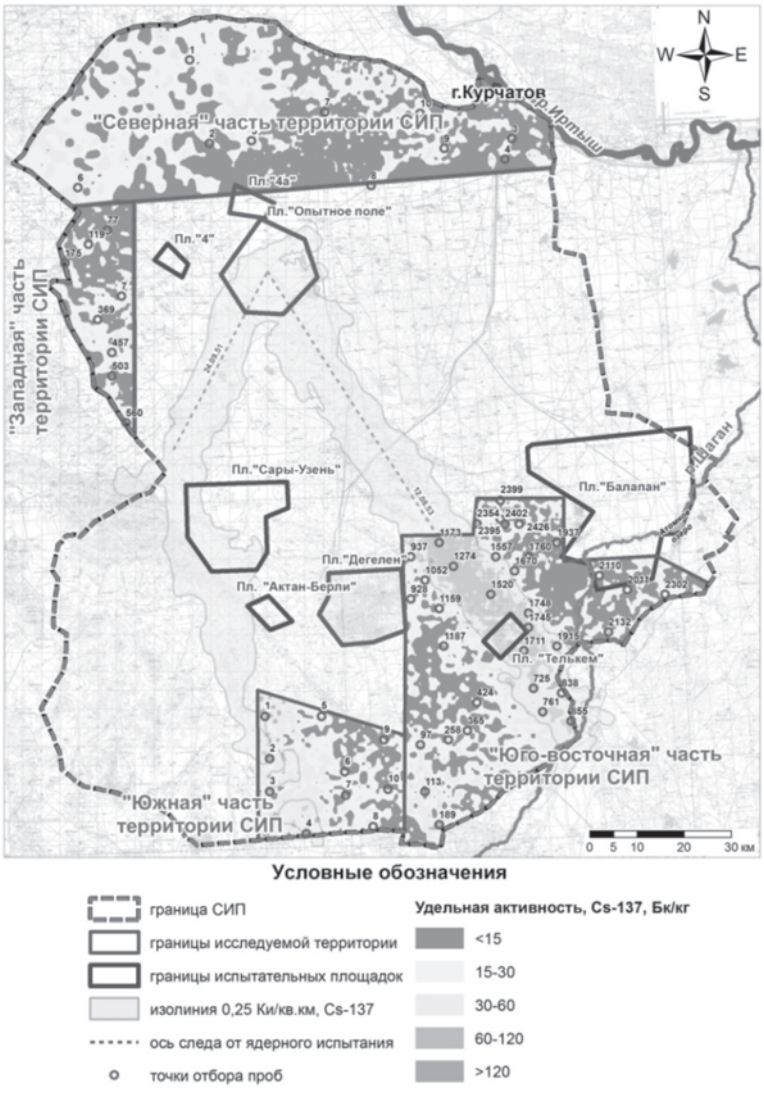



***Рис. 1.*** *Схема расположения объектов исследования на СИП*

## Методика исследования форм нахождения радионуклидов в почве

Изучение форм нахождения радионуклидов в почвах проводили методом последовательной экстракции в модификации Павлоцкой Ф.И. Определяли водорастворимую ($H_2O$), обменную (1М $CH_3COONH_4$, pH=4,8), подвижную (1М HCl) и прочносвязанную (почва после экстракции) формы [10]. Схема была модифицирована добавлением промежуточной стадии определения фракций органически связанных радионуклидов раствором 0,1 NaOH на основе методики, разрабо-

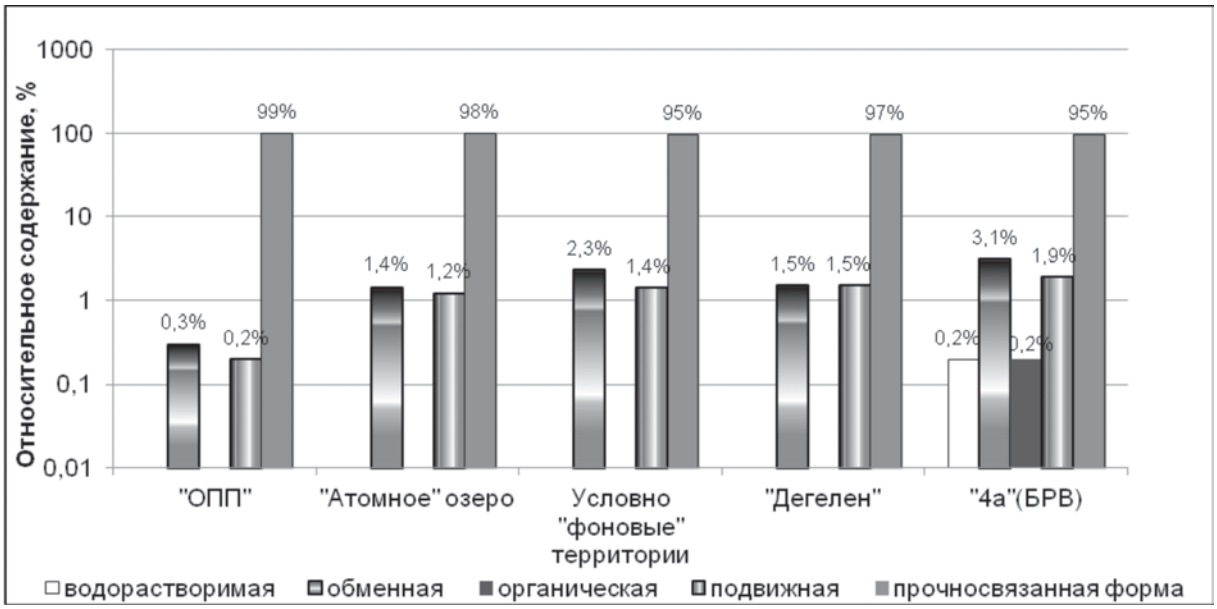



***Рис. 2.*** *Результаты исследований радионуклида $^{137}Cs$*

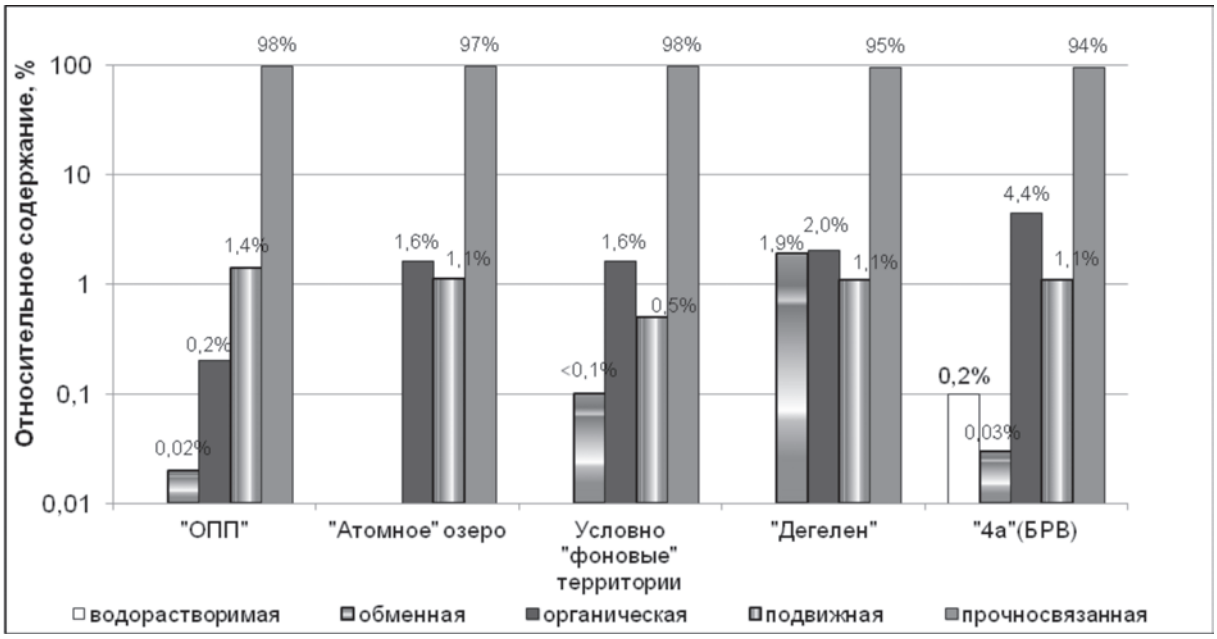



***Рис. 3.*** *Результаты исследований радионуклида $^{239+240}Pu$*

танной Тюриным И.В [11]. Соотношение почвы и выщелачивающего раствора составляло 1:5. В полученных вытяжках и в почве после вытяжек определяли содержание радионуклидов в соответствии с аттестованными методиками [1, 4, 9]. Погрешность аналитических измерений не превышала 20%.

## Результаты и обсуждение

*Радионуклид $^{137}Cs$.* Содержание $^{90}Cs$ в почвах СИП преимущественно находится в прочносвязанной форме, что является для данного радионуклида характерным (рис. 2). Низкая подвижность микроколичеств $^{90}Cs$ в почвах связана со специфической адсорбцией, которая происходит при взаимодействии с кристаллической решеткой многих глинистых минералов (по аналогии с калием) [12].

Несмотря на низкую подвижность $^{90}Cs$ в почвах использованной методикой выявлено содержание растворимых форм, обеспечивающих его различную биодоступность в почвах. На площадке “Опытное поле” отмечено наименьшее содержание обменной и подвижной форм, на остальных объектах содержание подвижной формы находится примерно на одинаковом уровне. Максимальное содержание обменной формы $^{90}Cs$ отмече-

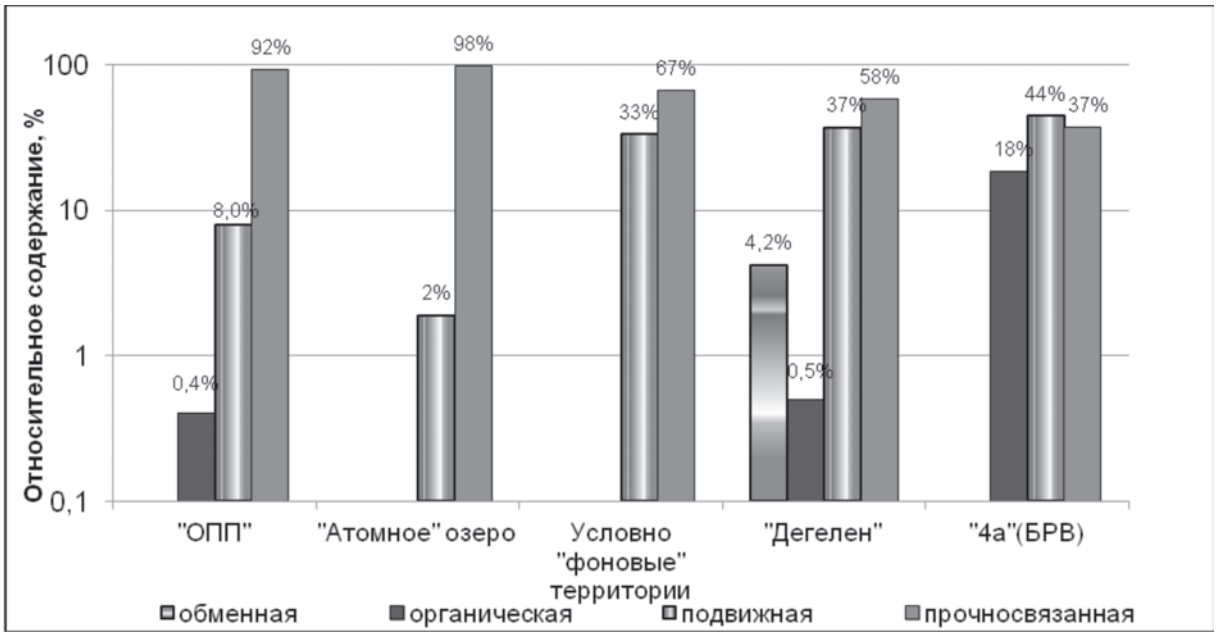



***Рис. 4.*** *Результаты исследований радионуклида $^{241}Am$*

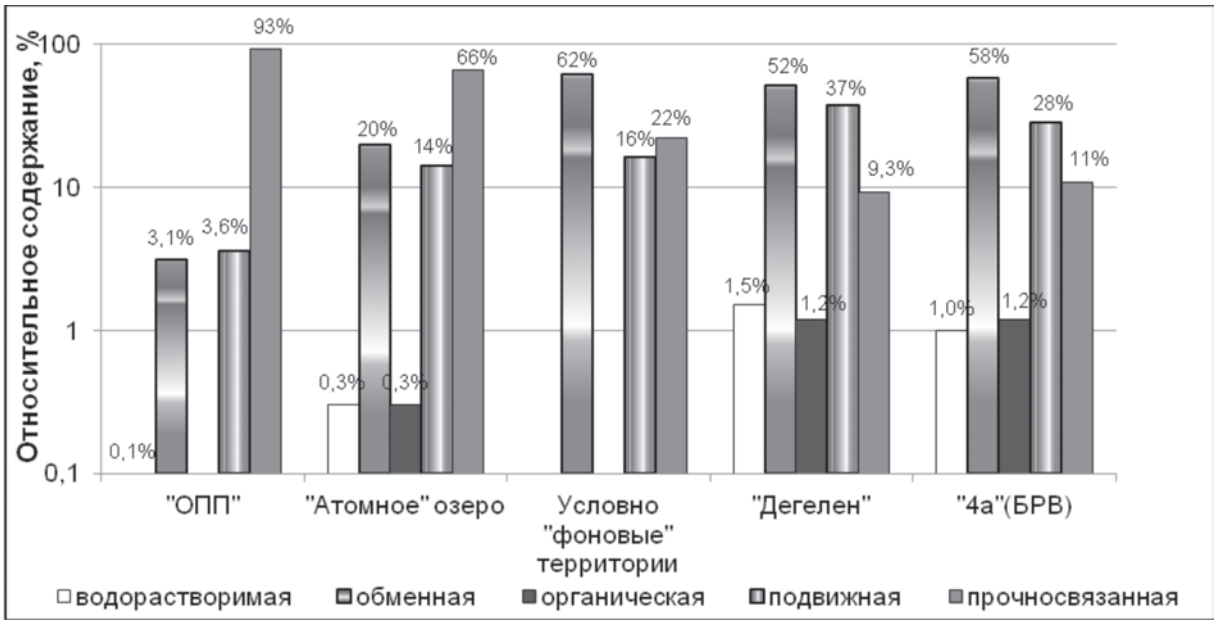



***Рис. 5.*** *Результаты исследований радионуклида $^{90}Sr$*

но в почвах площадки "4а", где также достоверно было определено содержание водорастворимой формы $^{90}Cs$.

*Радионуклид $^{239+240}Pu$.* Особенностью поведения $^{239+240}Pu$ является его стабильное содержание в составе органической фракции. В условиях СИП содержание органической формы наряду с подвижной формой радионуклида отражает различие подвижности $^{239+240}Pu$ в почвах рассматриваемых объектов (рис. 3). Отмечено повышенное содержание обменной формы $^{239+240}Pu$ на условно "фоновых" территориях СИП и на площадке "Дегелен".

На площадке "4а" определено количественное содержание водорастворимой формы и максимальное содержание органической формы $^{239+240}Pu$.

*Радионуклид $^{241}Am$.* Для $^{241}Am$ следует отметить преимущественно содержание в подвижной и прочносвязанной формах, соотношение которых варьирует в зависимости от объекта исследования. Наименьшие значения параметров биодоступности определены в почвах площадки "Опытное поле" (рис. 4).

В зависимости от объекта исследования отмечено также содержание незначительных количеств органической формы Am с максимальным значением на пло-

щадке “4а”, а также обменной формы на площадке “Дегелен”.

*Радионуклид $^{90}Sr$.* Радионуклид $^{90}Sr$ в почвах СИП характеризуется максимальными параметрами подвижности. Наименьшее содержание растворимых форм $^{90}Sr$ определено в почвах площадки “Опытное поле”. Установлено содержание $^{90}Sr$ в водорастворимой форме и органической форме с максимальным их значением в почвах площадки “Дегелен” и “4а”. Максимальные содержания обменной формы $^{90}Sr$ определено в почвах площадок “Дегелен” и “4а” и условно “фоновых” территорий СИП (рис. 5).

## Заключение

Определены формы нахождения основных искусственных радионуклидов $^{137}Cs$, $^{90}Sr$, $^{239+240}Pu$ и $^{241}Am$ в почвах СИП с различным уровнем и характером радиоактивного загрязнения почвенного покрова. Выявлены особенности форм нахождения радионуклидов для каждого объекта исследования. Установлено, что распределение форм радионуклидов в почвах СИП зависит от характера радиоактивного загрязнения почвенного покрова (механизма образования радиоактивных частиц).

Наименьшая подвижность и биологическая доступность радионуклидов установлена на площадке “Опытное поле” и на объекте “Атомное” озеро, что обусловлено особенностями механизмов образования радиоактивных частиц при наземных и экскавационном взрывах. Наибольшая биологическая доступность радионуклидов определена в почвах мест проведения испытаний БРВ (пл. “4а”), зон влияния радиоактивных водотоков площадки “Дегелен” и условно “фоновых” территорий СИП, для которых характерен сорбционный механизм радиоактивного загрязнения почвенных частиц.

***Литература***


1. *Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре: МИ 2143-91. – Введ. 1998-06-02. – Рег. № 5.06.001.98. – М. : НПО ВНИИФТРИ, 1991. – 17 с.*
2. *Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Оптимизация исследований территорий Семипалатинского испытательного полигона с целью их передачи в хозяйственный оборот] / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар : Дом печати, 2015. – Вып. 5. – 500 с.*
3. *Израэль Ю.А. Изотопный состав радиоактивных выпадений. – Л. : Гидрометеоиздат, 1973. – 109 с.*
4. *Инструкция и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории / Госкомгидромет СССР, 17.03.89 г.*
5. *Особенности состава, форм нахождения и распределения радионуклидов на различных площадках СИП / К.К. Кадыржанов, С. Хажекбер, И.В. Казачевский и др. // Вестник НЯЦ РК. – 2000. – Вып. 3. – С. 15–21.*
6. *Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах испытательной площадки боевых радиоактивных веществ. / А.Е. Кундузбаева., А.Ю. Осинцев, С.Н. Лукашенко и др. // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011–2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко. – Т. 2, вып. 4. – Павлодар : Дом печати, 2013. – С. 167–180.*
7. *Кундузбаева А.Е., Лукашенко С.Н., Магашева Р.Ю. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах на территории площадки “Опытное поле” // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011–2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко. – Т. 2, Вып. 4. – Павлодар : Дом печати, 2013. – С. 181–208.*
8. *Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов / кол. авт. под рук. проф. В.А. Логачева. – М. : Изд. АТ, 2002. – 639 с.*
9. *Методика выполнения измерений активности радионуклидов плутоний-238, плутоний-239 + плутоний-240 в счетных образцах, приготовленных из проб объектов окружающей среды. – М. : ФГУП НПО Радиевый Институт им. В.Г. Хлопина.*
10. *Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М. : Атомиздат, 1974. – 215 с.*
11. *Пономарева В.В., Плотникова Т.А. Гумус и почвообразование (методы и результаты изучения). – Л. : Наука, 1980. – 222 с.*
12. *Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах / под ред. Р.М. Алексахина. – М. : Энергоиздат, 1981. – 98 с.*
13. *Bacon J.R., Daidson C.M. Is there a future for sequential chemical extraction // Analyst. – 2008. – No. 133. – P. 25–46.*
14. *Salbu B., Skipperud L. Speciation of radionuclides in the environment // Journal of Environmental Radioactivity. – 2009. – No. 100. – P. 281–282.*

# РЕПРОДУКТИВНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ И ЭМБРИОНАЛЬНЫЕ НАРУШЕНИЯ У ПТИЦ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ ЯДЕРНО-ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА

Б.Д. Куранов[1], С.В. Савельев[2], В.И. Гулимова[2]

[1]Томский государственный университет, Томск, Россия
[2]ФГБНУ НИИ морфологии человека, Москва, Россия

# REPRODUCTIVE INDICATORS AND FETAL ABNORMALITIES IN BIRDS WITHIN THE ZONE OF INFLUENCE OF NUCLEAR FUEL CYCLE

B.D. Kuranov[1], S.V. Saveliev[2], V.I. Gulimova[2]

[1]Tomsk State University, Tomsk, Russia
[2]Research Institute of Human Morphology, Moscow, Russia

Исследования проведены в 1994–2015 гг. в Томской области в санитарно-защитной (импактной или опытной) зоне Сибирского химического комбината (СЗЗ СХК) в непосредственной близости от его предприятий. Контрольный участок располагался в южных окрестностях Томска в 25 км от комбината в направлении, противоположном господствующим ветрам. Средняя удельная активность $Cs^{137}$ в почве на опытной площадке в 2004 г. составила 180,2; контроле – 17,6 Бк/кг. Соответственно показатель площадной активности $Cs^{137}$ составил 0,63 и 0,06 Ku/км$^2$ при средней мощности экспозиционной дозы 15,9 и 11,0 мкР/ч.

СХК включает комплекс предприятий, основной задачей которых до 2008 г. являлась наработка оружейного плутония и обогащенного урана. Три реактора по наработке оружейного плутония были закрыты в 1990–1992 гг., последние два – в 2008 г. В связи с остановкой реакторов прекратились сбросы ряда радионуклидов со сточными водами, а также инертных радиоактивных газов. В настоящее время на СХК продолжаются работы по переработке облученного ядерного топлива, очистке уранового сырья, производству гексафторида урана для обогащения и обогащенного урана [2], что позволяет по-прежнему рассматривать комбинат как источник загрязнения окружающей территории.

Прослежена судьба 394 гнезд рябинника *Turdus pilaris*, 433 гнезд садовой камышевки *Acrocephalus dumetorum* и 1420 гнезд мухоловки-пеструшки *Ficedula hypoleuca*, промерено 2947 яиц. Изученные виды птиц относятся к разным экологическим группам по предпочитаемому ярусу сбора корма. Рябинник ищет корм на поверхности земли, мухоловка-пеструшка – в кронах деревьев и подлеске, садовая камышевка – в травянисто-кустарниковом ярусе. Эти особенности позволяют оценить качество различных биогоризонтов в период размножения птиц в техногенно загрязненном ландшафте.

На эмбриональный анализ отобрано 672 зародыша трех видов птиц из 124 гнезд. Изучены образцы скорлупы из 19 гнезд, тканей – у 48 эмбрионов и 9 почвенных проб. Для всех стадий развития использованы методы макроскопического и гистологического исследования. Для определения радионуклидов, тяжелых металлов, редких и редкоземельных элементов в скорлупе яиц и тканях эмбрионов применяли рентгеновский микроспектрометрический анализ. Образцы почв для определения радионуклидов отбирали методом конверта на глубину до 10 см. Измерение активности радионуклидов в почвенных образцах производилось в сосудах объемом 1л на гамма-спектрометре УКС “гамма плюс”. Измерение гамма-фона на местности проводили с помощью дозиметра МКС-14ЭЦ.

***Результаты рентгеновского микроспектрометрического анализа.*** На поверхности скорлупы яиц рябинника, собранных на опытной площадке, выявлены следы цезия (Cs) и лантана (La), в контроле нехарактерные для ее химического состава элементы отсутствуют. У зародышей рябинника в импактной зоне обнаружены следы скандия (Sc), лантана, рутения (Ru) и технеция (Tc), в контроле выявлены следовые количества ванадия (V) и цезия (Cs). У эмбрионов садовой камышевки из опытного участка выявлены в следовых количествах протактиний (Pa) и скандий (Sc), в контроле – лантан и скандий. У эмбрионов мухоловки-пеструшки в импактной зоне выявлен протактиний и скандий в следовых количествах, в контроле у патологичных эмбрионов обнаружены следовые количества лантана.

Элементный состав скорлупы яиц рябинника также изучали с помощью инструментального нейтронно-активационного анализа, результаты которого изложены в настоящем сборнике в сообщении Н.В. Барановской и Б.Д. Куранова.

***Репродуктивные показатели.*** Репродуктивные показатели модельных видов птиц в период с 1994 по 2008 гг. (год остановки последних реакторов по наработке оружейного плутония) отражены в таблице. Для оценки влияния техногенных факторов на успешность размножения изученных видов птиц использованы такие показатели как эмбриональная смертность в сохранившихся до вылупления гнездах, частичная птенцовая смертность и успешность размножения в уцелевших до вылета гнездах.

**Плотность гнездования.** У рябинника и мухоловки-пеструшки в СЗЗ СХК и контроле существенно не отличалась. У садовой камышевки этот показатель в опыте был на 30% больше по сравнению с контролем. Приведенные данные свидетельствуют о высоком качестве условий на опытной территории, влияющих на числен-

*Таблица. Репродуктивные показатели модельных видов птиц*

| Зона | Размер кладки | Объем яиц, мм$^3$ | Эмбрион. смертность, % | Гибель части выводка, % | Успешность размножения, % |
|---|---|---|---|---|---|
| *Рябинник* | | | | | |
| Импактная | 5,75±0,04 | 6801±70 | 5,1 | 9,9* | 84,6±1,1* |
| Контроль | 5,76±0,04 | 6808 ±81 | 4, 4 | 5,2 | 90,4±1,0 |
| *Садовая камышевка* | | | | | |
| Импактная | 5,40±0,03 | 1713±9 | 3,3 | 5,3* | 90,8±0,9 |
| Контроль | 5,39±0,03 | 1719±5 | 4,2 | 2,3 | 92,6±1,1 |
| *Мухоловка-пеструшка* | | | | | |
| Импактная | 6,88±0,03 | 1669±7 | 6,8* | 4,6 | 88,9± 0,4 |
| Контроль | 6,92±0,06 | 1672±4 | 4,6 | 5,6 | 88,3±0,9 |

Примечание: * – достоверные отличия от контрольного показателя (p <0,05).

ность видов в сезон размножения, таких как структура фитоценозов, обеспеченность пищей, а также возможность реализовать видоспецифические приемы охоты.

***Величина кладки и объем яиц.*** У всех видов не обнаружено достоверных различий по данным показателям. Это говорит об отсутствии серьезных радиационных и токсических воздействий на процессы овуляции и продуцирования кладок на опытной территории, а также о сходном качестве трофических условий в СЗЗ СХК и контроле в предгнездовой период и во время откладки яиц.

***Успешность размножения.*** У мухоловки-пеструшки в импактной зоне эмбриональная смертность достоверно больше по сравнению с контролем. Случаи эмбриональной гибели всех яиц в кладке наблюдались у рябинника и мухоловки-пеструшки, причем только у птиц на опытном участке. Приведенные данные свидетельствует о эмбриотоксичных свойствах среды СЗЗ СХК, однако при существующем уровне загрязнения опытной территории это приводит к увеличению уровня гибели зародышей не у всех видов. Наши данные согласуются с фактом увеличения эмбриональной смертности у мышевидных грызунов и амфибий, обитающих в зоне влияния СХК [4].

Достоверное увеличение частичной птенцовой смертности в импактной зоне установлено у рябинника и садовой камышевки. Птенцы этих видов в участках сравнения чаще погибали в течение первых 4 суток жизни. Увеличение птенцовой смертности рябинника и садовой камышевки в опыте в первые дни после вылупления, говорит о снижении жизнеспособности потомства еще в период эмбриогенеза, что сказывается на выживаемости птенцов при переходе к новому типу питания.

Успешность гнездования в уцелевших до вылета гнездах достоверно меньше у опытной популяции рябинника, что определяется совокупным влиянием на успех размножения вида повышенной эмбриональной и частичной птенцовой смертности. У мухоловки-пеструшки и садовой камышевки существенных различий между опытными и контрольными популяциями по данному показателю не обнаружено. Мы связываем наблюдаемые различия в успехе размножения с особенностями питания модельных видов. Дрозды собирают корм в наиболее загрязненных ярусах биогеоценоза, которыми являются поверхность земли и подстилка и могут испытывать большее техногенное воздействие по сравнению с другими видами.

С 2008 по 2015 гг. изучение гнездовой биологии в импактной зоне продолжали у мухоловки-пеструшки. Средний размер кладки у вида за этот период составил 6,78±0,03 (n=292), эмбриональная смертность – 8,1%, гибель части выводка – 6,4%, успешность размножения в уцелевших до вылета гнездах– 87,2±0,8%. По сравнению с предыдущим периодом (1994–2008 гг.) величина кладки и эмбриональная смертность существенно не изменились, а птенцовая смертность достоверно увеличилась. Успех размножения вида в уцелевших до вылета гнездах по сравнению с 1994–2008 гг. снизился примерно на 2%, но наблюдаемые различия недостоверны.

***Эмбриональные нарушения.*** По данным 1994–1996 гг. у птиц в зоне техногенного загрязнения доля эмбрионов с различными отклонениями от нормального развития увеличена в 1,2–3,5 раза у разных видов, а патологическим изменениям подвержено в 2–3 раза большее число систем органов. У зародышей всех видов птиц в импактной зоне наблюдается увеличение частоты (в 4–10 раз) и спектра (в 2–5 раз) аномалий развития, многие из которых могут значительно снижать жизнеспособность организма. У эмбрионов опытной популяции рябинника частота патологий ЦНС и органов чувств в 4,8 раза превышало значение контрольного показателя, а у зародышей других видов птиц нарушения в данной системе органов встречены только в импактной зоне. Учитывая важную регуляторную функцию ЦНС и тяжесть обнаруженных патологий (мозговая киста и грыжа, микрофтальмия, порэнцефалия, гидроцефалия, дегенерация сетчатки и др.) следует ожидать, что данные нарушения могут отрицательно повлиять на координацию деятельности всех систем органов формирующегося организма.

Наиболее сильному техногенному воздействию подвергается рябинник – представитель экологической группы видов с наземным сбором корма, у которого отмечена максимальная частота (77% от общего числа обследованных зародышей) и наиболее обширный спектр эмбриональных патологий (18 типов), приводящие в конечном результате к снижению успешности раз-

множения. Сходный спектр аномалий развития обнаружен также у эмбрионов амфибий и мелких млекопитающих в зоне влияния выбросов СХК [4].

Значительные различия в участках сравнения наблюдаются по частоте эмбрионов с множественными патологиями. У рябинника на участке вблизи комбината доля таких эмбрионов почти в 6 раз больше, чем в контроле. У садовой камышевки в контроле зародыши с множественными патологиями не встречены, тогда как в СЗЗ СХК их доля составила 8,9%.

Мощность экспозиционной дозы на опытной площадке находилась в пределах 13,9–16,5 мкР/ч. В контроле этот показатель составил 11,1 мкР/ч. Средняя активность $Cs^{137}$ в гнездах рябинника (n=3) составила 23,0 Бк/кг, мухоловки-пеструшки (n=3) – 14,3 Бк/кг. Наблюдаемые различия обусловлены тем, что рябинники при постройке гнезда кроме старой травы используют также землю. Активность гамма-излучателей в желтке и белке не насиженных и слабонасиженных яиц у опытных популяций птиц находилась ниже уровня определения (в частности, 3 Бк/кг для $Cs^{137}$). Однако мы не можем полностью исключать влияния на птиц в СЗЗ СХК радиационного фактора. Данное предположение согласуется с фактом повышения нуклеотидной изменчивости митохондриальной ДНК у птенцов мухоловки-пеструшки в СЗЗ СХК по сравнению с другими популяциями вида, не испытывающих техногенного воздействия [7]. У растений в зоне влияния СХК увеличена генотипическая изменчивость и существенно повышена частота аберрации хромосом [5].

Эффекты облучения могут быть разными в экологически чистых и химически загрязненных районах. Считается, что влияние облучения может усиливаться за счет химических веществ в несколько раз [1]. Обнаруженные в тканях эмбрионов и скорлупе яиц всех видов радионуклиды, тяжелые металлы, редкие и редкоземельные элементы, находились в следовых количествах и вряд ли могли произвести тератогенный эффект. Однако в выбросах СХК также имеются соединения фтора, оксиды азота, азотная кислота, трибутилфосфата, четыреххлористый углерод и другие химические агенты, обладающие токсическими свойствами [3]. Повышение частоты хромосомных нарушений обнаружено у работников СХК и населения сопредельных территорий [6], что, по мнению автора, обусловлено влиянием комплекса химических загрязнителей в небольших концентрациях в комбинации с малыми дозами ионизирующего излучения.

Наши данные по эмбриональным патологиям птиц на опытной территории приводят к выводу о возможности серьезного нарушения раннего онтогенеза в условиях сравнительно невысокого уровня радиационного загрязнения среды. Наиболее вероятной причиной повышения частоты эмбриональных патологий у птиц в зоне влияния предприятий ядерно-топливного цикла является сочетанное воздействие на зародыши комплекса химических агентов в сочетании с небольшими дозами ионизирующего облучения.

## Заключение

В зоне влияния предприятий ядерно-топливного цикла СХК у птиц не наблюдается снижения плотности гнездования, величины кладки и объема яиц, что свидетельствует об оптимальных трофических условиях и отсутствии негативного воздействия поллютантов на оогенез в импактной зоне. В период раннего онтогенеза, включающего эмбриональную стадию и начальный этап выкармливания птенцов, в СЗЗ СХК наблюдается повышение смертности потомства. Доля патологичных эмбрионов в импактной зоне увеличена в 1,2–3,5 раза у разных видов. У зародышей всех видов птиц наблюдается увеличение частоты и спектра аномалий развития, многие из которых могут значительно снижать жизнеспособность организма. На примере мухоловки-пеструшки показано, что успех размножения вида после остановки производств СХК, связанных с выбросом инертных радиоактивных газов, достоверно не изменился.

***Литература***


1. *Алексахин Р.М. Ядерная энергетика и биосфера. – М. : Энергоиздат, 1982. – 216 с.*
2. *Отчет по экологической безопасности за 2013 год / ОАО "Сибирский химический комбинат". – Северск, 2014. – 36 с.*
3. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во Том. политехн. ун-та, 1997. – 384 с.*
4. *Нарушение эмбриогенеза в природных популяциях позвоночных как индикатор состояния среды обитания человека / С.В. Савельев, Н.С. Москвитина, Б.Д. Куранов и др. // Матер. междунар. конф. "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Томск : Изд-во ТПУ, 1996. – С. 388–391.*
5. *Оценка радиационного воздействия по цитогенетическому анализу лука / С.И. Цитленок, А.А. Козлова, С.В. Пулькина и др. // Матер. междунар. конф. "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Томск : Изд-во ТПУ, 1996. – С. 394–396.*
6. *Яковлева Ю.С. Частота и спектр хромосомных нарушений у работников ядерно-химического производства и населения сопредельных территорий : автореф. дис … канд. биол. наук. – Томск, 2000. – 25 с.*
7. *Eeva T., Belskii E., Kuranov B. Environmental pollution affects genetic diversity in wild bird population // Mutation Research. Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2006. – Vol. 608, Issue 1. – P. 8–15.*

# О НЕКОТОРЫХ РЕЗУЛЬТАТАХ АЭРОГАММА-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРИ СОЗДАНИИ ГЕОФИЗИЧЕСКОЙ ОСНОВЫ ГОСГЕОЛКАРТЫ ВТОРОГО ПОКОЛЕНИЯ И О КРИЗИСНЫХ ЯВЛЕНИЯХ В ОБЛАСТИ ОТЕЧЕСТВЕННОГО ПРИБОРОСТРОЕНИЯ

Ф.Д. Лазарев, П.В. Кирплюк, А.Н. Онищенко, В.К. Старостин

ФГБУ "Всероссийский научно-исследовательский геологический институт имени А.П. Карпинского", Норильский филиал, Норильск, nfvsegei@mail.ru

# CERTAIN RESULTS OF AIRBORNE GAMMA-SPECTROMETRY RESEARCH TO CREATE GEOPHYSICAL FUNDAMENTALS FOR THE STATE GEOLOGICAL MAP OF SECOND GENERATION AND ABOUT THE CRISIS PHENOMENA IN THE FIELD OF DOMESTIC INSTRUMENT ENGINEERING

F.D. Starostin, P.V. Kirplyuk, A.N. Onishenko, V.K. Starostin

A.P. Karpinsky Russian Geological Research Institute (VSEGEI), Norilsk Branch, Norilsk, Russia

Проведение в жизнь инновационной политики изучения недр с целью воспроизводства минерально-сырьевой базы России немыслимо без инструментальной оснащенности поисковых и геологоразведочных работ. Среди современных методов, наиболее сложными, наукоемкими и эффективными являются методы комплексной аэрогеофизической съемки. Их неотъемлемой частью является и аэрогамма-спектрометрический метод. Поскольку комплексные аэрогеофизические исследования позволяют получить наибольшее количество первичной информации о свойствах изучаемых объектов, они находят широкое применение на различных стадиях геологоразведочных работ и являются практически незаменимыми в труднодоступных регионах страны.

Между тем, анализ Отечественного рынка геофизического (в частности, аэрогеофизического) приборостроения указывает на тенденцию его поглощения зарубежными производителями. Не секрет, что в последние годы, основные поставки аэрогеофизического оборудования, в т.ч. аэрогамма-спектрометров, которые остро необходимы для наших работ, осуществляются из Канады. Однако, ухудшение международной обстановки и, как следствие, санкции на поставку высокотехнологичных товаров из-за рубежа, а также непомерный рост их стоимости, привели к существенному сокращению закупок этого оборудования. Отечественный рынок геофизического приборостроения оказался не готов к такому повороту событий. Он не может предвидеть рыночное поведение потребителей, знать их потребности, корректировать цены и хоть как-то воздействовать на политику ответственных за восполнение природных ресурсов государственных институтов. Надежда на то, что эти институты в своей деятельности будут руководствоваться актуальным экономическим постулатом, гласящим, что "производство, зависящее от внутреннего частного спроса, не поддерживаемое государственными мерами либо сталкивается с проблемами роста, либо вырождается", эта надежда оказалась тщетной. Так, по данным Д.Г. Храмова, за период 2004–2010 гг. инвестиции в геологоразведочные работы из федерального бюджета увеличились более, чем в четыре раза, а затраты на НИОКР за те же 10 лет уменьшились на порядок – до 1% [1]. Каких-либо рациональных причин, оправдывающих такое положение дел в области НИОКР, мы не находим.

Некоторые специалисты усматривают причину кризиса внутреннего рынка в "несовершенстве" отечественной аппаратуры. Их "нелицеприятные" сетования по этому поводу начались не сегодня. Особенно громко и настойчиво о "технической отсталости" стало модным говорить в конце 70-х гг. XX века, а в пореформенные годы об этом кто только не судил, да ничего позитивного так и не предложил: легкомысленно следуя моде, отправился покупать приборы на чужбину. Лидером закупок зарубежной аэрогеофизической аппаратуры было и остается АО "ГНПП "Аэрогеофизика", регулярно подчеркивающая отсталость отечественного приборостроения [2]. Между тем, невозможно представить себе, как бы выглядела Карта полезных ископаемых России, не будь у нас первоклассной Отечественной аппаратуры для производства поисковых работ аэрогеофизическими методами. Именно Карта полезных ископаемых России является наиболее весомым аргументом против "нелицеприятно" настроенных скептиков, раздраженных "недостатками" Отечественных приборов и призывающих покупать их у зарубежных конкурентов. Не следует забывать так же о богатом открытиями интеллектуальном опыте НИОКР, которым обладают российские специалисты. Ни в СССР, ни в Российской Федерации не бывало такого, чтобы качество отечественной аппаратуры существенно отставало, отличаясь каким-либо изъяном, от лучших мировых образцов. (Здесь надо оговориться: действительно, дизайн отечественной аппаратуры, зачастую, желал быть лучше.)

Одной из причин, в связи с которой некоторые наши коллеги призывают ориентироваться исключительно на зарубежную аппаратуру, является мнимое прекращение производства кристаллов йодистого натрия в нашей стране и низкое ("не лучше 15%" по линии 0,661 МэВ) разрешение имеющихся в эксплуатации ранее выпущенных кристаллов. Однако, такое мнение является неверным. В городе Усолье-Сибирское Химический комбинат до сих пор осуществляет выпуск спектрометри-

ческих монокристаллов с разрешением не хуже 9,11%, а по специальному заказу может выпустить и с лучшим разрешением. Поликристаллические сцинтилляторы йодистого натрия, активированные таллием (полисцины) имеют разрешение порядка 7,5–8,0% и по этому параметру превосходят монокристаллы того же состава, но стоимость их значительно дороже. Поскольку погрешность измерений урана, тория и калия зависит от объема детекторов (точнее от их массы) и от спектрального разрешения применяемого сцинтиллятора, то незначительные расхождения в разрешении можно компенсировать увеличением объема (массы) детектора. Действительным, а не мнимым "недостатком" аэрогеофизических работ в последние годы является существенный рост их стоимости. Это происходит исключительно за счет роста стоимости арендной платы за эксплуатацию носителей аппаратуры. Среди них основными до сих пор являются самолеты АН-2, Ан-3 и вертолет Ми-8, стоимость летного часа которых, соответственно, составляет 60–80 и 100–120 тыс. руб. и более.

В качестве еще одного доказательства надежности, а также высоких качественных и количественных характеристик Отечественной аппаратуры ниже мы рассмотрим результаты аэрогеофизических работ, осуществленных с применением отечественных гамма-спектрометров в 1996 и 1999 годах. Несмотря на то, что со времени производства этих работ прошло 20 лет, их результаты удалось удовлетворительно интегрировать с имеющимися по листу съемки современными данными, интерпретировать и репрезентировать в такую совокупность информации, которая представляет собою современную кондиционную геофизическую основу Госгеолкарты-200/2.

Съемка проводилась, как сказано, в 1996 и 1999 гг. аэрогеофизической партией ЦАГРЭ (г. Норильск) в рамках опережающих геофизических работ масштаба 1:50 000 в северо-восточной части Горного Таймыра (лист T-48-XXXIV-XXXVI) (рис. 1).

В 1996 г. работы выполнялись с применением станции СТК-03 (гаммаспектрометр СТК). В качестве носителя аппаратуры использовался вертолет Ми-8. Съемка проводилась по системе прямолинейных маршрутов курсами $0^0$–$180^0$ с детальным огибанием рельефа. Высота полетов не превышала 75 м. Средняя скорость при прохождении маршрутов составила 160 км/ч. Расстояние между рабочими маршрутами составляло 500 м. Объем детектора гамма-спектрометра составил 37,68 л. Оценка полевой точности аэрогеофизической съемки производилась по повторным маршрутам и составила по каналам: урановый – $\pm 0{,}26 \cdot 10^{-4}$% (по проекту – $\pm 0{,}22 \cdot 10^{-4}$%); ториевый – $\pm 0{,}54 \cdot 10^{-4}$% (по проекту – $\pm 0{,}58 \cdot 10^{-4}$%); калиевый – ±0,16% (по проекту – ±0,15%); МЭД – ±0,55 мкР/ч (по проекту ±0,3 мкР/ч).

В 1999 г. съемка выполнялась с применением аэрогеофизического комплекса КАС-1 (гаммаспектрометр ГСА-99, объем детектора 25,12 л). В качестве носителя аппаратуры использовался самолет Ан-2. Полевая точность аэрогамма-спектрометрической съемки состави-




***Рис. 1.*** *Обзорная карта района работ*

ла по каналам: урановый – ±0,1·10$^{-4}$; ториевый – ±0,84·10$^{-4}$; калиевый – ±0,12%; МЭД – ±0,25 мкР/ч.

В этот же год финансирование объекта было прекращено, данные съемки остались в виде рабочих материалов без предварительной обработки. Лишь двадцать лет спустя, в 2014 г., было принято решение на территории листа T-48-XXXIV-XXXVI создать геофизическую основу масштаба 1:200 000 для производства Госгеолкарты-200/2. Учитывая крайнюю труднодоступность и большие финансовые затраты для изучения рассматриваемой площади современной аппаратурой, было признано наиболее рациональным для достижения поставленной цели использовать имеющийся в наличии материал аэрогеофизической съемки 1996 и 1999 гг.

Составлению комплекта сводных цифровых аэрогамма-спектрометрических моделей предшествовало создание единой электронной базы геофизических данных по листу изучения и смежным листам. Несмотря на различия в используемой аппаратуре и в авианосителях, обобщение съемок разных лет в единую базу данных проведено, в целом, без осложнений. Материалы всех съемок в процессе проверки и приемки полевых материалов признаны кондиционными и хорошо стыкуются между собой. Такая однородность материала стала следствием неукоснительного следования инструктивным положениям и рекомендациям по выполнению полевых измерений, а также обязательным предполевым поверкам и эталонировкам аппаратуры в специализированных центрах и на полигонах. Для ряда ситуаций, где все же потребовалось более "тонкое" выравнивание между собой полей разных годов съемок использованы данные со специальных опорных сетей, со связующих региональных маршрутов и с областей взаимного перекрытия площадей. Основными инструментами при этом являлись методы статистической увязки и межмаршрутного выравнивания. В итоге, были сформированы сводные цифровые модели аэрогамма-спектрометрических (U, Th, K и МЭД) полей (рис. 2).

Последующий комплексный анализ АГСМ-данных на базе вероятностно-статистических методов (алгоритм

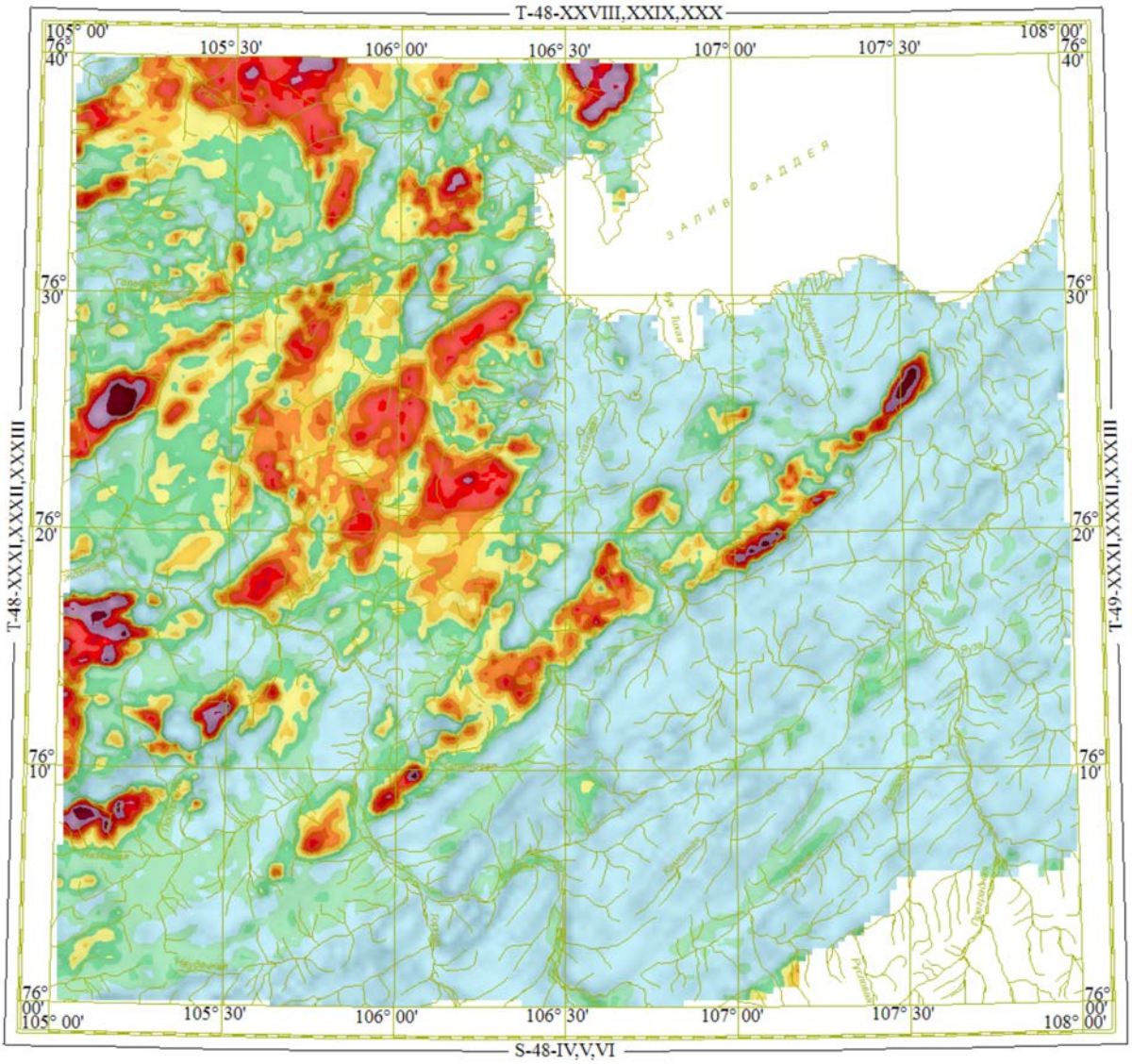



***Рис. 2.*** *Карта мощности экспозиционной дозы*

АРК) позволил локализовать участки с аномальными концентрациями ЕРЭ, обусловленными наложенными процессами и определить радиогеохимическую специализацию пород (рис. 3).

Высокое качество материала и современные программные методы обработки позволили уверенно провести геологическую интерпретацию спектрометрических данных.

Рассматриваемая площадь расположена в пределах Таймырской складчато-надвиговой области, которая подразделяется на две структурно-формационные зоны (СФЗ) – Центрально-Таймырскую и Южно-Таймырскую, разделенным Пясино-Фаддеевским надвигом (Верниковский, 1996).

Радиогеохимическая зональность площади четко отражает ее принадлежность к двум СФЗ, подчеркивает ее структурно-тектоническую позицию в общей структуре Таймыра, определяет северо-восточное простирание основных тектонических элементов и, при адекватном сопоставлении с геологическими данными, может использоваться для картирования формаций, а иногда и отдельных свит.

Центрально-Таймырская СФЗ (северо-западная часть площади) сложена протерозойскими осадочными и магматическими формациями, претерпевшими метаморфические и гидротермально-метасоматические изменения разных фаций и типов. Для нее характерен достаточно высокий радиоционный фон, обусловленный повышенными содержаниями калия и тория. На сводной радиогеохимической карте отчетливо выделяются участки с различной степенью регионального метаморфизма. Для участков гранитизации, сопровождаемых калиевым метасоматозом, характерна калиевая и уран-калиевая специализация горных пород (амфиболитовая фация). Участки с ториевой и калий-ториевой специализацией отвечают зоне развития зеленосланцевой фации регионального метаморфизма. Северо-восточная часть зоны перекрыта маломощным чехлом четвер-

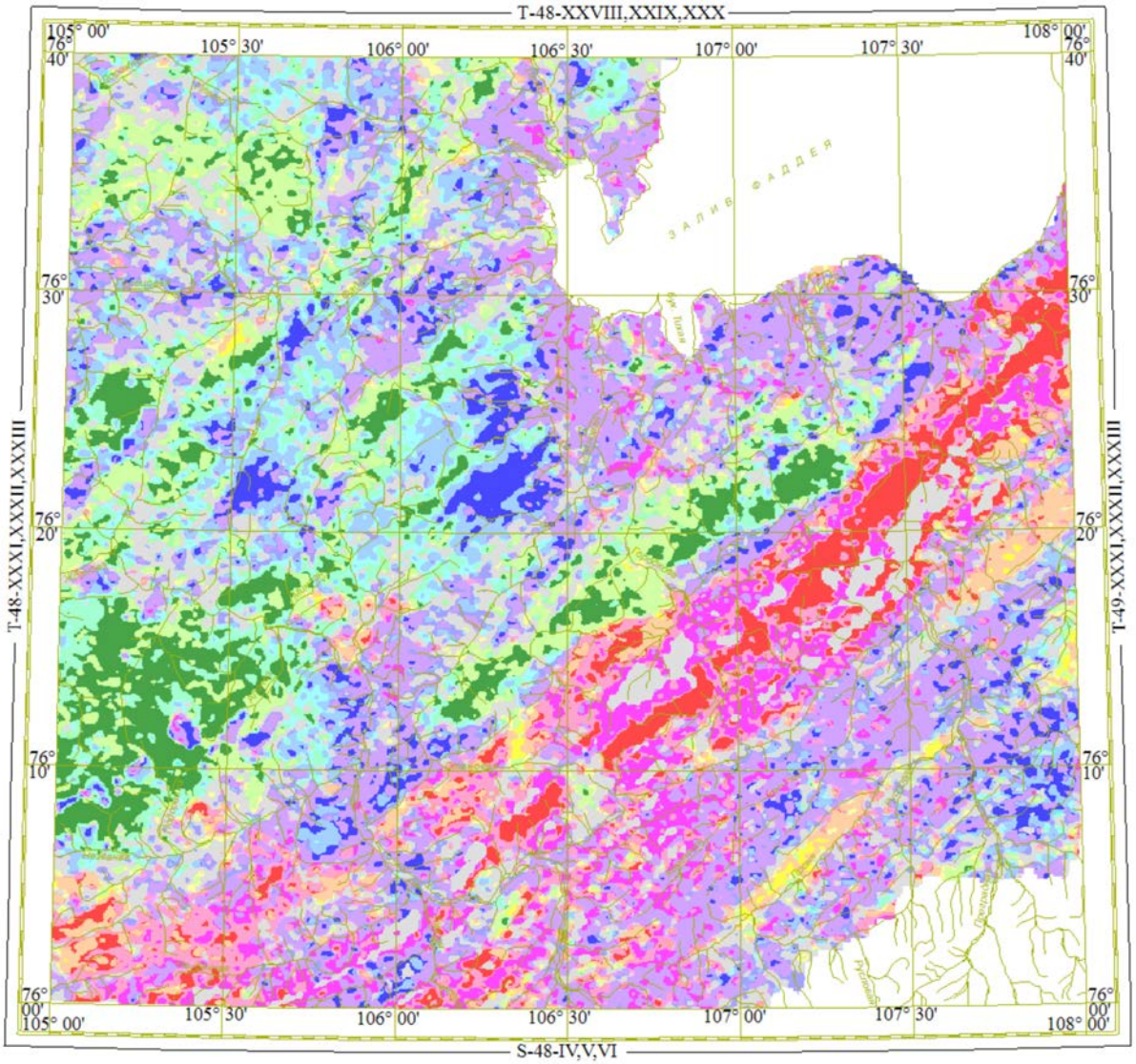



***Рис. 3.*** *Сводная радиогеохимическая карта*

тичных отложений, которые достаточно отчетливо выделяются уран-ториевой радиогеохимической специализацией.

У южной границы Центрально-Таймырской СФЗ выделяется локальная область с урановой и калий-урановой специализацией, однозначно сопоставляемая с венд-палеозойскими, специализированными на уран, “черносланцевыми” отложениями. На соседнем с запада листе в этих породах выявлено урановое рудопроявление Каменское. Южно-Таймырская СФЗ (юго-восточная часть листа) представляет собой глубокий прогиб, выполненный карбонатными, терригенно-карбонатными, терригенными и вулканогенными формациями палеозоя и мезозоя. Палеозойские отложения юго-восточной части зоны характеризуются карбонатным типом разреза (южная фациальная зона), а в северо-западной выделен переходный “карбонатно-сланцевый” тип (переходная фациальная зона).

Радиогеохимическая специализация “переходной” зоны преимущественно урановая, торий-урановая, доминирующим элементом на фоне дефицита калия является уран. Аномальные концентрации урана образуют линейные области северо-восточного простирания и пространственно коррелируются с выходами карбонатно-сланцевых палеозойских пород. Для южной фациальной зоны характерна ториевая, уран-ториевая радиогеохимическая специализация, сопоставляемая с выходами карбонатных палеозойских пород. Среди них отмечаются отдельные узкие области северо-восточного простирания с уран-калиевой специализацией, сопоставляемые с ядрами антиклинальных складок, выполненных преимущественно мергелистыми отложениями ордовика (толлевская свита). Следует отметить, что верхняя часть разреза (верхний силур – девон), как в южной, так и в переходной зонах представлены преимущественно доломитами, которые хорошо выделяются (на картах содержаний) по весьма низкими содержаниями тория и калия. Среди геологов вопрос о границах фациальных зон является дискуссионным, а на радиогеохимической карте эта граница устанавливается по смене преимущественно урановой специализации пород на ториевую.

Таким образом, с помощью только аэрогамма-спектрометрических материалов выявлены основные элементы геологического строения территории. А в комплексе с магнито- и гравиразведочными данными получена предварительная, достаточно детальная геологическая схема для проведения геолого-съемочных работ (рис. 4).

Почему стало возможным сопоставить физические измерения, отстоящие друг от друга по времени на двадцать лет, и получить качественные результаты, позволившие создать современную кондиционную геофизическую основу Госгеолкарты-200/2.

Во-первых, это теоретические основы гамма-спектрометрии, разработанные Российскими учеными, во-вторых, – мощный интеллектуальный потенциал, нашедший отражение в синтезе научных достижений различ-

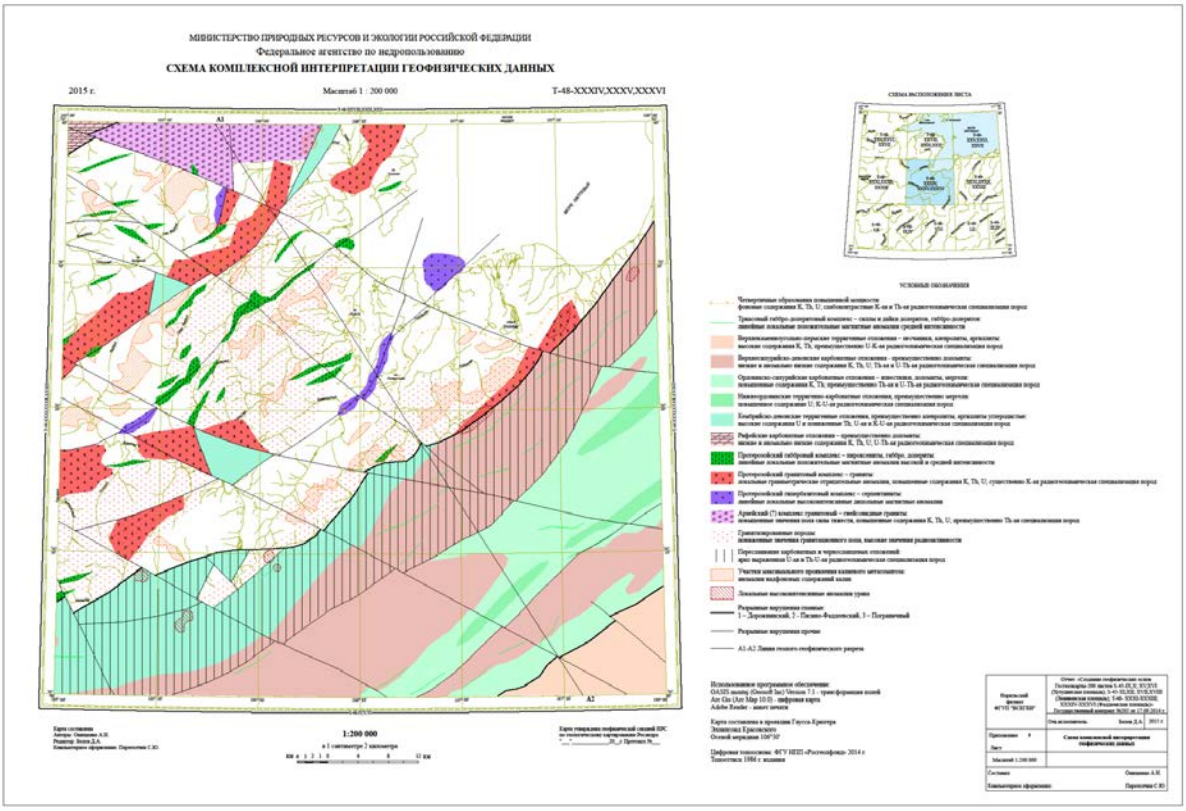



***Рис. 4.*** *Схема геолого-геофизичекой интерпретации*

ных областей знания и вложенный в конструктивные особенности Отечественной аппаратуры Российскими учеными и конструкторами. В-третьих, высокие достижения в научно-исследовательских и конструкторских разработках, лежащие в основе инструктивных документов и нормативных материалов, регламентирующих проведение полевых и камеральных работ по производству аэрогеофизической съемки. И, наконец, последнее, – строгое соблюдение инструктивных и нормативных требований при производстве работ.

**Выводы**

1. Необходимо обратить пристальное внимание на проблему геофизического приборостроения. Надо найти способ связать эту очень важную сферу воспроизводства и улучшения структуры минерально-сырьевой базы Российской Федерации с инвестиционной активностью главного субъекта хозяйствования – с государством, чтобы в этой сфере народного хозяйства в полную силу проявился *интегрированный механизм инвестиционного мультипликатора* и *акселератора*, который указан в коллективной монографии под общей редакцией С.Е. Донского и академика А.И. Татаркина [3]. Такой механизм в настоящее время отсутствует.
2. Для снятия аппаратурной зависимости Российской аэрогеофизики от зарубежных поставок, сегодня необходимо наладить конструирование и производство малогабаритной, менее энергоемкой аэрогеофизической аппаратуры на современной микроэлементной базе, которую могут разработать и поставить российские компании, при условии стабильного и достаточного финансирования. В частности, надо наладить производство наиболее перспективных для аэрогамма-спектрометрических исследований поликристаллических сцинтилляторов йодистого натрия. Требуются не только организация адресных инвестиционных проектов, способных обеспечить выживание геофизического приборостроения в России, но также меры по стимуляции и долговременному устойчивому развитию рыночных отношений в этой сфере внутри страны.
3. В связи с проблемой значительного роста стоимости аэрогеофизических работ из-за чрезвычайно высоких цен за аренду воздушных носителей аппаратуры, необходимо использовать более дешевые летательные аппараты. В любом случае, мы обязаны целеустремленно идти по пути снижения массы и габаритов аппаратуры. Возможно в ближайшем будущем мы сможем использовать так же и беспилотные летательные аппараты. Этот вопрос требует коллективных исследований специалистов самых разнообразных отраслей знания. Для аэрогамма-спектрометрической аппаратуры основной объемной и массу составляют детекторы гамма-излучения. Единственный путь решения задачи уменьшения их объема и веса без потери точности измерений – применение детекторов с лучшим спектральным разрешением и большей плотностью вещества сцинтиллятора.

Мы полагаем, что при соблюдении этих условий, результат не замедлит сказаться в выпуске отечественной аэрогеофизической аппаратуры, которая будет успешно (как это было и раньше) конкурировать с лучшими зарубежными аналогами.

***Литература***

1. *Храмов Д.Г, Перспективы развития геологической отрасли на основе долгосрочной геологической программы // Российский геофизический журнал. – 2012. – № 51–52. – С. 4–7.*
2. *Аэрогеофизические технологии – эффективное средство решения геологических задач при оценке ресурсного потенциала территорий / Р.С. Контарович и др. ; ГНПП Аэрогеофизика // Разведка и охрана недр. – 2006. – № 3. – С. 49–54.*
3. *Научно-методические подходы к обеспечению государственной политики развития минерально-сырьевого комплекса Российской Федерации / под ред. акад. А.И. Татаркина, С.Е. Донского. – М. : Геоинформмарк, 2014. – 816 с.*

# РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ РАСТЕНИЙ В МЕСТАХ ПРОВЕДЕНИЯ ЭКСКАВАЦИОННЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ

Н.В. Ларионова, А.К. Айдарханова, А.О. Айдарханов, С.Н. Лукашенко

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Казахстан, larionova@nnc.kz

# RADIOACTIVE CONTAMINATION OF PLANTS IN VENUES OF EXCAVATION NUCLEAR EXPLOSIONS AT SEMIPALATINSK TEST SITE

N.V. Larionova, A.K. Aidarkhanova, A.O. Aidarkhanov, S.N. Lukashenko

Institute of Radiation Safety and Ecology of the NNC RK, Kazakhstan

In 1965 a 140 kT nuclear explosion was carried out at the territory of Semipalatinsk Test Site (STS), that have resulted in crater of over 100 m deep and 400 m in diameter. As the result of filling this crater up with floodwater in the spring of the same year the "Atomic" lake was formed. The researches of radioactive contamination of the land cover were carried out for waster bank and steppe vegetation. Accumulation factors (Af) range as follows: $^{241}$Am – 0.00088 to 0,2; $^{137}$Cs – 0.0010 to 1.8; $^{90}$Sr – 0.15 to 1.5; $^{239+240}$Pu – 0.00064 to 0.55. Noticeable increase of $^{137}$Cs, $^{90}$Sr and $^{239+240}$Pu Af for steppe plants was found with the distance from the crest of the crater of the "Atomic" lake – minimal values were found in the "dump" area (up to 500 m to the crest), while the maximum values were found at the distance of over 2.000 m to the epicenter.

Одним из направлений промышленного использования подземных ядерных испытаний с выбросом грунта (экскавационных ядерных взрывов) на территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП) было создание искусственных водоемов для засушливых районов страны [6]. В 1965 году в месте слияния основных водных артерий региона – рек Шаган и Ащису был произведен подземный ядерный взрыв мощностью 140 кт, в результате которого образовалась воронка глубиной более 100 м и диаметром 400 м. При заполнении воронки паводковыми водами весной этого же года образовалось "Атомное" озеро.

Растительный покров объекта "Атомное" озеро, полностью уничтоженный во время взрыва, на сегодняшний день представлен фрагментами водной и прибрежной растительности. На внутренней стороне отвалов формируются единичные особи и изреженные группировки петрофитных и сорных видов местной флоры. По мере удаления от навала проявляется зональная степная растительность. С точки зрения радиоактивного загрязнения определенный интерес здесь представляют параметры перехода радионуклидов из почв отвалов в наземные виды растений и из донных отложений в водные, а также особенности накопления радионуклидов растениями по мере удаления от эпицентра взрыва.

Для изучения параметров накопления радионуклидов растениями в районе "Атомного" озера заложен 1 профиль, состоящий из 13 исследовательских площадок, расположенных на расстоянии от 60 до 400 м друг от друга на участке максимального радиоактивного загрязнения по мере удаления от гребня воронки. На каждой исследовательской площадке сопряженно произведен отбор смешанной пробы почвы (методом "конверта" (2х1 м) на глубину 5 см) и надземной части растений (площадь отбора ~ 2 м$^2$), представленных тремя основными видами: ковыль (*Stipa sareptana*), типчака (*Festuca valesiaca*) и полынь (*Artemisia graciliccens*). Также 3 площадки заложены по периметру воронки на урезе воды, включающие берег и прибрежную зону. На каждой площадке сопряженно отобраны пробы тростника (*Phragmites australis*) и почвы, рдеста (*Potamogeton perfoliatus*) и донных отложений.

Определение удельной активности радионуклидов $^{137}$Cs и $^{241}$Am проводилось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020 [1], $^{90}$Sr и $^{239+240}$Pu радиохимическим выделением с последующим измерением на бета-спектромертре TRI-CARB 2900 TR и альфа-спектрометре Canberra, мод.7401, соответственно [5]. Для определения $^{90}$Sr также применялся бета-спектрометр "Прогресс" [4]. Концентрация $^{137}$Cs в растениях определялась в сухих (предварительно вымытых) измельченных образцах, $^{241}$Am, $^{90}$Sr и $^{239+240}$Pu – в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Предел обнаружения по $^{137}$Cs составлял 1 Бк/кг (для проб растений) и 4 Бк/кг (для проб почвы), $^{241}$Am – 0,3 и 1 Бк/кг, $^{239+240}$Pu – 0,1 и 1 Бк/кг, $^{90}$Sr – 1 и 5 Бк/кг соответственно. Погрешность измерений для $^{137}$Cs и $^{241}$Am не превышала 10–20%, $^{90}$Sr – 15–25%, $^{239+240}$Pu – 30%. Для количественной оценки поступления радионуклидов из почвы в растения использовали один из наиболее широко применяемых показателей – коэффициент накопления (Кн) – отношение содержания радионуклида в единице массы растений и почвы соответственно [2].

В результате проведенных исследований, выявлено, что удельная активность радионуклидов $^{137}$Cs, $^{90}$Sr, $^{239+240}$Pu и $^{241}$Am в почве отвалов "Атомного" озера выше, либо сравнима, с их концентрацией в донных отложениях. Значения удельной активности $^{137}$Cs и $^{90}$Sr достигают 3700 Бк/кг и 3100 Бк/кг соответственно, $^{239+240}$Pu – 1500 Бк/кг, $^{241}$Am не превышают 290 Бк/кг. Установленные средние количественные значения Кн $^{241}$Am и $^{90}$Sr составляют 0,0099 и 0,0056, диапазон значений Кн $^{137}$Cs и $^{239+240}$Pu варьирует от 0,0078 до 0,70 и от 0,00029 до 0,019 соответственно (по два порядка). Стабильно более высокие значения Кн $^{137}$Cs отмечаются для рдеста (*Potamogeton perfoliatus*), который является водным растением, полностью погруженным в воду, что может быть связано с более растворимым состоянием данно-

го радионуклида. Для наземных растений значения Кн $^{137}$Cs в 3–4 раза, а $^{90}$Sr и $^{239+240}$Pu в 2 раза выше для полыни (*Artemisia gracileccens*), чем для ковыля (*Stipa sareptana*).

По мере удаления от гребня воронки "Атомного" озера прослеживается повышение Кн $^{137}$Cs, $^{90}$Sr и $^{239+240}$Pu, что может быть обусловлено характером радиоактивного загрязнения исследуемой территории, в том числе потенциальной биологической доступностью радионуклидов в почвах, которая в заложенном профиле в определенной степени может зависеть от растворимости выпавших продуктов взрыва [3]. При этом химические формы нахождения радионуклидов, в том числе их растворимость, будут зависеть от размеров выпадающих частиц и соответственно от расстояния точки от эпицентра взрыва. Так, минимальные значения Кн $^{137}$Cs, $^{90}$Sr и $^{239+240}$Pu наблюдаются в районе "навала" – до 500 м от гребня, образовавшегося в результате проведения ядерного испытания, а максимальные – на расстоянии более 2000 м по профилю.

***Литература***


1. *Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре МИ 2143-91: МИ 5,06,001,98 РК. – Алматы, 1998. – 18 с.*
2. *Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии. – М. : Агропромиздат, 1991. – С. 56–83.*
3. *Радиоактивное загрязнение природных сред при подземных ядерных взрывах и методы его прогнозирования / Ю.А. Израэль, В.Н. Петров, А.Я. Прессман и др. ; под ред. Ю.А. Израэля. – Л. : Гидрометеорологическое издательство, 1970. – С. 41–42.*
4. *Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением "Прогресс". – Менделеево, 2004. – 20 с.*
5. *Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90 в объектах окружающей среды (почвах, грунтах, донных отложениях и растениях). – Алматы, 2010. – 25 с.*
6. *Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон / под ред. В.А. Логачева. – М. : Изд. АТ, 1997. – 319 с.*


# ПРОСТРАНСТВЕННЫЙ АНАЛИЗ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ CS-137 В ЛАНДШАФТАХ ПОЧЕПСКОГО ОПОЛЬЯ БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ


В.Г. Линник[1,3] А.В. Соколов[1,2], И.В. Мироненко[3]

[1]Учреждение Российской Академии наук Ордена Ленина и Ордена Октябрьской Революции Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия, linnik@geokhi.ru

[2]Институт проблем передачи информации им. А.А. Харкевича РАН, г. Москва, alexander.v.sokolov@gmail.com

[3]Географический факультет МГУ, г. Москва, iya_mironenko@mail.ru


# SPATIAL ANALYSIS OF CS-137 DISTRIBUTION IN LANDSCAPES OF POCHEP OPOLYE, BRYANSK REGION


V.G. Linnik, A.V. Sokolov, I.V. Mironenko



Проведен анализ распределения Cs-137 в ландшафтах Брянского ополья. Исходные данные получены в 1993 г. в результате проведения детальной аэрогаммасъемки с разрешением 100х100 м. Методами ГИС-моделирования анализируется ландшафтная дифференциация Cs-137, вызванная интенсивными эрозионными процессами в агроценозах с серыми лесными почвами. Осаждение радионуклидов происходит в нижней части залесенных склонов, днище балки, а также в пойме р. Костица, которые служат эффективными биогеохимическими барьерами.

The spatial analysis of Cs-137 distribution in landscapes of Pochep Opolye, Bryansk Region was done. Data about Cs-137 contamination was obtained in 1993 as a result of detailed airgamma survey with a resolution of 100x100 m. GIS-modeling was used for analyses of landscape differentiation of Cs-137, caused by intensive erosion processes in agro-ecosystems with gray forest soils. Deposition of wash-out radionuclides occurs in the lower part of the forested slopes, bottom rails, as well as floodplain, which serve as effective biogeochemical barriers.


## Введение

Авария на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. привела к радиоактивному загрязнению обширных территорий России, расположенных на удалении в сотни километров от аварийного блока. Созданная в Институте глобального климата и экологии карта радиоактивного загрязнения в масштабе всей страны [6] позволила подробно отобразить структуру поля чернобыльского загрязнения, представленную $^{137}$Cs, на фоне глобальных выпадений. Радиоактивное загрязнение европейской территории России сформировало ряд отдельных зон с высокой плотностью загрязнению $^{137}$Cs (до 40 Ки/км$^2$) на западе Брянской области, до 5–7 Ки/км$^2$ в Калужской и Тульской областях и до 1 Ки/км$^2$ в Рязанской и Пензенской областях. Однако основные площади имеют уровни загрязнения $^{137}$Cs, приближающиеся к глобаль-

ным 0,2–0,7 Ки/км$^2$ (глобальный уровень по $^{137}$Cs равен 0,05 Ки/км$^2$).

Для всех следов радиоактивных выпадений была выявлена неоднородность плотности загрязнения [6]. Вариабельность плотности загрязнения $^{137}$Cs внутри этих следов могла быть достаточно большой [5]. Сами следы распадались на отдельные пятна, в которых наблюдалась микровариабельность, когда на расстоянии в несколько метров – десятков метров уровни загрязнения могли изменяться в десятки раз. Такое явление отмечалось, например, в ближней зоне ЧАЭС [4], где при отборе проб "конвертом" на площади 100 м$^2$ в 30-километровой зоне ЧАЭС результаты анализов пяти проб по $^{137}$Cs отличались в 3–10 раз.

Поступивший на поверхность почвы $^{137}$Cs сформировал сложные по своей конфигурации пространственные структуры, которые являются результатом формирования начального поля радионуклидного загрязнения и его дальнейшей трансформации в результате влияния различных ландшафтных факторов. Структура пятен радиоактивного загрязнения характеризуется различными пространственно-временными масштабами [9], имеет явно выраженный мультифрактальный характер, что может быть выявлено при исследовании радиоактивного загрязнения на разных масштабных уровнях [15].

Влияние ландшафтных факторов на латеральную миграцию $^{137}$Cs подробно рассматривалось при изучении эрозионных процессов [3, 14], при комплексном изучении ландшафтно-геохимических сопряжений в пределах водосборов малых рек [7, 8]. Подробное исследование трансформации первичного поля $^{137}$Cs на локальном уровне в лесных полесских ландшафтах проведено в работах [16, 17] Геоинформационное моделирование распределения $^{137}$Cs в пределах бассейна в зависимости от параметров рельефа выполнено в работе [10]. Цель настоящего исследования заключается в пространственном анализе перераспределения $^{137}$Cs в пределах бассейнов малых рек в районах с интенсивным проявлением эрозионных процессов.

## Материалы и методы

В качестве модельного объекта исследования выбрано Почепское ополье, приуроченное к локальным положительным тектоническим структурам с близким залеганием мело-мергельных отложений позднемелового возраста (рис. 1). Ополья парагенетически связаны с окрестными полесьями [2, 11].

Данные по загрязнению $^{137}$Cs получены в результате проведенной в 1993 г. аэрогаммасъемки, т.е. спустя 7 лет после аварии на ЧАЭС. Уровни радионуклидного загрязнения в данном месте ниже официально принятого порогового значения для $^{137}$Cs, равного 1 Ки/км$^2$, начиная с которого уже требуется принятие контрмер для снижения радиационной нагрузки.

На рисунке 1 представлена карта загрязнения $^{137}$Cs модельного участка долины рек Коста и Костицы размером 15,6x9,8 км, относящемуся к бассейну р. Судость.

Плотность загрязнения $^{137}$Cs меняется от 0,01 Ки/км$^2$ (на водоразделе) до 0,85 Ки/км$^2$ (по долинам рек-результат вторичного накопления в результате смыва в бассейне реки). На водораздельной части участка в ее западной части видны отдельные слабо трансформированные "пятна" $^{137}$Cs с плотностью загрязнения выше 0,3–0,4 Ки/км$^2$. Однако в целом на водоразделе преобладают участки с более низкой плотностью загрязнения $^{137}$Cs (менее 0,3–0,4 Ки/км$^2$) – это участки пашни, на которой наблюдается интенсивный снос $^{137}$Cs за счет эрозионных процессов.

Фрагмент карты углов наклона Почепского ополья представлен на рисунке 2. В ландшафтах ополья наиболее возвышенные территории (180–200 м и более) представлены плоскими и полого-выпуклыми эрозионно-денудационными равнинами (уклон до 1°), сложенными лессовидными суглинками, реже супесями, мощностью от 2 до 6 м, подстилаемыми моренными отложениями, на меловом и мергелевом фундаменте с серыми и светло-серыми лесными легкосуглинистыми почвами. Протяженность склонов достигает до 2–2,5 км [1]. Благодаря интенсивной распашке данные ландшафты подвержены сильной эрозии.

Следующий высотный уровень (180–160 м) представлен наклонными предопольскими равнинами и склонами различной крутизны и экспозиции (рис. 2), сложенными лессовидными суглинками с серыми лесными почвами, полностью распаханными [2].

Полого-покатые придолинные склоны междуречных равнин значительно расчленены балками и оврагами. Крутизна водосборных ложбин стока возрастает до 1–1,5°, в нижней части склонов – до 1–2,5°. Максимальные уклоны характерны для склонов оврагов и лощин (до 10°). Это объекты максимальной эрозионной опасности.

В миграции радионуклидов растительности играет роль биогеохимического барьера, перехватывающего латеральный и вертикальные потоки радионуклидов [12]. Задолго до аварии на ЧАЭС для борьбы с эрозией по склонам балок и лощин были высажены посадки сосны и березы (возраст более 50 лет), под которыми сформировался растительный покров, препятствующий

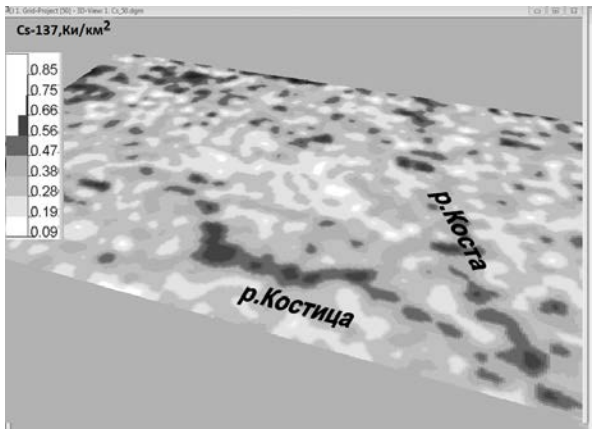



***Рис.1.*** *Фрагмент карты плотности загрязнения $^{137}$Cs (Ки/км$^2$) долины р. Коста и ее притока р. Костица (центральная часть Брянской области)*

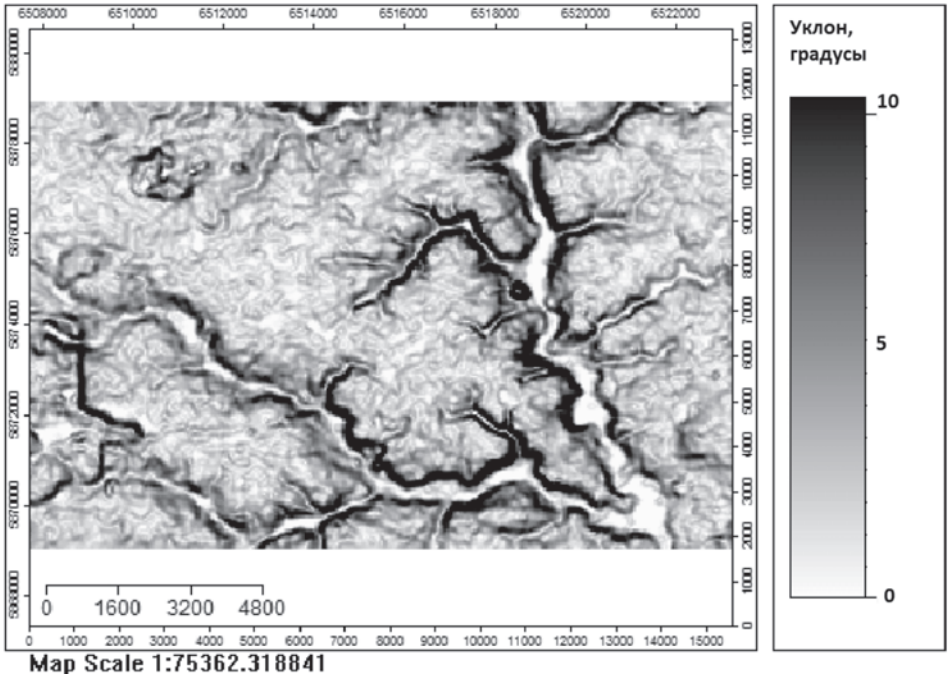



***Рис. 2.*** *Карта углов наклона рельефа модельного участка*

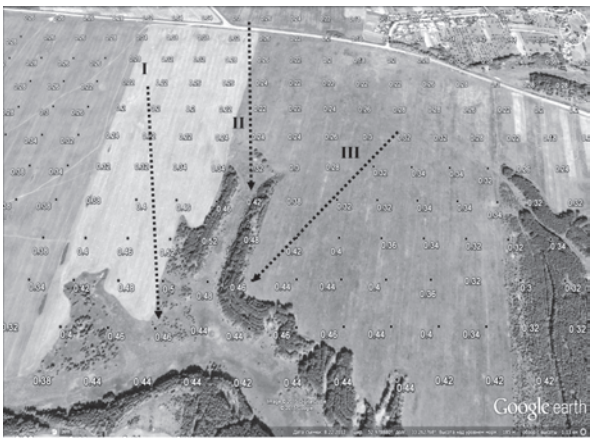



***Рис. 3.*** *Фрагмент базы данных аэрогаммасъемки (плотность загрязнения $^{137}$Cs, Ки/км$^2$) совмещенной с глобальной базой Google Earth с положением ландшафтно-геохимических катен*

эрозии. Нижние части склонов и днища балок преимущественно заняты луговой растительностью, которая образует мощную дернину, также перехватывающую твердый сток с полей.

## Результаты

Для анализа ландшафтных закономерностей распределения $^{137}$Cs на территории Брянской области организована радиоэкологическая геоинформационная система, в которой цифровая модель рельефа (ЦМР) создана по данным радарной съемки топографии Земли с борта “Шаттла” SRTM с разрешением 60x90 м [19]. Загрязнение $^{137}$Cs получено в результате аэрогаммасъемки (АГ) в масштабе 1:25000 (размер пиксела 100x100 м).

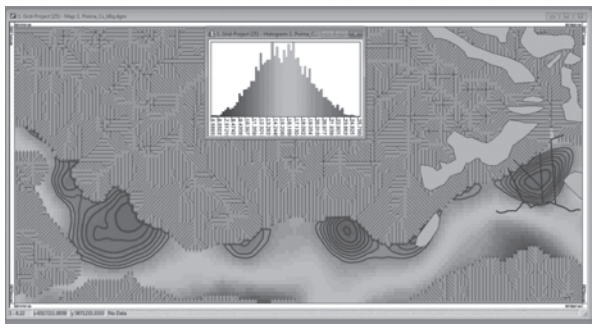


***Рис. 4.*** *Формирование “пятен” $^{137}$Cs в долине р. Костица как результат латерального переноса [19]*

Пример распределения $^{137}$Cs в агроценозе спустя 7 лет после аварии на ЧАЭС (1993 г.) по данным аэрогаммасъемки представлен на рисунке 3. Для примера выбраны три геохимически сопряженные ландшафтные катены Почепского ополья Брянской области (водораздельная часть-склон-верховье балки), следующей протяженности: I – 800 м; II – 570 м; III – 730 м. Перепады высотных уровней для этих катен составляют: для I – 188–175 м; для II – 188–181 м; для III – 185–182 м.

Следует отметить, что в Почепском ополье плоские слабонаклонные междуречные равнины значительно осложнены западинами палеокриогенного происхождения [1]. Это означает, что поверхностный сток определяется не только уклоном топографической поверхности, но переходит во внутрипочвенный. Наиболее мелкие западины (до 1–1,5 м глубиной) в основном распахива-

ют, более крупные (1,5–2,5 м глубиной) нередко заболочены, в них сохраняются ивняки и сырые луга. Они хорошо читаются по материалам дистанционного зондирования. Пятнистая мозаика почвы наиболее хорошо проявляется весной, когда вода, а вместе с ней и растворенные химические элементы, перетекают из одной западины в другую. К середине лета, при развитии посевов, существующие западины на космических снимках плохо различимы (рис. 3).

Для всех анализируемых ландшафтных профилей отмечается общая закономерность повышения плотности загрязнения $^{137}$Cs вниз по склону. Так, для водораздельных участков отмечается самая низкая плотность загрязнения – 0,22–0,26 Ки/км$^2$ (профиль I–II) и 0,3–0,32 Ки/км$^2$ (профиль III), которая возрастает в нижней части клона до уровня 0,48–0,52 Ки/км$^2$ на профиле I и до уровня 0,42–0,44 Ки/км$^2$ на профиле III. На самом коротком профиле II несмотря на перепад высот 7 м наблюдается примерно равная плотность загрязнения $^{137}$Cs – 0,22–0,26 Ки/км$^2$. Угол наклона для всех профилей возрастает с 0,2–0,3° до 1,5–2,0° в нижней части склона. Таким образом, сильной корреляционной зависимости $^{137}$Cs с углом наклона рельефа не наблюдается, что было отмечено ранее в работах [10, 19].

Вместе с тем, для верховья балки и ее днища характерна более высокая плотность загрязнения $^{137}$Cs, достигающая значения 0,44–0,52 Ки/км$^2$ в посадках сосны и березы, что подтверждает роль лесной растительности как биогеохимического барьера.

Пойма р. Костица благодаря мощному растительному покрову (заросли из ольхи черной, ивняка, клена американского) и заболоченности, также служит биогеохимическим барьером, на котором происходит осаждение и фиксация $^{137}$Cs, поступающего в весенний период во время половодья из верхних элементов гидросети и склоновых частей ландшафта ополья (рис. 4).

Для геоинформационного моделирования распределения $^{137}$Cs используется свободное открытое программное обеспечение (Open Source Initiative) SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses), получившее свое развитие в начале 2000-х гг. как результат деятельности специалистов Геттингенского университета по созданию новых алгоритмов для анализа пространственно распределенных данных. Функциональные возможности SAGA опубликованы в работе [13].

Для учета влияния ландшафтной структуры территории (учета лесополос, различия отдельных элементов эрозионной сети) на распределение $^{137}$Cs была использована более подробная сетка, чем исходные сетки ЦМР и АГ. На рисунке 4 представлен результат ГИС-моделирования по сетке 25х25 м (процедура даунскейлинга). Это позволило более точно отобразить распределение $^{137}$Cs в пойме р. Костица как результат склоновых процессов в местах разгрузки балок и оврагов.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, грант № 15-07-07428 и 16-05-00915.*

***Литература***


1. *Природа и природные ресурсы Брянской области : монография / Л.М. Ахромеев, Г.В. Бастраков, А.Д. Булохов и др. – Брянск, 2012. – 319 с.*
2. *Волкова Н.И. Генетический ряд ополий и полесий // Современные проблемы физической географии. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1989. – С. 122–135.*
3. *Особенности перераспределения наносов на малом водосборе за различные периоды его земледельческого освоения (водосбор Грачева Лощина, Курская область) / В.Н. Голосов, В.Р. Беляев, М.В. Маркелов и др. // Геоморфология. – 2012. – № 1. – С. 25–35.*
4. *Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А. и др. – Л. : Гидрометеоиздат, 1990. – 296 с.*
5. *Израэль Ю.А., Квасникова Е.В., Линник В.Г. Радиоактивное загрязнение территории России // Изменение природной среды в XX веке. – М. : Молниет, 2012. – С. 202–220.*
6. *Квасникова Е.В. Теория и практика картографирования радиоактивного загрязнения // Труды Международной конференции "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях", 24–26 апреля 2000 г., Москва. – СПб. : Гидрометеоиздат, 2000. – Т. 1. – С. 153–159.*
7. *Роль ландшафтных факторов в изменении поля радиоактивного загрязнения $^{137}$Cs Брянском полесье / Е.В. Квасникова, О.М. Жукова, Е.Д. Стукин и др. // Метеорология и гидрология. – 2005. – № 6. – С. 83–91.*
8. *Самоочищение почв от $^{137}$Cs в Брянском полесье под действием ландшафтных факторов / Е.В. Квасникова, О.М. Жукова, Е.Н. Борисенко и др. // Известия Российской Академии наук. Сер. Географ. – 2006. – № 4. – С. 99–107.*
9. *Линник В.Г. Пространственно-временные масштабы ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов // Ученые записки Крымского федерального университета им. В.И. Вернадского. География. Геология. – 2008. – Т. 21(60), № 2. – С. 63–73.*
10. *Линник В.Г., Соколов А.В. Геоинформационное моделирование распределения $^{137}$Cs в ландшафтах Брянской области // Математическое моделирование в экологии (ЭкоМатМод-2011). 23–27 мая 2011 г. Пущино.*
11. *Мильков Ф.Н. О природе ополий на Русской равнине // Вопросы регионального ландшафтоведения и геоморфологии СССР. – Львов, 1964. – Вып. 8. – С. 20–27.*
12. *Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: до материалам 10-летних исследований зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М. : Наука, 2000. – 268 с.*
13. *System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) / O. Conrad, B. Bechtel, M. Bock et al. // Geosci. Model Dev. – 1991–2007.*
14. *Golosov V.N., Belyaev V.R., Markelov M.V. Application of Chernobyl-derived 137Cs fallout for sediment redistribution studies: lessons from European Russia // Hydrological Processes. – 2013. – Vol. 27, No. 6. – P. 781–794.*
15. *Linnik V., Sokolov A. Multiscale structure of Cs-137 soil contamination on the Bryansk Region (Russia) due to the accident at the Chernobyl NPP // EGU General Assembly 2013, held 7–12 April. – Vienna, Austria, 2013.*

16. *Korobova E.M., Romanov S.L. A Chernobyl $^{137}Cs$ contamination study as an example for the spatial structure of geochemical fields and modeling of the geochemical field structure // Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems. – 2009. – Vol. 99, Is. 1. – P. 1–8.*

17. *Spatial Variability and Topographic Factors of $^{137}Cs$ Soil Contamination at a Field Scale / V.G. Linnik, A.A. Saveliev, A.P. Govorun et al. // International Journal of Ecology and Development. – 2007. – Vol. 8, No. 7. – P. 8–25.*

19. *Estimation of Cs-137 hillslope patterns of Polesje landscapes using geo-information modeling techniques (on example of the Bryansk region) / V. Linnik, K. Nenko, A. Sokolov et al. // Geophysical Research Abstracts. – 2015. – Vol. 17.*

# ПОСЛЕДСТВИЯ УРАНОВОГО ТЕХНОГЕНЕЗА В КАЗАХСТАНЕ

А.В. Липихина, Т.И. Белихина, Ш.Б. Жакупова, В.В. Колбин, Д.А. Герасимов

Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии, Семей, Казахстан, nii.rm@rirme.kz

# CONSEQUENCES OF URANIUM TECHNOGENESIS IN KAZAKHSTAN

A.V. Lipikhina, T.I. Belikhina, Sh.B. Zhakupova, V.V. Kolbin, D.A. Gerasimov

Scientific Research Institute of Radiation Medicine and Ecology, Semey, Kazakhstan

Научно-исследовательским институтом радиационной медицины и экологии г. Семей в 2014–2016 гг. были проведены радиоэкологические и медицинские исследования в селе Калачи Акмолинской области Республики Казахстан в связи с учащением случаев возникновения так называемого "синдрома Калачи" среди жителей данного села. Наблюдается взаимосвязь "синдрома Калачи" с точками высоких концентраций радона. Помимо опасности развития рака легких следует отметить свойство радона как инертного газа проявлять анестезиологический эффект. К возникновению данного синдрома, по видимому, приводит целый комплекс причин, воздействие группы различных факторов.

In 2013–2014 Scientific research Institute for Radiation Medicine and Ecology of Semey conducted radioecology and medical studies in the Kalachi village of Akmola region of the Republic of Kazakhstan because of the increase of cases of so-called "Kalachi syndrome" among residents of the village. There is a relationship of "Kalachi syndrome" with points of high radon concentrations. In addition to the risk of developing lung cancer should be noted the property of radon as inert gas to exhibit an anesthetic effect. The occurrence of this syndrome is apparently caused by number of reasons, the impact of various factors.

## Введение

Интенсивные поиски и разведка месторождений урана на территории Казахстана начались в середине 40-х годов и увенчались к 1951 году открытием первого промышленного месторождения, а впоследствии – целого ряда месторождений. Всего в Казахстане эксплуатировалось и разведывалось 65 месторождений. На территории Северного Казахстана радиационные природные аномалии формируются крупнейшей в мире Северо-Казахстанской урановорудной провинцией, включающей более 30 месторождений урана.

На территории Акмолинской области (Есильский район) в правобережной части р. Ишим на границе с Северо-Казахстанской областью расположен Ишимский рудный узел. Представлен уран-молибденовым месторождением с примесью таллия "Ишимское" среднего масштаба и рядом других более мелких месторождений. Средние содержания основных компонентов и примесей урановых руд в пологих зонах месторождения "Ишимское" (данные химических анализов, %): U – 0,204; Th – до 1,0; Zr – 0,02; Sr – 0,03; Mo – 0,066; As – 0,034 Ti – 0,36; Tl – до 0,008; $P_2O_5$ – до 1,0; отношение Mo/U – 0,36. Кроме того, отмечены Sb, Cu, Pb, Zn, Se, Hg [4].

Эксплуатация месторождения проводилась подземным способом. Всего функционировало 6 шахтных стволов. Ориентировочный общий объем созданного подземного пространства около 5 млн $м^3$. (устное сообщение одного из бывших руководителей добычного предприятия Крюкова Виктора Николаевича, проживающего в пос. Красногорск). "Ишимское" месторождение отрабатывалось рудниками №1 и 2 Рудоуправления №4 ЦГХК до 1992 г. Балансовые запасы месторождения были исчерпаны. В течение 1993–1994 гг. демонтировано оборудование подземного комплекса, выработки ликвидированы, т.е. затоплены [7]. В связи с полной остановкой добычи урана в период с 1994 по 1998 гг. сначала предприятием, а позднее стихийно демонтировано оборудование поверхностного комплекса.

Оценка радиоэкологического состояния населенных пунктов, расположенных вблизи заброшенных урановых шахт месторождения, была вызваны тем, что с марта 2013 г. по апрель 2015 г. за медицинской помощью в сельскую врачебную амбулаторию обратилось 117 жителей (169 случаев заболеваний, зарегистрированы повторные случаи) с. Калачи Есильского района Акмолинской области различного возраста и профессионального состава с общими симптомами: пошатывание, головокружение, сонливость, кратковременная потеря памяти. Диагноз: энцефалопатия неясной этиологии [2].

Село Калачи расположено на высокорадиоактивных гранитах с локализованными урановыми рудами, что определяет определенную степень радиационной нагрузки данной территории. Урановые шахты, располо-

женные вблизи села, в процессе ликвидации были затоплены водой, что в настоящее время должно привести к определенным физико-химическим процессам, в частности к гниению деревянных элементов шахт и др. материалов, накоплению радона и других газов в подземном пространстве и т.д.

Таким образом, с. Калачи находится в зоне высокого потенциального риска от действия природных радиоэкологических факторов, усиленных процессами ядерного техногенеза (добыча и обогащение урановых руд в прошлом). Общими экологически неблагоприятными факторами территории с. Калачи являются: возможные отдаленные последствия добычи урановых руд, просадочные свойства грунта, вскрытие подземных вод на территории села, их близкое залегание от поверхности, неудовлетворительная вентиляция жилых помещений.

## Материалы и методы

Материалами для исследования нерадиационных показателей экологической обстановки села Калачи послужили отчеты и протокола 553 измерений, проведенных в период с марта 2013 г. по октябрь 2014 г. на территории села специалистами: ГУ "Департамент Комитета Государственного санитарно-эпидемиологического надзора" по Акмолинской области, Управления Государственного санитарно-эпидемиологического надзора по Есильскому району, РГКП "Научно-практический центр санитарно-эпидемиологической экспертизы и мониторинга".

Материалами для исследования радиационных показателей послужили отчеты и протокола вышеназванных организаций, а также результаты собственных исследований Научно-исследовательского института радиационной медицины и экологии (НИИ РМиЭ), проведенных в 2014–2015 гг. Радиационные показатели анализировались по результатам 2889 измерений.

Используемое оборудование при измерении радиационных параметров: дозиметр ДКГ-03Д "Грач", дозиметр-радиометр "ДРБП-03", дозиметрическая установка "Гамма-сенсор", радиометр-дозиметр "РКС-01 – СОЛО", радиометр радона и его дочерних продуктов распада "РАМОН-02" совмещенный с "РАМОН-РАДОН-01" в едином корпусе, прибор "ЭПРАМ-01-СОЛО", гамма-бета спектрометр "СПЕКТР-01-СОЛО".

На ряду с измерениями нерадиационных и радиационных показателей экологической обстановки села Калачи были отобраны пробы объектов окружающей среды (86 проб) и биосубстратов населения с. Калачи (283 пробы) для исследования элементного состава методом масс-спектрометрии. Элементный анализ проводился на базе НИИ РМиЭ масс-спектрометром с индуктивно связанной плазмой iCAP-Qc. Масс-спектрометрические исследования объектов окружающей среды и биосубстратов человека также были выполнены в следующих организациях: Химико-аналитический центр "Плазма" (Томск, Россия), Intertech Corporation (Москва, Россия), Государственный университет им. Шакарима (Семей, Казахстан).

## Результаты исследований

*Нерадиационные показатели экологической обстановки.* Результаты измерений концентрации вредных веществ в атмосферном воздухе показали, что 18 из 21 исследуемых параметров атмосферного воздуха ниже предельно допустимых концентраций. Выявлено превышение: озона в 1,3–4,3 раза над ПДК (35% точек измерения), оксида углерода в 1,3–2 раза (26%), ацетона на 2 порядка (47%).

На наличие ядохимикатов были исследованы продукты питания, почва и вода из водопровода. Ни в одном из исследуемых образцов ядохимикаты: ГХЦГ ($\alpha$, $\beta$, $\gamma$ изомеры), ДДТ и его метаболиты, гексахлорбензол, 2,4Д кислота, премис, гептохлор, $\gamma$-ГХЦГ (линдан), ДДТ (сумма изомеров) не обнаружены. В почве и в продуктах питания измерено содержание токсичных веществ. Уровни содержания свинца (0,0002–0,32 мг/кг) не превышают допустимых значений. Кадмий, мышьяк, ртуть в исследуемых пробах не обнаружены. На наличие химических элементов была исследована вода из водопровода. Селен, кадмий, мышьяк, марганец, ртуть, сурьма не обнаружены. Цинк, свинец не превышают допустимых значений. Медь в двух пробах не была обнаружена, в одной – не превышает допустимых показателей. Пестициды в воде из водопровода не обнаружены.

*Радиационные показатели экологической обстановки.* Мощность экспозиционной дозы (МЭД) на территории с. Калачи находится в пределах: 0,06–0,19 мкЗв/ч на открытой местности, 0,06–0,22 мкЗв/ч внутри жилых помещений, 0,07–0,12 мкЗв/ч внутри других помещений.

МЭД в районе рекультивированных урановых шахт находится в пределах 0,15–0,38 мкЗв/ч. В отдельных точках были зафиксированы значительные значения МЭД (4,51 мкЗв/ч у шахты №6, на кургане вблизи урановой шахты №2 12,367 мкЗв/ч). Повышенный уровень гамма-излучения в районе шахт является характерным для урансодержащих пород. Пиковые значения на шахтах объясняются наличием вблизи отвалов породы.

На территории с. Калачи основной вклад в дозу гама-излучения вносят радионуклиды K-40 и Cs-137 практически в одинаковом процентом соотношении (в пределах 25%). На территориях рекультивированных урановых шахт основной вклад в дозу гамма-излучения вносит радионуклид Cs-137 (40,7%).

Разброс результатов замеров плотности потока альфа-частиц составляет 0,003–2,837 альфа-частиц/мин·см$^2$. Плотность потока бета-частиц составляет 0,284–15,694 бета-частиц/мин·см$^2$.

Полученные значения объемной активности радона в питьевой воде находятся в пределах 0,51–29,1 Бк/л. При исследовании питьевой воды на содержание радиоактивных элементов определены изотопы Po-210, Pb-210, Ra-228, Ra-226, U-238, Th-232, содержание удельной активности которых не превышает допустимого уровня. Суммарная альфа-активность воды находится в пределах 0,07–0,14 Бк/кг, суммарная бета-активность – 0,006–0,2 Бк/кг.

При спектрометрическом исследовании проб почвы с. Калачи определены радионуклиды Cs-137, Th-232, Ra-

226, K-40. Удельное содержание Cs-137 и Ra-226 в почве села превышают значения, содержащиеся в почвах Акмолинской области и приводимые по Республике в целом; содержание Cs-137 и Th-232 превышает значение среднемирового показателя.

В продуктах питания определены изотопы Cs-137 и Sr-90, средние значения удельной активности которых ниже допустимого содержания данных радионуклидов в продуктах питания, определяемых Гигиеническими нормативами. Однако активность Cs-137 в продуктах питания с. Калачи превышает средние значения по Акмолинской области.

*Объемная активность радона.* Результаты измерений объемной активности радона (ЭРОА) показывают неравномерность уровней содержания радона в воздухе, изменяющуюся не только ежесуточно, но и ежечасно. В сравнении замеров, сделанных в жилых помещениях за один и тот же период времени, наблюдаются скачкообразные колебания показателей ЭРОА, характерные для всего периода проводимых измерений. Активность радона в течение суток может повышаться или понижаться в несколько раз.

В целом, большинство показателей укладываются в рамки предельно допустимых концентраций, но при этом следует отметить общую высокую объемную активность радона, в среднем не опускающуюся ниже 100 Бк/м$^3$, тогда как на большей части территории Казахстана этот показатель в 2 раза меньше. Также следует принимать во внимание залповый характер выбросов радона.

Оценивая пиковые значения концентрации радона (измерения 2014 г.) в воздухе жилых помещений села Калачи, в 39% случаев наблюдались превышения установленных нормативов, из них в 19% превышения ПДК до 2,5 раз, в 13% – до 5 раз, в 7% случаев – пятикратное и более. С учетом пиковых показателей замеров в подвальных помещениях, процент зданий с превышением ПДК составит уже 63%: 29% с превышением до 2,5 раз, 14% – до 5 раз и 20% – свыше 5 раз.

В 2015 г. средняя объемная активность радона в жилых помещениях повысилась с 186 до 211 Бк/м$^3$, в то же время средняя ЭРОА радона в подвальных помещениях снизилась с 740 до 642 Бк/м$^3$ (в погребах вне дома) и до 290 (собственно в подвалах). Зафиксированные изменения объемной активности радона подвержены прямому влиянию погодных условий и температурных перепадов.

Одна из возможных причин повышенной активности концентрации радона в жилых помещениях села Калачи – процессы, происходящие в заброшенных шахтах бывшего уранодобывающего комплекса. В результате многолетней подземной разработки Ишимского месторождения под землей образовались обширные пустоты. При ликвидации заброшенные шахты были затоплены. В настоящее время откачка воды не производится. В периоды повышения температуры из-за возникающего перепада давления, а также во время весеннего снеготаяния и сезонов дождей из-за повышения уровня воды в шахтах, происходит увеличение давления на воздушно-газовую смесь и ее залповые выбросы к дневной поверхности по проницаемым зонам в породах и почвах. Это может касаться поступления и других газов, образующихся в затопленном пространстве (соединений азота, озона, ацетона и др.).

Нам представляется, что повышенное содержание радона на территории села, носящее выбросной, залповый характер поступления в жилые дома, подполья и подвалы, может рассматриваться как вероятная причина заболевания населения, учитывая свойства радона как инертного газа, возможно при сочетанном воздействие и других компонентов газовой смеси (NO и др.).

*Элементный анализ.* В результате проведенных масс-спектрометрических исследований установлено, что элементный состав исследуемых объектов окружающей среды (почва, растительность, природная вода), а также овощей и питьевой воды в целом не имеет аномальных отклонений от нормативных и литературных значений. Повышенное содержание отдельных элементов связано с геоэкологическими особенностями территории.

По ряду элементов наблюдается неоднородность распределения химических элементов в биосубстратах населения (кровь, волосы). Это может являться косвенным свидетельством наличия разных источников поступления химических элементов в организм человека, или возможно связано с различием физиологических особенностей жителей с. Калачи, у которых были взяты пробы. Максимальный разброс значений изученных элементов среди проб отмечен для Bi, Sb, Pb, K, Cd, Nb, Rb (77,3–10,9 раз). В целом, элементный химический состава волос населения села не имеет аномальных отклонений от нормативных и литературных данных. Содержание продуктов распада радона (висмут, свинец) в биосубстратах человека может рассматриваться как дополнительное подтверждение “радоновой модели” экологического воздействия на население села.

*Направленность медицинских исследований.* В рамках медицинских исследований проведен анализ демографических показателей (на 2014 г.: доля мужчин в структуре населения – 48,3%; доля женщин в структуре населения – 51,7%; рождаемость – 9,0 на 1000 населения; смертность – 7,2 на 1000 населения; естественный прирост – 1,8 на 1000 населения; плодовитость – 47,2 на 1000 женщин в возрасте 15–49 лет; неонатальная смертность – 200,0 на 1000 родившихся живыми.

Структура населения села Калачи представлена регрессивным типом, при котором доля лиц в возрасте 50 лет и старше (42,5%) превышает долю детского населения (16,3%) в 2,6 раза.

Одновременно был проведен ретроспективный анализ медицинской документации (истории болезни). Результаты этого направления исследований, позволили выделить общие клинико-патологические состояния “заболевших” лиц и определить следующие симптомы, характеризующие “синдром Калачи”: развитие патологических состояний носит сезонный характер (в период максимальных колебаний температур воздуха); проживание “заболевших” лиц совпадают с точками превышения ПДК радона, содержащегося в воздухе жилых помещений; неспецифические вегетативные и астенические

расстройства, составляющие астеновегетативный синдром (общая слабость, адинамия, быстрая утомляемость), выраженность которого увеличивается в соответствии с наращиванием симптомов интоксикации; повышенная сонливость; нарушение сознания (количественные – оглушение, сопор; качественные – делирий); функциональные нарушения печени, поджелудочной железы, почек. Учитывая однотипность патологических состояний можно судить о том, что на этих индивидуумов воздействует единый токсический агент (или группа токсических веществ) [2].

При анализе результатов микроядерного теста установлено, что у "заболевших" жителей с. Калачи, имеется выраженное превышение медианы индекса пролиферации по сравнению с контролем в 4 раза. При анализе числа лиц с хромосомными нарушениями установлено, что в основной группе ("заболевшие") хромосомные аберрации обнаружены у 28,6% человек; в группе сравнения у 9,1%; в контрольной – 15%. Число аберрантных метафаз в основной группе было большим по сравнению с контрольной группой и группой сравнения. Результаты исследования генотоксического влияния неустановленного агента на состояние здоровья населения, проживающего в с. Калачи, могут указывать на наличие различий в структуре и уровне цитогенетических нарушений среди "заболевших" лиц, а повышение частоты дицентрических хромосом, считающихся маркерами радиационного поражения, не исключает влияния повышенного содержания радона в воздухе [1].

**Заключение**

В результате проведения комплексных экологических исследований, в число которых входило определение десятков как радиационных, так и нерадиационных экологических параметров, особого внимания и более глубокого исследования требуют следующие установленные факты:

Во-первых, повышенное содержание (в сравнении с установленными нормами) радона в воздухе жилых помещений села, которое носит сезонно-залповый характер. Вероятной причиной залпового выхода газа на поверхность является повышение давления на газовую смесь со стороны вод, находящихся в шахтах, при увеличении объема подземных вод. В настоящее время опасность для населения представляет свойство радона, как инертного газа, производить нарколептический эффект. В последующем опасность для населения будет представлять свойство радона, как радиоактивного элемента, вызывать радиационные эффекты.

Содержание продуктов распада радона (висмут, свинец) в биосубстратах человека является дополнительным подтверждением "радоновой модели" экологического воздействия на население села.

Также, обращает на себя внимание повышенное содержание ацетона в жилых помещениях села, зафиксированное в краткосрочный период. Этот процесс носит техногенный характер и вероятно вызван физико-химическими процессами, происходящими в шахтах.

По результатам проведенных работ были сделаны предложения для дальнейших исследований и практических работ на территории села, среди которых: "необходимо провести геолого-гидрогеологические исследования с бурением скважин..." [6].

Работы по разгрузке шахт путем бурения скважин были проведены осенью 2015 г. Национальным ядерным центром Республики Казахстан. Случаи заболеваний населения села с тех пор не зафиксированы. Но, не смотря на это, необходимо однозначно выявить причинно-следственные связи между экологическими параметрами и состоянием здоровья населения.

Также, необходимо учитывать, что на территории Казахстана в местах бывшей добычи урана, где имеется большое количество затопленных урановых рудников, может сформироваться подобная обстановка. Сравнивая полученные данные с исследованиями, проводимыми по всей территории Казахстана, можно сделать вывод, что повышенный характер активности радона в селе Калачи не является уникальным случаем, более того – не обнаруживает столь высоких показателей ЭРОА радона, как в некоторых других населенных пунктах Акмолинской области. Согласно предварительному анализу радоноопасных территорий Казахстана, около 8 млн. жителей республики проживает в потенциально опасных зонах [5]. Но при этом только на территории с. Калачи наблюдаются симптомы "синдрома Калачи". Таким образом, к возникновению этой патологии, по видимому, приводит целый комплекс причин, воздействие группы различных факторов, а не только повышенные концентрации радона.

Если рассматривать рекомендации общего характера по этому вопросу для всей территории Казахстана, для снижения уровня заболеваемости и смертности от рака легких необходимо выделить радоноопасные территории и проводить их геоэкологический мониторинг, а также принимать меры по снижению воздействия радона на здоровье населения [3].

***Литература***


1. *Анализ случаев заболеваний в с. Калачи Акмолинской области ("Синдром Калачи") [Электронный ресурс] / К.Н. Апсаликов, Т.И. Белихина, Т.Ж. Мулдагалиев и др. // Сборник тезисов XI Международной научно-практической конференции "Экология. Радиация. Здоровье" (28–29 августа 2015 г.), Государственный медицинский университет г. Семей. – 2015. – С. 63. – URL: http://ssmu.kz/ru/pages/default/view?id=sci-downl.*
2. *О некоторых проблемных вопросах населенных пунктов, расположенных вблизи заброшенных урановых шахт (на примере с. Калачи Акмолинской области) / К.Н. Апсаликов, А.В. Липихина, Т.И. Белихина и др. // Современные вопросы клинической медицины : сборник научных трудов / гл. ред. Н.Б. Табынбаев. – Астана, 2015. – С. 40–45.*
3. *Радон на территории села Калачи Акмолинской области [Электронный ресурс] / К.Н. Апсаликов, А.В. Липихина, В.В. Колбин и др. // Universum: Химия и биология. – 2015. – № 12 (19). – URL: http://7universum.com/ru/nature/archive/item/2811.*
4. *Ишимское месторождение: сайт Комитета геологии и недропользования Министерства по инвестициям и развитию Республики Казахстан [Электронный ре-*

*сурс]. – URL: http://www.geology.gov.kz/ru/informatsiya/spravochnik-mestorozhdenij-kazakhstana/tverdye-poleznye-iskopaemye/item/ (дата обращения: 14.11.2014).*

5. *Изучение взаимосвязи концентрации почвенного радона с его содержанием в воздухе помещений и разработка критериев оценки территорий по степени радоновой опасности. ТОО "ЭКОСЕРВИС-С" / П.Г. Каюков, В.А. Бенсман, Е.В. Федоров и др. –Алматы, 2011. – 157 с.*
6. *Комплексные медико-экологические исследования населения и территории села Калачи Есильского района : отчет. – Семей, 2014. – 78 с.*
7. *Постановление Правительства от 25.07.2001 N 1006 "Об утверждении программы консервации уранодобывающих предприятий и ликвидации последствий разработки урановых месторождений на 2001–2010 годы".*

# ИНТЕГРАЦИЯ ДАННЫХ ИЗ МЕДИЦИНСКОГО РЕГИСТРА НАСЕЛЕНИЯ КАЗАХСТАНА, ПОДВЕРГШЕГОСЯ ВОЗДЕЙСТВИЮ МАЛЫХ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ, НА ЕВРОПЕЙСКУЮ ПЛАТФОРМУ "MELODI"

А.В. Липихина, Т.И. Белихина, А.Е. Мансарина, Ш.Б. Жакупова, А.К. Жармухамбетова, Ю.Ю. Брайт

Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии, г. Семей, Казахстан, nii.rm@rirme.kz

# INTEGRATION OF DATA FROM THE MEDICAL REGISTER OF KAZAKHSTAN'S POPULATION EXPOSED TO LOW DOSES OF RADIATION INTO THE EUROPEAN PLATFORM "MELODI"

A.V. Lipikhina, T.I. Belikhina, A.E. Mansarina, Sh.B. Zhakupova, A.K. Zharmukhambetova, Yu.Yu. Brait

Scientific Research Institute of Radiation Medicine and Ecology, Semey, Kazakhstan

Медицинская и дозиметрическая информация из Государственного научного автоматизированного медицинского регистра лиц, пострадавших от деятельности Семипалатинского ядерного полигона интегрирована в Европейскую базу данных научной платформы "MELODI" по исследованию малых доз радиации на организм человека.

Medical and dosimetric information from the State scientific automated medical register of persons suffered from the activities of Semipalatinsk nuclear test site is integrated into the European database of the scientific "MELODI" platform(Multidisciplinary European Low Dose Risk Research Initiative).

В течение 40 лет, с 1949 по 1989 гг., на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне (СИЯП) бывшего Советского Союза было проведено 30 наземных, 88 атмосферных и 340 подземных ядерных и термоядерных взрывов. Радиоактивному загрязнению подверглись территории Восточно-Казахстанской и частично Павлодарской и Карагандинской областей Казахстана. По различным оценкам, около 1,2 млн чел. были облучены [3].

В Научно-исследовательском институте радиационной медицины и экологии при участии специалистов Института по изучению радиационных эффектов (г. Хиросима, Япония) в 2003 г. создан Государственный научный автоматизированный медицинский регистр лиц, пострадавших от деятельности Семипалатинского ядерного полигона (ГНАМР). Основанием к созданию ГНАМР является Закон РК от 18 декабря 1992 г. № 1787 – № XII "О социальной защите граждан, пострадавших вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном полигоне", с изменениями от 16.11.1999 г., статьи 4.5.17. Аналогами данного регистра являются регистр пострадавших в Японии, Региональные российские медико-дозиметрические регистры в Томске, Челябинске, Чернобыльский Регистр (Украина, Белоруссия, Россия).

Целью создания регистра является обеспечение долговременного, автоматизированного, персонального учета лиц, непосредственно подвергавшихся радиационному воздействию в результате испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне, и их последующих поколений, с указанием полученных доз облучения и медицинской информации для динамического наблюдения за их состоянием здоровья.

ГНАМР позволяет проводить научно-клинические исследования с применением современных технологий для долговременного мониторинга за состоянием здоровья лиц, подвергшихся радиационному воздействию. Главной идеей ГНАМР является его применение в научных и практических целях для статистического и эпидемиологического анализа, а также для прогнозирования возможных рисков радиационно-индуцированных заболеваний, возникающих при длительном радиационном воздействии [2]. Информация, содержащаяся в регистре, включает в себя паспортную часть, радиационный маршрут, родственные связи, профессию, наличие и номера официальных документов, дозиметрические данные, а также медицинские данные; в случае смерти – причину смерти [1]. Анализ данных регистра позволяет оценивать динамику заболеваемости и смертности

среди тех или иных категорий людей, а также прогнозировать медико-демографическую обстановку на территориях, подвергшихся радиационному воздействию. На сегодняшний день в базе данных ГНАМР содержится регистрационная, медицинская, дозиметрическая информация на более 316 000 чел.

В 2015 г. проведена работа по адаптации и ассимиляции информации на 8400 чел. из базы данных ГНАМР с Европейской базой данных научной платформы "MELODI" по исследованию малых доз радиации на организм человека [4].

Мультидисциплинарная низкодозовая европейская инициатива "MELODI" является "консолидацией европейских инициатив по вопросам исследований и лучшего понимания медицинских последствий воздействия низких доз ионизирующего излучения". В платформу "MELODI" уже интегрированы 20 европейских национальных исследовательских организаций.

Критерии отбора 8400 чел. из базы данных ГНАМР для включения в "MELODI":

- все лица проживали или проживают на территориях, прилегающих к СИЯП;
- 1-е поколение – родители – прямое облучение от ядерных испытаний на СИЯП;
- 2-е поколение – дети – вероятное облучение при проживании на радиоактивно загрязненной территории или по пищевой цепи облучения;
- 3-е поколение – внуки – необлученные.

Ряд лиц, рожденных после 1963 г. либо приехавших на загрязненные территории после 1963 г., вошли в группу 1-го поколения по следующим причинам: их супруг (либо супруга) подверглись непосредственному воздействию атмосферных ядерных испытаний, они имеют детей (2-е поколение) и внуков (3-е поколение).

Включены следующие данные:

а) регистрационные данные: идентификационный номер индивида, пол, гражданство, дата и место рождения;

б) медицинская информация (в случае необходимости): дата и названия диагнозов, врожденные пороки развития, причина смерти;

в) дозиметрические данные: радиационный маршрут, доза облучения;

г) сведения о жизненных факторах: курение, алкоголь;

д) наличие биологических образцов: кровь, ДНК, опухолевые и здоровые ткани.

В целом, имеется следующая информация: 11327 первичных медицинских диагноз, 1199 причин смерти, 1937 информаций о курении, 2982 информаций об употреблении алкоголя, 215 образцов крови, 79 ДНК, 14 опухолевых и 14 здоровых образцов тканей, 145 информация о хромосомных аберрациях.

База данных для исследования трех поколений может быть расширена.

Вхождение Казахстана в европейскую платформу "MELODI" имеет высокую современную актуальность, так как определяет целесообразность разработки нового международного сотрудничества для изучения воздействия на здоровье человека низких и умеренных доз ионизирующего излучения.

***Литература***


1. *Александрова Л.В., Липихина А.В. Государственный научный автоматизированный медицинский регистр населения Казахстана, подвергавшегося радиационному воздействию вследствие испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне // Молодежь и современные информационные технологии : сборник трудов XIII Международной научно-практической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых : в 2 томах / Национальный исследовательский Томский политехнический университет, Институт кибернетики (ИК) ; под ред. Т.Е. Мамоновой [и др.]. – Томск, 2016. – С. 266–267.*
2. *Регистрация граждан, пострадавших от деятельности Семипалатинского ядерного полигона / Ш.Б. Жакупова, Р.Р. Измайлов, Д.Ж. Жаскайрат и др. // Сборник тезисов XI Международной научно-практической конференции "Экология. Радиация. Здоровье" (28–29 августа 2015 г.), Государственный медицинский университет г. Семей. – 2015. – С. 19.*
3. *Semipalatinsk nuclear testing: the humanitarian consequences / R. Vakulchuk, K. Gjerde, T. Belikhina, K. Apsalikov ; Norwegian Institute of International Affairs // NUPI Report. – 2014. – No. 1. – P. 36.*
4. *Melodi [Электронный ресурс]. – URL: www.melodi-online.eu.*


## УРОВЕНЬ СОДЕРЖАНИЯ ТРИТИЯ В ВОЗДУШНОЙ СРЕДЕ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА


О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, Л.В. Тимонова, Д.В. Турченко

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Казахстан, Lyahova@nnc.kz


## LEVEL OF TRITIUM CONTENT IN THE AIR ENVIRONMENT OF SEMIPALATINSK TEST SITE


O.N. Lyakhova, S.N. Lukashenko, L.V. Timonova, D.V. Turchenko

Institute of Radiation Safety and Ecology of the NNC RK, Kazakhstan

The paper considers the issues related to peculiarities of tritium distribution in the atmosphere at the territory suffered from radioactive contamination as the result of nuclear tests. The paper provides the data on researches of concentration levels of two tritium basic forms, contained in air – tritium oxide (HTO) and gaseous tritium compounds ($T_{gas.}$) in venues of nuclear explosions carried out at the territory of Semipalatinsk Test Site.
***Keywords:*** radioactive contamination, Semipalatinsk Test Site (STS), radionuclide, tritium, gaseous tritium compounds, air basin, air, venues of excavation tests.

## Введение

Вследствие проведения ядерных испытаний на территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП) образовалось большое количество трития (Т). Ввиду того, что виды взрывов и условия их проведения были различными, количество образовавшегося Т, пути его поступления в воздушную среду и характер распределения в атмосферном воздухе в каждом случае могут существенно отличаться. В ранее проведенных исследованиях детально изучены основные источники поступления Т в атмосферу (вода, растительность, почвенная влага, полости штолен) [11, 12]. В данной работе детально рассмотрены вопросы, касающиеся уровня содержания трития в воздушной среде.

Цель исследований – оценка тритиевого загрязнения воздушной среды СИП и характера распределения трития в местах проведения ядерных испытаний.

Исследования осуществлялись в местах проведения подземных ядерных испытаний (ПЯВ) – площадка площадки "Дегелен" и "Балапан", а также в местах проведения воздушных, наземных и эскавационных ядерных испытаний – площадка "Опытное поле" и "Атомное" озеро.

## Материалы и методы

*Краткая характеристика объектов исследования.* Испытательная площадка "Опытное поле" предназначалась для проведения наземных и воздушных ядерных испытаний. В ходе проведения исследований радиационной обстановки на территории "Опытного поля" на всех технических площадках было зафиксировано значительное количество радионуклида Т в почве, удельная активность которого составляла до 70000 Бк/кг [10].

Площадки "Дегелен" и "Балапан" предназначались для проведения подземных ядерных испытаний (ПЯВ) в горизонтальных горных штольнях, диаметром до 3 м и глубиной до 2 км и вертикальных скважинах глубиной от 200 до 1000 м.

Основная доля радиоактивности сосредоточена в полостях штолен. Однако, за счет вноса радиоактивности из полостей штолен водным путем (штольневыми водотоками) на приустьевых участках некоторых штолен отмечается высокое содержание радионуклидов $^{137}Cs$, $^{90}Sr$ и Т в объектах окружающей среды [4–6].

Радиоактивное загрязнение в скважинах ПЯВ незначительно, однако у оголовков некоторых скважин отмечается присутствие в почве $^{241}Am$, $^{137}Cs$, $^{90}Sr$, $^{152,154}Eu$ и Т. [3, 9].

В результате проведения экскавационных ядерных испытаний образовались воронки радиусом в сотни и глубиной несколько десятков метров, которые вскоре заполнились паводковыми водами. Наиболее крупное из них – воронка "Атомное" озеро, расположенная на площадке "Балапан". В настоящее время максимальная концентрация искусственных радионуклидов отмечается на гребне навала, образованного вокруг воронки, в воде озера также отмечено присутствие радионуклидов $^{90}Sr$, $^{239+240}Pu$, Т [7].

*Отбор и подготовка проб воздуха.* Содержание НТО и $T_{газ.}$ определялось в атмосферном и почвенном воздухе. Отбор проб воздуха проводился при помощи коллектора трития.

Суть работы коллектора основана на последовательном улавливании водяных паров воздуха для определения содержания НТО, а затем, после процесса окисления воздуха (при помощи палладиевой спирали, нагретой до 450 °С), улавливании всех газообразных соединений $T_{газ.}$ [8].

Определение активности Т в отобранных образцах проводилось при помощи низкофонового жидкосцинтилляционного спектрометра Sample Quantulus 1200. Время измерения подготовленного счетного образца составляло порядка 120–180 мин. Обработка спектра и расчет удельной активности Т осуществлялись с помощью программы QuantaSmart.

## Результаты исследования

*Площадка "Опытное поле".* Согласно полученным данным на территории площадки "Опытное поле" не наблюдается процессов эманации $T_{газ.}$ с поверхности почвы. Однако, на некоторых участках было зафиксировано присутствие НТО в воздухе, объемной активностью 0,8 и 0,3 Бк/м$^3$. Несмотря на то, что полученные значения не высоки, они практически на порядок превышают значение МДА (0,05 Бк/м$^3$).

Полученные значения не представляют опасности с точки зрения радиоактивного загрязнения воздушной среды, но являются значимыми для проведения радиационной оценки мест проведения наземных и воздушных ядерных испытаний.

*Площадка "Дегелен".* Исследование показало, что объемная активность НТО в штольневом воздухе составила от 1 до 30 Бк/м$^3$. Полученные данные были ожидаемы, так как по результатам ранее проведенных исследований внутри полостей штолен было зафиксировано высокое содержание НТО [12]. Одним из основных источников поступления Т в воздушную среду на данных участках являются радиоактивно-загрязненные водотоки, удельная активность Т в которых достигает сотен Бк/кг [2].

Исследование содержания $T_{газ.}$ показало его присутствие только в воздушной среде одной из обследованных штолен, объемная активность составила порядка 1 Бк/м$^3$. Так как ранее уровень содержания $T_{газ.}$ в возду-

хе штолен не изучался, полученные данные указывают на необходимость проведения более детальных исследований.

*Площадка "Балапан".* Исследование воздушной среды на приустьевом участке одной из скважин №1010 показало присутствие Т в виде НТО и $Т_{газ.}$ в атмосферном и почвенном воздухе, что указывает на протекание процессов эманации обеих форм Т с поверхности почвы в приземный слой атмосферы.

Концентрация НТО в атмосферном воздухе составила 1–7 Бк/м$^3$. В остальных точках исследования содержание НТО в атмосферном воздухе составляло менее предела обнаружения. Концентрация НТО в почвенном воздухе в целом несколько выше, чем в атмосферном, объемная активность местами достигает 20 Бк/м$^3$, с максимумом вблизи оголовка скважины.

Максимальные значения концентрации $Т_{газ.}$ также были отмечены вблизи оголовка скважины. Объемная активность $Т_{газ.}$ составила от 50 до 230 Бк/м$^3$ как в атмосферном, так и в почвенном воздухе.

*"Атомное" озеро.* Исследование тритиевого загрязнение воздуха в районе расположения "Атомного" озера показало наличие в воздухе НТО и $Т_{газ.}$ на гребне воронки. На территории, прилегающей к озеру детектируемых значений содержания Т в воздухе отмечено не было. Объемная активность НТО в воздушной среде озера составила от 1 до 12 Бк/м$^3$. Объемная активность $Т_{газ.}$ на гребне воронки составила 3–6 Бк/м$^3$.

## Выводы

В ходе работ проведено исследование содержания двух форм Т на радиационно-опасных объектах СИП – окисленной формы НТО и газообразной формы $Т_{газ}$. Обследованы основные испытательные площадки полигона – "Дегелен", "Балапан", "Опытное поле", и один из основных радиационно-опасных объектов полигона – "Атомное озеро".

Установлено, что присутствие НТО в воздушной среде зафиксировано на всех объектах исследования. Значения объемной активности изменяются в диапазоне значений от 1 до 30 Бк/м$^3$. Максимальное содержание отмечено на площадке "Дегелен" в районе расположения штольни с водопроявлением.

Присутствие газообразных $Т_{газ.}$ зафиксировано на всех объектах, за исключением площадки "Опытное поле", где его объемная активность составила менее предела обнаружения (<0,05 Бк/м$^3$). Объемная активность $Т_{газ.}$ изменялась в диапазоне значений от 1 до 230 Бк/м$^3$. Максимальное содержание отмечено в месте расположения устья скважины 1010, расположенной на территории площадки "Балапан".

Анализ всех полученных указывает на протекании процессов эманации Т с поверхности почвы в атмосферу в местах проведения ядерных испытаний различного характера.

Однако нельзя не отметить, что значения объемной активности НТО и $Т_{газ.}$ в воздухе исследованных участков не превышают значения допустимой объемной активности Т во вдыхаемом воздухе для населения, которое составляет 1900 Бк/м$^3$ [1].

Для формирования полной картины тритиевого загрязнения воздушной среды мест проведения ядерных испытаний требуются дальнейшие, более детальные исследования. Исследования будут касаться, в первую очередь, вопросов изучения источников и характера перераспределения Т в приземный слой атмосферы в местах проведения ядерных испытаний.

***Литература***


1. *Гигиенические нормативы "Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности" РК №155 от 27.02.2015.*
2. *Изучение современного состояния и последствий деятельности объектов атомной энергетики Семипалатинского полигона на окружающую среду. Исследование экосистем, подверженных влиянию радиоактивно-загрязненных водотоков : отчет о НИР (годовой) / ИРБЭ НЯЦ РК ; рук. С.Н. Лукашенко ; исполн. Ю.Г. Стрильчук и др. – Курчатов : ИРБЭ НЯЦ РК, 2011. – 32 с.*
3. *Комплексное изучение миграции радионуклидов в экосистемах различных ландшафтов Семипалатинского полигона, подвергшихся ядерным испытаниям разного характера (заключительный) за 2014 г. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК) ; рук. С.Н. Лукашенко, А.В. Паницкий, А.О. Айдарханов – Курчатов : ИРБЭ НЯЦ РК, 2014. – 92 с. – № ГР 0112РК00543. – Инв. №0214РК02967.*
4. *Ляхова О.Н., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О. Выявление основных источников поступления трития в атмосферный воздух и оценка уровня загрязнения тритием воздушной среды горного массива Дегелен // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2010. – № 3 (14). – С. 73–82.*
5. *Исследование содержания трития в объектах окружающей среды на территории испытательной площадки "Дегелен" / О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин и др. // Вестник НЯЦ РК. – 2007. – Вып. 4(32). – С. 80.*
6. *Динамика изменения концентрации трития в атмосферном воздухе горного массива Дегелен / С.Н. Лукашенко, М.А. Умаров, О.Н. Ляхова и др. // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и проблемы нераспространения: материалы III междунар. научно-практическая конф., 6–8 октября 2008 г. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК. – Курчатов, 2008. – С. 36–38.*
7. *Оценка радиологической обстановки и мониторинг на территории СИП и прилегающих к нему регионов. Разработка природоохранных мероприятий : отчет о НИР: К-893 / ИЯФ НЯЦ РК ; рук. С.Н. Лукашенко ; исполн. В.Н. Глущенко и др. – Алматы : Институт ядерной физики РК, 2005. – 94 с.*
8. *Разработка современных методов определения содержания некоторых дозообразующих радионуклидов (14C, 151Sm, 3H, 99Tc) в объектах окружающей среды, технологических продуктах, выбросах и сбросах объектов ядерно-энергетической отрасли: отчет о НИР (промежуточный) за 2013 г. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК (ИРБЭ НЯЦ РК), рук. С.Н. Лукашенко, С.Е. Сальменбаев – Курчатов :*

*ИРБЭ НЯЦ РК, 2013. – 56 с. – № ГР0112 РК02597. – Инв. №0213РК03165.*

9. *Выявление путей миграции техногенных радионуклидов за пределы площадки "Балапан" / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, В.В. Романенко и др. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сб. тр. Института радиационной безопасности и экологии за 2010 г. – Павлодар : Дом печати, 2011. – Вып. 3. – С. 161–232.*
10. *Исследования содержания трития в почве в местах проведения ядерных испытаний на Семипалатинском ядерном полигоне / Л.В. Тимонова, О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2015. – №6 (55). – С. 667–672.*
11. *Lyakhova O.N., Lukashenko S.N., Larionova N.V. Contamination mechanisms of air basin with tritium in venues of underground nuclear explosions at the former Semipalatinsk test site // Journal of Environmental Radioactivity. – 2012. – Vol. 113. – P. 98–107.*
12. *Lyakhova O.N., Lukashenko S.N., Tur S. Tritium as an indicator of venues for nuclear tests" // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 124. – P. 13–21.*

# УРАН И ТОРИЙ В ПОЧВАХ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ОЗЕРА БОЛЬШОЕ ЯРОВОЕ

И.Н. Маликова, В.Д. Страховенко

Институт геологии и минералогии СО РАН, г. Новосибирск, strahova@igm.nsc.ru

# URANIUM AND THORIUM IN SOILS AND SEDIMENTS OF LAKE GREAT YAROVOYE.

I.N. Malikova, V.D. Strahovenko

Institute of geology and mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia

Содержания урана и тория и значения Th/U отношения в почвах и донных осадках природной системы озера Большое Яровое ниже, чем средние данные по Алтайскому краю. Рассматриваются основные факторы, влияющие на содержания урана и тория. Распределение урана и тория в донных отложениях по акватории озера неоднородно. Максимальные их содержания наблюдаются в южной ее части в районе "карбонатного" берега и развития солончакового процесса в почвах. Результаты факторного анализа свидетельствуют о различиях корреляционных связей урана и тория в почвах и донных осадках.

The content of uranium, thorium and values Th/U relationships in soils and sediments of the natural system of Lake Great Yarovoye lower than average for the Altai Territory. Distribution of uranium and thorium in bottom sediments is not uniform. Maximum in precipitation observed in the southern part of the area in the "carbonate" bank because of saline and gleysol development processes in soils. Factorial analysis results show the difference correlates of uranium and thorium in soils of the catchment area of the Lake. Uranium has a single positive relationship with chrome and indirectly with manganese. Thorium has a positive correlation with elements of debris soil component. Relationship with uranium is absent. In bottom sediments uranium and thorium have positive correlation with almost all elements of debris component. Thorium has the strong positive relationship with uranium (correlation coefficient of more than 0,9).

## Введение

Изучение поведения урана и тория и величины Th/U отношения в экзогенных процессах позволяет решать многие геохимические проблемы, и следить за радиационным состоянием окружающей среды [5, 6, 9, 10]. Целью данной работы является использование содержаний урана и тория и их корреляционных связей с другими элементами в почвах и донных отложениях для изучения геохимических особенностей озерной системы соленого озера Большое Яровое (рис.1).

Озеро Большое Яровое находится в сухостепной зоне Алтайского края с годичным количеством атмосферных осадков 250–300 мм и является бессточным. Общая минерализация воды в озере составляет 170–250 г/л, изменяясь в зависимости от времени года и количества осадков. Донные отложения представлены песчанистыми илами, иногда с прослоями мирабилита и примесью галита. По данным рентгеноструктурного анализа, кроме органического вещества, установлены кальцит, кварц, плагиоклаз, калиевый полевой шпат, хлорит, каолинит, иллит. Почвы водосбора сформировались на основе покровных лессовидных суглинков и представлены более древними каштановыми почвами, черноземами южными солонцеватыми и более молодыми солончаками, солончаками луговыми, и солонцами. В почвах, кроме аморфного органического вещества, рентгеноструктурным анализом установлены кварц, плагиоклаз, калиевый полевой шпат, кальцит, каолинит и примесь иллита, смектита, хлорита.

Опробование почв проводилось по генетическим горизонтам до исходных пород в 14 разрезах (73 пробы). Донные отложения опробовались с катамарана специальными пробоотборниками в 15 скважинах на глубину до 90 см (73 пробы). Пробы отобраны через каждые 3 см. Определение урана и тория проводилось на гамма-спектрометрах с колодезными сцинтилляционными кристаллами NaJ (Tl) размерами 200x200 и 150x150 мм. Объем пробы составлял 300–330 см$^3$. Гамма-спектрометрическое определение естественных радионуклидов, которое привлекает своей экспрессностью и высокой чувствительностью, обеспечивает удовлетворитель-

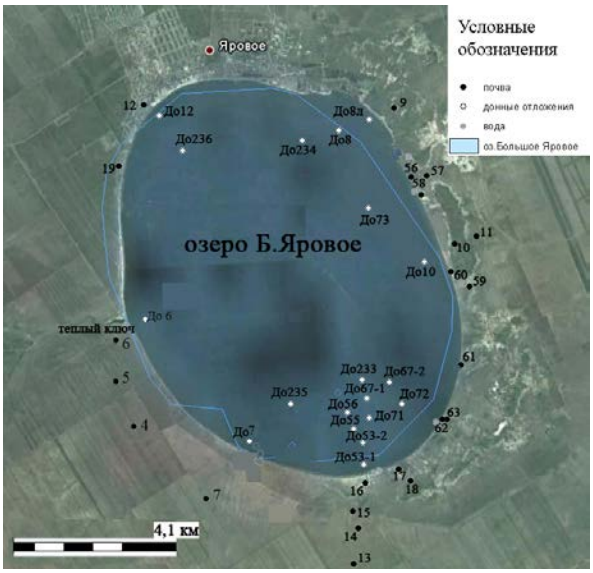



***Рис. 1.*** *Схема отбора проб озерной системы Б.Яровое.*

ную воспроизводимость результатов [7]. Есть наблюдения [2], что в сухостепных условиях при слабой промачиваемости почв миграционные способности U и Ra близки и радиоактивное равновесие практически не нарушается.

## Результаты и обсуждение

В таблице 1 приведены средние содержания урана и тория (мг/кг) и величины Th/U отношения в почвах Алтайского края и в разных типах почв и донных отложениях оз. Большое Яровое.

Средние содержания урана и тория в почвах водосбора озера Большое Яровое ниже, чем в почвах Алтайского края. По содержанию урана они соответствуют почвам степной зоны, но отличаются более низкими содержаниями тория и, вследствие этого, низкими Th/U отношениями. Наиболее высокие содержания урана, установлены в богатых гумусом верхних горизонтах автономного разреза каштановых почв. Причин этого может быть несколько, но для определенных выводов данных недостаточно. Средние содержания урана и тория в донных осадках озера Большое Яровое тоже ниже, чем средние значения в целом по Алтайскому краю, хотя Th/U отношения практически одинаковые и соответствуют природным.

Факторы, влияющие на содержание микроэлементов, изучались В.В. Добровольским (1967), А.И. Сысо, В.Б. Ильиным (2002, 2004). Обращалось внимание на облегченный гранулометрический состав почв района Кулунды до легкосуглинистого и снижение содержаний большинства микроэлементов, но содержания урана и тория не рассматривались. Количество физической глины в южной части Западно-Сибирской низменности в среднем составляет около 40% [1], в почвах водосбора озера Большое Яровое ее содержание, определенное по методу Н.А. Качинского, – 21–31%. Почвы относятся к среднесуглинистым и легким суглинкам. Вывод о том, что облегчение гранулометрического состава почв в Кулунде сопровождается снижением содержания большинства микроэлементов [4], по нашим данным, может быть распространен и на содержания урана и тория.

Следует отметить высокое содержание кварца и кальцита, как в почвах, так и в донных отложениях. По данным рентгеноструктурного анализа в почвах содержится около 50% кварца, 20% плагиоклаза, 5% кальцита, в донных отложениях доминирует кальцит (около 50%), кварц – 15%, плагиоклаз – 8% Это приводит к разубоживанию содержаний урана и тория.

Большое влияние на содержание урана и тория имеет удаленность от основной области сноса – горной части Алтая. Для многих микроэлементов это связано с нахождением здесь рудных месторождений, а для урана и тория имеют значение ториеносные граниты. В почвах на этих породах средние содержания тория составляют 17,4 (6,3–42,0) мг/кг, а урана – 2,8 (1,4–7,9) мг/кг. Соответственно, в почвах на суглинистых отложениях и сланцах равнинной части средние содержания составляют: урана -2,1 мг/кг, тория – 8,0 и 6,6 мг/кг.

Дополнительно снижение содержаний урана и тория, очевидно, происходит при засолении почв, развитии солонцового и солончакового процессов. При близких средних содержаниях во всех почвенных разрезах, в солончаке на солонце и луговых солончаках наблюдаются наиболее низкие содержания урана, чему способствует увеличение содержания водорастворимого $Na^+$ и иона $HCO_3^-$. Характерны вариации содержаний урана и тория по генетическим горизонтам как следствие постоянного процесса их перераспределения при изменении водного режима [8]. Это наблюдается как при атмосферном питании, так и при атмосферно-грунтовом. У более подвижного урана обычно содержания повышаются в верхнем горизонте на испарительном барьере.

Имеются различия в расположении разных типов почв на площади водосбора оз. Большое Яровое. В западной части развиты солонцы, в восточной – солончаки луговые и лугово-болотные. В южной части водосбора состав почв более сложный. Солончаковый процесс здесь развивается на солонцах, в солонцах наблюдается осолодение. Различия в типах почв проявляются в процессах карбонатизации, и в составах водных вытяжек, что может влиять на миграцию микроэлементов и, в том числе, урана и тория.

В солонцах, опробованных по катене в западной части водосбора, состав водных вытяжек соответствует: в верхнем и среднем разрезах катены классу гидрокарбонатных вод, в нижнем разрезе – классу сульфатных и хлоридных. Все водные вытяжки относятся к группе Na с содержанием $HCO_3^- > Ca^{2+}+Mg^{2+}$ (% – экв) (тип I по О.А. Алекину). Они слабощелочные, от ультрапресных до пресных и с повышением pH (от 7,50 до 8,26). В районе южного (“карбонатного”) берега водные вытяжки из почв отличаются переходом от гидрокарбонатных вод к сульфатным и хлоридным и от типа I к типу II и III с содержанием $HCO_3^- < Ca^{2+} + Mg^{2+} < HCO_3^- + SO_4^{2-}$ и $Cl^- > Na^+$ Все водные вытяжки относятся также к группе Na. Значительно возрастает минерализация/растворимость, увеличивается pH в тех же пределах(7,55–8,20).

*Таблица 1. Содержания урана и тория в почвах и донных отложениях, мг/кг*

| Тип почв | U | Th | Th/U | n |
|---|---|---|---|---|
| Каштановая (пашня) | 2,8(1,3–4,6) | 4,2(2,9–4,9) | 1,9(1,0–2,6) | 5 |
| Чернозем южный солонцеватый | 1,7(1,2–3,0) | 4,9(3,9–5,8) | 3,0(1,8–4,8) | 15 |
| Солончаки | 1,7(1,1–2,4) | 3,6(3,1–4,3) | 2,2(1,3–2,8) | 8 |
| Солонцы | 1,6(1,0–2,4) | 5,5(3,5–7,4) | 3,5(2,1–4,9) | 20 |
| Солонец солончаковый | 1,8(1,4–2,4) | 2,8(2,2–3,5) | 1,6(1,5–1,8) | 6 |
| Солонец осолоделый | 1,8(2,7–4,4) | 3,6(2,7–4,3) | 2,1(1,4–3,1) | 5 |
| Солончак на солонце | 1,4(1,1–2,1) | 3,5(2,8–4,3) | 2,5(2,0–3,8) | 5 |
| Солончаки луговые и лугово-болотные | 1,3(1,0–1,6) | 3,8(1,8–4,9) | 3,1(1,1–4,0) | 9 |
| Среднее | 1,7(1,0–4,6) | 4,4(2,2–7,4) | 2,8(1,0–4,9) | 73 |
| Почвы степной зоны Алтайского края | 1,6(0,7–2,4) | 6,6(4,5–8,6) | 4,1 | – |
| Почвы Алтайского края | 2,0(0,2–9,0) | 7,3(1,1–42,0) | 3,6(1,0–25,7) | 5180 |
| *Донные отложения:* | | | | |
| Прибрежные скважины | 1,3(0,7–1,7) | 4,5(2,7–5,6) | 3,6(2,8–4,4) | 13 |
| Северо-восточная часть акватории | 1,3(0,9–2,0) | 4,0(2,3–6,0) | 2,9(2,0–3,9) | 23 |
| Южная часть акватории | 2,2(1,4–3,0) | 7,2(4,3–9,3) | 3,4(2,3–4,2) | 37 |
| Среднее | 1,7(0,7–2,0) | 5,7(2,3–9,3) | 3,3(2,0–4,4) | 73 |
| Донные илы Алтайского края | 2,5(0–9,0) | 7,4(0–42,0) | 3,0 | 1209 |

Распределение урана и тория в осадках по акватории озера неоднородно. Максимальные их содержания в донных отложениях наблюдаются в южной ее части в районе "карбонатного" берега (см. табл. 1). Здесь в водных вытяжках почв установлены высокие содержания анионов ($HCO_3^-$, $SO_4^{2-}$, $Cl^-$) и катионов ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Na^+$), что, очевидно, усиливает миграцию урана и тория в осадки. Это могут быть легкорастворимые карбонатные комплексы $[U(CO_3)_5]^{6-}$ и $[(UO_2)(CO_3)_3]^{4-}$ и умеренно растворимые сульфатные и хлор-комплексы. Аналогичные комплексы образует также $Th^{4+}$. В щелочных условиях они обладают слабой растворимостью, и миграция рассеянного в почвах тория происходит, в основном, в виде коллоидных и адсорбированных на минеральных частицах формах [3, 8, 11]. Водная миграция тория больше проявлена в фоновых районах аридной зоны с карбонатными почвенными водами [3], хотя содержание тория в истинных растворах существенно меньше, чем в коллоидной форме [11].

Особенно большое значение для миграции урана (и возможно тория) имеют содержания $Na^+$ и $HCO_3^-$ ионов в водных вытяжках, так как уран легко мигрирует в щелочных условиях, образуя растворимые комплексные соединения с Na типа $Na_4[UO_2(CO)_3]$. Средние содержания Na в солонцовых почвах и в разных типах засоленных почв "карбонатного" берега равные и составляют в среднем 1,38–1,39%. Содержания Na в водных вытяжках весьма существенно различаются: в солонцах западного берега – 1,77 (0,32–5,85), в почвах южного берега – 4,09(0,60–11,09), а в соровом солончаке – 9,68 (8,61–11,09) (мг/экв). Таким образом, развитие солончакового процесса и осолодения в сочетании с солонцовым процессом изменяет соотношение общего содержания Na в почвах с водорастворимым Na в пользу последнего. Это способствует выносу урана и тория в озерные отложения. Смена окислительных условий в почвах на восстановительные глеевые в донных осадках приводит к их аккумуляции преимущественно в прибрежной зоне. При этом $U^{6+}$ переходит в $U^{4+}$.

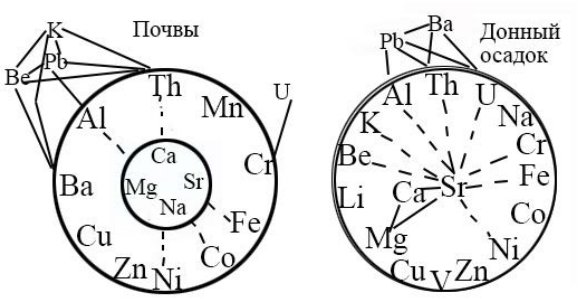



***Рис. 2.*** *Схема корреляционных связей урана и тория в почвах и донных осадках оз. Большое Яровое (сплошными линиями положительные корреляционные связи, пунктиром – отрицательные)*

Особенности поведения урана и тория в процессе их миграции в донные отложения выявляются методом факторного анализа. Он проведен по содержаниям 22 элементов в почвах (59 проб) и донных осадках (63 пробы). Результаты представлены на рисунке 2 и свидетельствуют о различии корреляционных связей урана и тория в почвах и донных отложениях. В почвах уран имеет единственную (слабую) связь с Cr и только опосредованно с рядом других элементов (Mn, Fe, Ni, Co и др.). В щелочных окислительных условиях уран находится преимущественно в подвижной форме $U^{6+}$, что может усиливаться окислительным влиянием Cr и Mn. Перенос тория, в основном, в виде взвесей и коллоидов, адсорбирующихся на минеральных частицах, подтверждается положительной корреляцией тория с большинством элементов обломочной алюмосиликатной составляющей почв. Корреляционные связи с карбонатной группой (Ca, Mg, Sr) отрицательные. Отсутствие связи тория с ураном подчеркивает различия в формах их нахождения и миграции (рис. 2).

Миграция урана и тория и их осаждение в озерные

*Таблица 2. Средние содержания элементов в районе западного и южного берегов оз. Большое Яровое*

| | Число проб | U (мг/кг) | Th (мг/кг) | Na (%) | Mn (мг/кг) | Cr (мг/кг) | Fe (%) | Al (%) | Ca (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Почвы запад.берега | 29 | 1,9 | 3,9 | 1,38 | 418 | 42 | 1,47 | 4,18 | 3,19 |
| Почвы южн. берега | 25 | 1,6 | 5,4 | 1,39 | 349 | 38 | 1,87 | 5,22 | 4,96 |
| Донные отложения у запад.берега | 22 | 1,3 | 4,1 | 1,67 | 427 | 40 | 1,84 | 4,58 | 1,75 |
| Донные отложения у южн.берега | 37 | 2,2 | 7,2 | 2,43 | 669 | 66 | 2,48 | 5,71 | 2,32 |

илы совмещается по площади с основной, обломочной составляющей. Это является также следствием адсорбции на минеральной фракции, особенно для тория. Вследствие этого уран и торий имеют положительные корреляционные связи практически со всеми элементами алюмосиликатной обломочной составляющей: K, Pb, Be, Zn, Cr, Co, Fe, V, Ni, Cu, Al, Mg и отрицательную связь с Sr. Корреляция более высоких содержаний урана и тория с минеральной частью донных осадков, четко фиксируется повышенными содержаниями Al, Fe, Cr, Mn в пробах из скважин, расположенных в районе южного берега озера (табл. 2). Сильные положительные связи установлены с элементами полевошпатовой группы (Al, K, Pb, Ba, Be), что, очевидно, объясняется более быстрым и полным извлечением рассеянной формы урана и тория при выветривании полевых шпатов [2]. Самую сильную положительную связь торий в донных осадках имеет с ураном (коэффициент корреляции более 0,9).

## Выводы

1. Установлено влияние особенностей состава почвообразующих пород Кулунды на более низкие содержания урана и тория в почвах и донных отложениях озера Большое Яровое.
2. Распределение содержаний урана и тория в донных осадках по акватории озера неоднородно. Повышенные их содержания в южной части берега обусловлены увеличением концентраций водорастворимых ионов $HCO_3^-$ и $Na^+$ в почвах этой части водосбора, что усиливает миграцию урана и тория в донные отложения. Они связаны также с увеличением в этом районе алюмосиликатной обломочной составляющей в составе донных отложений.
3. Факторный анализ выявил различия в формах нахождения урана и тория. В почвах уран не связан с торием и другими элементами, кроме Cr. Торий и в почвах, и в донных отложениях связан с элементами обломочной составляющей, в донных отложениях – вместе с ураном (коэффициент корреляции урана с торием 0,9).

***Литература***


1. *Добровольский В.В. Минералого-геохимические особенности лессовидных отложений южной части Западно-Сибирской низменности // Почвоведение. – 1967. – № 3. – С. 128–138.*
2. *Евсеева Л.С., Перельман А.И. Геохимия урана в зоне гипергенеза. – М. : Госатомиздат, 1962. – 239 с.*
3. *Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов : справочник. – М. : Экология, 1997. – Кн. 6. – 607 с.*
4. *Ильин В.Б., Сысо А.И. Особенности микроэлементного состава почв Западной Сибири и их отражение в региональной биогеохимии, экологии, почвоведении // Сибирский экологический журнал. – 2004. – Т. 11, № 3. – С. 259–271.*
5. *Маликова И.Н., Страховенко В.Д. Уран, торий и Th/U отношение в почвах юга Западной Сибири // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2011. – №1 (15). – С. 26–39.*
6. *Уран, торий и радиоцезий в почвах Новосибирской и Кемеровской областей / И.Н. Маликова, В.М. Цибульчик, В.Д. Страховенко и др. // Материалы IV Межд. научно-пракич. конф. "Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде". Семипалатинск – Казахстан. – 2006. – Т. 2. – С. 79–86.*
7. *Аномалии радиоактивности на южном побережье озера Иссык-Куль (Кыргызстан) / М.С. Мельгунов, В.М. Гавшин, Ф.В. Сухоруков и др. // Химия в интересах устойчивого развития. – 2003. – [Т.] 11, № 6. – С. 869–880.*
8. *Перельман А.И. Геохимия эпигенетических процессов (зона гипергенеза). – М. : Недра, 1968. – 331 с.*
9. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии : учебное пособие. – Томск : STT, 2009. – 430 с.*
10. *Рихванов Л.П. Уран и торий в почвах // Материалы Межд. конф. "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Томск, 1996. – С. 308–312.*
11. *Титаева Н.А. Ядерная геохимия. – М. : Изд. МГУ, 2000. – 336 с.*

# РАДИОАКТИВНЫЕ ИЗОТОПЫ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА РОССИИ И ИХ ИНДИКАТОРНОЕ ЗНАЧЕНИЕ

А.И. Малов, М.В. Гонтарев, Е.Н. Зыкова

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск, Россия, malovai@yandex.ru

# RADIOACTIVE ISOTOPES IN GROUNDWATER OF THE EUROPEAN NORTH OF RUSSIA AND THEIR VALUE AS INDICATORS

A.I. Malov, M.V. Gontarev, E.V. Zykova

Institute of Environmental Problems of the North, Ural Branch, RAS, Arkhangelsk, Russia

Use of uranium isotope dating in conjunction with radiocarbon dating allowed to reveal the spatial distribution of groundwater with different residence time in aquifers, identify the most vulnerable areas of the surface contamination of fresh water, to install temporal regularities in the formation of elevated uranium concentrations. In general, the studies have contributed to the refinement of conceptual models of groundwater in the investigated hydrogeological systems and a deeper understanding of the evolution of isotopes of uranium and carbon in groundwater systems.

Изотопные индикаторы являются мощным инструментом для уточнения концептуальных моделей подземных вод и стратегии их управления, в том числе мероприятий по охране. Они могут обеспечить существенную поддержку для выявления и моделирования путей потока и распределения времени прохождения и переноса загрязняющих веществ в водоносных пластах. В то же время, использование их по-отдельности не всегда позволяет осуществить полный учет всех факторов, необходимых для решения поставленных задач. Это связано с открытостью системы подземных вод, обуславливающей активное взаимодействие последних с горными породами, газами и органическим веществом и приводящей к сравнительно быстрым изменениям изотопного состава. Поэтому целесообразно совместное использование по возможности более широкого комплекса разнообразных изотопов, имеющих индивидуальную специфику в отражении влияния различных факторов [3, 5–7]. В качестве таковых нами использована информация о распределении изотопов $^{14}C$, $\delta^{13}C$, $^{234}U$, $^{238}U$.

Нами выполнены 50 определений U и $^{234}U/^{238}U$; 22 – $^{14}C$; 19 – $\delta^{13}C$ в пробах подземных вод, отобранных в 2011–2014 гг. из термальных источников, дренирующих карбонатные отложения в зоне сочленения Печорской плиты Восточно-Европейской платформы с Предуральским краевым прогибом, и скважин, а также источников в песчаных и карбонатных отложениях Северо-Двинской впадины в зоне сочленения Мезенской синеклизы с Балтийским щитом. Геолого-гидрогеологическая характеристика этих объектов приведена в ранее опубликованных работах [2, 9].

Определения температуры и pH подземных вод производились непосредственно на самоизливающих, реже – эксплуатируемых погружными насосами скважинах и источниках с использованием полевой экспресс-лаборатории HANNA instruments с неопределенностью 0,1°C, 0,05 единиц pH, соответственно. Пробы воды для определения химического состава фильтровались через фильтрующую насадку Миллекс d 33 мм, d пор 45 μм. Пробы на катионы и микроэлементы подкислялись 70% ОХЧ $HNO_3$. Минерализация подземных вод (TDS) определялась путем суммирования компонентов их состава в лаборатории LMTG (Toulouse, France). Концентрации Ca, Mg, Na, K и U определяли с неопределенностью 1–2%, используя атомно-абсорбционный спектрометр (AAC) “Perkin-Elmer 5100 PC”. Щелочность измерялась методом потенциометрического титрования соляной кислотой на автоматизированном титраторе “Metrohm 716 DMS Titrino” с использованием Gran method с пределом обнаружения 10–5 M и неопределенностью при ≥0,5 ммоль/кг 1–3%, при <0,5 ммоль/кг 7%. Концентрации основных анионов (Cl, $SO_4$) были измерены методом ионной хроматографии (HPLC, “Dionex ICS 2000”) с неопределенностью 2%.

Из водных проб объемом 50–100 л для определения активности $^{14}C$ были осаждены карбонаты кальция с использованием бескарбонатных растворов $CaCl_2$ и NaOH. Из полученных образцов $CaCO_3$ получали $CO_2$ путем разложения разбавленной (1:1) соляной кислотой. Затем замороженный в жидком азоте $CO_2$ постепенно размораживался в откаченный реактор из нержавеющей стали, и при температуре 600–700 °C $CO_2$ реагировал с металлическим литием, образуя карбид лития – $Li_2C_2$. Разложением карбида лития водой получали этин, который поглощался ванадий-алюмосиликатным катализатором, образуя бензол [4]. Активность $^{14}C$ бензола измерялась на сцинтилляционном спектрометре Quantulus 1220 (фон $^{14}C$ 0,15–0,20 имп/мин, эффективность счета 95%) в СПбГУ (Арсланов Х.А.). Измеренная неопределенность $^{14}C$ (pmC) варьирует от 1 до 5%. $\delta^{13}C$ определялось в лаборатории археологической технологии ИИМК РАН (СПб) (Г.И. Зайцева).

Определения изотопов U в водных пробах объемом 20 л производились в соответствии с унифицированной методикой ВИМС [9]. Методика предусматривает предварительную радиохимическую подготовку, которая включает добавление в подкисленную пробу воды раствора с известной активностью внутреннего индикатора $^{232}U$; сокращение объема пробы за счет осаждения изотопов U на специально подготовленном активированном угле марки БАУ-А; переведение навески пробы в раствор; выделение определяемых изотопов, включая индикаторы; отделение от мешающих радионуклидов;

приготовление электролитическим способом препарата (счетного образца). Электролитическое осаждение выполняли на подложку из коррозионно-стойкой нержавеющей стали. Спектрометрическое детектирование альфа-частиц осуществляли с помощью альфа-спектрометра "Прогресс-320" с погрешностью 7–20%.

При обработке и интерпретации результатов определений изотопов углерода использовались: Mook's модель, учитывающая изотопный обмен между почвенной $CO_2$ и растворенным неорганическим углеродом (TDIC), при: $\delta^{13}C<0,5(\delta^{13}C_g+\delta^{13}C_s)$ [10, 11] (индексы $_g$ и $_s$ – почвенная $CO_2$ и твердые карбонатные минералы, соответственно); Han and Plummer's модель [6], учитывающая изотопный обмен между твердыми карбонатами и TDIC, при: $\delta^{13}C<0,5(\delta^{13}C_g+\delta^{13}C_s)$. Для обработки уранизотопных определений была использована Malov's модель [8].

Минимальное значение общей суммы растворенных веществ в воде (TDS) 77 мг/л получено в истоках реки Золотицы, имеющих болотное питание; здесь также минимальна концентрация U: 0,08 мкг/л. TDS ниже карьера разрабатываемого месторождения алмазов им. М.В. Ломоносова повышается до 196 мг/л вследствие смешения поверхностных вод с дренажными водами карьера, соответственно увеличивается и концентрация U до 1,88 мкг/л. Вода реки Белая, дренирующей карбонатные отложения, имеет соответствующую TDS 151 мг/л и концентрацию U 0,68 мкг/л.

Для грунтовых вод четвертичных и каменноугольных отложений на месторождении алмазов, залегающих до глубины 20–30 м, также характерны низкие содержания U: 0,13–0,25 мкг/л. Поэтому возраст этих вод по изотопам $^{14}C–\delta^{13}C$ определяется как "современный", а по изотопам $^{234}U–^{238}U$ находится в интервале 40–160 лет. Водоносный горизонт четвертичных отложений на территории Северо-Двинской впадины имеет напорный характер, вследствие закрытости с поверхности глинистыми отложениями. Поэтому TDS возрастает до 463 мг/л, содержание U до 2,7 мкг/л, $^{234}U–^{238}U$ возраст до 560±340 лет.

Отношение активностей изотопов урана $^{234}U/^{238}U$ во всех выше охарактеризованных типах вод несколько повышено по сравнению с равновесным и находится в интервале от 1,35±0,21 до 2,23±0,34, что свидетельствует о частичной адсорбции перераспределяемого в водоносном горизонте U. В этом случае при радиоактивном распаде $^{238}U$ интенсивность перехода $^{234}U$ в воду увеличивается примерно в 4 раза по сравнению с вероятностью перехода непосредственно из водовмещающих пород [9].

Еще более высокие значения $^{234}U/^{238}U$ от 3,43±0,51 до 5,26±0,68 установлены в пресных водах, содержащихся в кимберлитовых породах трубки Архангельская на месторождении алмазов им. М.В. Ломоносова. Эти породы представляют собой в верхней части разреза чередование туффогенно-осадочных песчано-глинистых пород с кимберлитовыми брекчиями, разубоженными также песчано-глинистым материалом вмещающих пород венда. Это определяет низкие скорости фильтрации подземных вод, низкие скорости объемного растворения пород и повышенную адсорбцию U. Однако, длительное нахождение подземных вод в водоносном горизонте 4,5–7,5 тыс. лет обусловило повышенные концентрации U 3–6 мкг/л.

Отложения падунской свиты венда на месторождении алмазов им. М.В. Ломоносова имеют относительно высокие фильтрационные свойства (коэффициент фильтрации $k_ф \approx 1$ м/сутки), время полного водообмена по гидравлическим расчетам составляет 0,25–14 тыс. лет [1]. Примерно такие же значения получены и по изотопам $^{14}C–\delta^{13}C$ и $^{234}U–^{238}U$ (рис. 1). Рисунок демонстрирует также прямую зависимость концентраций урана в воде от времени контакта ее с породами в водоносном горизонте. Отношение $^{234}U/^{238}U$ в воде находится примерно в интервале 2–3, независимо от ее возраста. Это можно связывать с преимущественно кварцевым составом водовмещающих песчаников и алевролитов, обуславливающим их невысокие сорбционные свойства.

Для водоносного горизонта падунской свиты венда на территории Северо-Двинской впадины характерно снижение фильтрационных свойств и повышенная мощность перекрывающих глинистых отложений. Поэтому пресные воды здесь встречаются редко и только в одной скважине (Лесное) характеризуются окислительной для урана обстановкой, для остальных опробованных скважин характерны восстановительные условия. По скважине Лесное концентрация U составила 1,7 мкг/л, отношение активностей $^{234}U$-$^{238}U$ 1,43±0,21; $^{14}C–\delta^{13}C$ и $^{234}U–^{238}U$ возраста определены как "современный" и ~300 лет, соответственно. По остальным опробованным скважинам концентрации U снижаются до 0,02–0,09 мкг/л, а отношения активностей $^{234}U–^{238}U$ возрастают от 1,54±0,23 до 5,81±0,88.

Для солоноватых минеральных вод скважины и источника Куртяево определенные по изотопам $^{14}C–\delta^{13}C$ возраста составляют 16 и 23 тыс. лет, соответственно. Эти воды заключены в прослое песчано-гравийных отложений, залегающем на оливиновых мелилититах "трубки взрыва" и перекрытом моренными суглинками последнего ледниковья. Для них характерны высокие

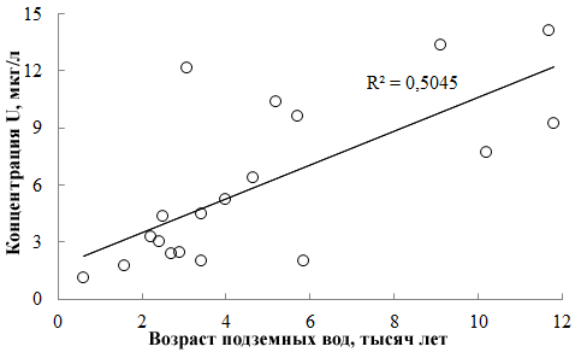



***Рис. 1.*** *Зависимость концентраций U в подземных водах водоносного горизонта песчаников и алевролитов падунской свиты венда в районе месторождения алмазов им. М.В. Ломоносова от их возраста*

значения щелочности 7–10 ммоль/кг и очень низкие $\delta^{13}C$ от –17,4 до –19,8‰. Концентрации U (0,5–3,6 мкг/л) низки для такого возраста подземных вод (см. рис. 1) и обусловлены повышенными сорбционными свойствами песчано-глинистых четвертичных отложений [8]. Также это может быть связано с завышением возраста подземных вод по изотопам $^{14}C$–$\delta^{13}C$ за счет возможного поступления метана с $\delta^{13}C$<–26‰ из обогащенных органикой отложений микулинского моря, заполняющих палеодолину р. Северной Двины [1]. Для сходных по составу солоноватых вод отложений падунской свиты венда на месторождении алмазов им. М.В. Ломоносова $^{234}U$–$^{238}U$ возраст определен в 3,5±0,7 тыс. лет.

Солоноватые воды термальных источников Пымвашор, дренирующих терригенно-карбонатные отложения девона-карбона, находятся преимущественно в восстановительных для урана условиях, поэтому для них характерны низкие концентрации U 0,2–0,3 мкг/л и повышенные значения отношения активностей $^{234}U/^{238}U$. Их $^{14}C$–$\delta^{13}C$ возраст составляет от 6,78±0,78 до 8,03±1,71 тыс. лет.

Для соленых вод отложений падунской свиты венда Северо-Двинской впадины, находящихся в окислительных для U условиях (скважины Мироново, Беломорье-1 и МатигорыМ), характерны максимальные концентрации этого элемента от 9,7 до 19,7 мкг/л, отношения активностей $^{234}U/^{238}U$ от 4 до 8 и возраст от 27 до 57 тыс. лет. Они располагаются вблизи окислительно-восстановительного барьера.

В восстановительных условиях (скважины Новодвинск, 8mz, Беломорье-2, Лазурный) содержания урана резко падают до 0,05–0,36 мкг/л с возрастанием отношения активностей $^{234}U/^{238}U$ непосредственно за барьером до 8,61±1,35 и последующим снижением до 2,97±0,45. В этих водах $^{14}C$=0 pmC. Возраст определен по простой модели радиоактивного распада избытка $^{234}U$ в нисходящем потоке воды [7] в интервале от >50 до 580 тыс. лет. Исключением служит скважина Вождорма (Eh=–124, pH=7,3) в которой концентрация U составляет 19,3±0,38 мкг/л. В таких Eh-pH условиях обычно происходит осаждение U. Поэтому определенное значение $^{234}U$-$^{238}U$ возраста подземных вод 32±6 тыс. лет может быть заниженным.

Таким образом, проведенные исследования позволили выделить наименее защищенные от поверхностных загрязнений участки развития пресных подземных вод в четвертичных и каменноугольных отложениях, а также наименее минерализованных подземных вод в отложениях падунской свиты венда. Радиоуглеродный возраст этих вод определяется как “современный”. Установлено, что все пресные воды формировались в голоцене. Концентрации U в них коррелируют с возрастом и достигают 14 мкг/л при суммарной альфа-активности до 0,8 Бк/л. Максимальные концентрации до 16–20 мкг/л при суммарной альфа-активности до 1,7 Бк/л установлены в соленых водах с общей минерализацией 8–13 г/л на окислительно-восстановительном барьере в водоносном горизонте. Эти воды формировались в позднем плейстоцене, их радиоуглеродный и уран-изотопный возраст составляет 27–57 тыс. лет. За барьером концентрации U резко падают до 0,1–0,2 мкг/л. Здесь распространены наиболее древние воды с общей минерализацией до 22 г/л и уран-изотопным возрастом 130–580 тыс. лет, соответствующим среднему плейстоцену. В целом, выполненные исследования способствовали уточнению концептуальных моделей подземных вод в изученных гидрогеологических системах и более глубокому пониманию эволюции изотопов урана в системах подземных вод.

*Исследования выполнены при поддержке РФФИ и Правительства Архангельской области: гранты №14–05–98803_р_север_а и №14–05–00008.*

***Литература***

1. *Малов А.И. Подземные воды Юго-Восточного Беломорья: формирование, роль в геологических процессах. – Екатеринбург : Издательство УрО РАН, 2003. – 234 с.*
2. *Малов А.И. Использование геологических реперов для оценки времени нахождения подземных вод в водоносном горизонте по уран-изотопным данным на примере Северо-Двинской впадины // Литология и полезные ископаемые. – 2013. – Т. 48, № 3. – С. 274–285.*
3. *Ферронский В.И., Поляков В.А. Изотопия гидросферы Земли. – М. : Научный мир, 2009. – 632 с.*
4. *Arslanov Kh.A., Tertychnaya T.V., Chernov S.B. Problems and methods of dating low-activity samples by liquid scintillation counting // Radiocarbon. – 1993. – Vol. 35. – P. 393–398.*
5. *Application of isotopic methods to dating of very old groundwaters: Milk River aquifer, Alberta, Canada / K. Frohlich, M. Ivanovich, M.J. Hendry et al. // Appl. Geochem. – 1991. – No. 6. – P. 465–472.*
6. *Han L-F., Plummer N. Revision of Fontes & Garnier's model for the initial $^{14}C$ content of dissolved inorganic carbon used in groundwater dating // Chem. Geol. – 2013. – Vol. 351. – P. 105"114.*
7. *Ivanovich M., Frohlich K., Hendry M.J. Uranium-series radionuclides in fluids and solids, Milk River aquifer, Alberta, Canada // Appl. Geochem. – 1991. – No. 6. – P. 405–418.*
8. *Malov A.I. Estimation of uranium migration parameters in sandstone aquifers // J. Environ. Radioact. – 2016. – Vol. 153. – P. 61–67.*
9. *Modeling past and present activity of a subarctic hydrothermal system using O, H, C, U and Th isotopes / A.I. Malov, I.N. Bolotov, O.S. Pokrovsky et al. // Appl. Geochem. – 2015. – Vol. 63. – P. 93–104.*
10. *Mook W.G. On the reconstruction of the initial $^{14}C$ content of groundwater from the chemical and isotopic composition // Proc. of Eighth International Conference on Radiocarbon Dating. – 1972. – Vol. 1. – P. 342–352.*
11. *Mook W.G. The dissolution-exchange model for dating groundwater with $^{14}C$ // Interpretation of Environmental Isotope and Hydrochemical Data in Groundwater Hydrology. – 1976. – P. 213–225.*

# РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ И ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ СИТУАЦИЯ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ИГНАЛИНСКОЙ АЭС ПОСЛЕ ЕЕ ЗАКРЫТИЯ

Д. Марчюленене, О. Ефанова, Д. Монтвидене, Й. Мажейка

Центр исследования природы Литвы, Вильнюс, Литва, danute.marciulioniene@gamtostyrimai.lt

# THE RADIOECOLOGICAL AND ECOTOXICOLOGICAL SITUATION IN THE COOLING-POND OF THE IGNALINA NPP BEFORE AND AFTER ITS SHUTDOWN

D. Marciulioniene, O. Jefanova, D. Montvydiene, J. Mazeika

State Research Institute Nature Research Centre, Vilnius, Lithuania

В настоящей работе предоставлены данные об уровнях активности техногенных радионуклидов ($^{137}$Cs, $^{60}$Co и $^{54}$Mn) в макрофитах и донных отложениях, а также данные токсического действия на тесторганизм *Lepidium sativum* воды и донных отложений водоема-охладителя и каналов сточных вод Игналиской АЭС. Оценено влияние поступающих сточных вод на экотоксикологическое и радиоэкологическое состояние водоема-охладителя Игналинской АЭС до (2007–2009 гг.) и после (2010–2015 гг.) ее закрытия.

This study provides information about technogenic radionuclides ($^{137}$Cs, $^{60}$Co and $^{54}$Mn) specific activity levels in macrophytes and bottom sediment of the Ignalina NPP effluent channels and monitoring station of Lake Drukshiai as well as data of toxic effects of water and bottom sediment samples from monitoring station of Lake Drukshiai and the Ignalina NPP effluent channels to test-organism *Lepidium sativum*. The influence of effluent from the Ignalina NPP to the cooling-pond before (2007–2009) and after (2010–2015) the INPP's shutdown is assessed.

## Введение

При оценке радиоэкологической и экотоксикологической ситуации окружающей среды важным объектом являются атомные электростанции (АЭС). Довольно детально изучены как радиоактивные, так и различные химические вещества, поступающие в водоемы-охладители с АЭС во время их эксплуатации [5, 6]. О поступлении этих веществ после закрытия АЭС менее известно.

При решении радиоэкологических задач относительно пресноводных экосистем, в первую очередь необходимы данные о накоплении и распределении радионуклидов в донных отложениях и водных растениях, особенно в тех видах, которые в водоеме выделяются большой биомассой и повышенной способностью аккумулировать радионуклиды. Такой способностью, по сравнению с другими экологическими группами водных растений, выделяются макрофиты [6]. Это связано с тем, что макрофиты целиком или основной частью находятся в воде и, таким образом, обладают гораздо большей поглощающей способностью. Поэтому макрофиты играют важную роль в миграции радионуклидов в пресноводных водоемах [4].

В водоемах-охладителях АЭС на миграцию радионуклидов могут влиять различные факторы окружающей среды, особенно поступающие со сточными водами АЭС в водоем различные химические вещества. Поэтому для оценки радиоэкологического состояния водоемов-охладителей весьма актуальной задачей также является определение экотоксикологической ситуации. Для решения этой задачи необходимо определить уровни токсичности различных стрессоров, в том числе и радионуклидов, поступающих в водоем-охладитель со сточными водами АЭС, на так называемые тест-организмы.

Целью настоящей работы было определение уровней активности техногенных радионуклидов ($^{137}$Cs, $^{60}$Co и $^{54}$Mn) в макрофитах и донных отложениях, а также оценка токсического действия воды и донных отложений водоема-охладителя и каналов сточных вод Игналинской АЭС до (2007–2009 гг.) и после (2010–2015 гг.) ее закрытия.

## Объект и методика исследований

Пробы воды, донных отложений и макрофитов собирали в оз. Друкшяй, водоеме-охладителе Игналинской АЭС, на 4 станциях мониторинга, расположенных на различных расстояниях от объектов станции и в каналах сточных вод (рис. 1) один раз в год в июле-августе с 2007 по 2009 гг. до закрытия станции и с 2010 по 2012 гг. и в 2015 г. после ее закрытия. Для радиоэкологических ис-




***Рис. 1.*** *Станции отбора проб макрофитов и донных отложений из оз. Друкшяй ПЛК-1,2 – канал промливневой канализации; ПВК – канал подогретой воды; 1, 4, 6, 7 – станции мониторинга, расположенные на различных расстояниях от объектов ИАЭС*

следований использовали следующие виды макрофитов: *Myriophyllum spicatum, Ceratophyllum demersum, Elodea canadensis, Cladophora sp., Potamogeton sp.*

Подготовку проб донных отложений и макрофитов для измерения радионуклидов проводили по стандартным радиоэкологическим методикам [5, 6]. Измерения $^{137}$Cs, $^{60}$Co и $^{54}$Mn в пробах донных отложений и макрофитов проводили на γ-спектрометре с HPGe детектором в Центре исследований природы [1].

Токсикологические исследования воды и донных отложений проводили в лабораторных условиях, используя тест-организм *Lepidium sativum* по методике И. Магоне [2, 3]. Токсическое действие воды и донных отложений оценивали по шкале: слабое действие – рост корней *Lepidium sativum* достигает 81%; среднее действие – рост корней достигает 61–80%; сильное действие – рост корней достигает 0–60%.

Погрешность представленных нами данных не превышала: в лабораторных условиях – 10%, в естественных условиях – 25%.

**Результаты исследования и их обсуждение**

До закрытия Игналинской АЭС (ИАЭС) (2007–2009 гг.) уровни активности $^{137}$Cs в макрофитах на станциях мониторинга 1, 4, 6 и 7 оз. Друкшяй различались незначительно (в пределах 5–13 Бк/кг (табл. 1)). После закрытия ИАЭС уровни активности этого радионуклида в макрофитах на станциях мониторинга 1, 4 и 7 оз. Друкшяй оставались на таком же уровне, как и до ее закрытия. Лишь на станции мониторинга 6 уровни активности $^{137}$Cs в макрофитах после закрытия ИАЭС были ниже предела обнаружения (табл. 1).

Как до закрытия, так и после закрытия ИАЭС наиболее высокие уровни активности $^{137}$Cs в донных отложениях установлены на станциях мониторинга 1 и 6 (соответственно от 115 до 184 Бк/кг и от 64 до 184 Бк/кг) (табл. 1). Это можно объяснить тем, что на этих станциях мониторинга в донных отложениях было значительно больше органического вещества (соответственно 23 и 25%), чем на станциях мониторинга 4 (10%) и особенно на станции мониторинга 7 (лишь 0,94%). После закрытия ИАЭС на станции мониторинга 4 (зона поступления подогретой воды) уровни активности $^{137}$Cs в донных отложений были ниже, чем до закрытия ИАЭС. На станции мониторинга 7 как до, так и после закрытия ИАЭС уровни активности $^{137}$Cs в донных отложениях различались незначительно.

В канале сброса сточных вод ПЛК-1,2 до закрытия ИАЭС в 2008 г. уровни активности $^{137}$Cs в макрофитах были значительно выше, чем в 2007 и 2009 гг. (табл. 1). В 2008 г. в макрофитах этого сточного канала был установлен и $^{134}$Cs (183 Бк/кг). В донных отложениях этого канала уровни активности $^{137}$Cs были значительно ниже, чем в макрофитах. До закрытия (2007 и 2009 гг.) и после закрытия (2010–2015 гг.) ИАЭС уровни активности этого радионуклида в макрофитах канала сброса сточных вод ПЛК-1,2 различались незначительно (табл. 1). Однако, в донных отложениях этого канала уровни активности $^{137}$Cs после закрытия ИАЭС были несколько выше (от 14 до 27 Бк/кг), чем до ее закрытия (от <0,3 до 11 Бк/кг).

Уровни активности $^{60}$Co в макрофитах и донных отложениях на станциях мониторинга 1, 4 и 6 оз. Друкшяй как до закрытия, так и после закрытия ИАЭС различались незначительно и не превышали 1–8 Бк/кг (табл. 2). Лишь на станции мониторинга 7 до закрытия ИАЭС уровни активности этого радионуклида в макрофитах достигали 38–42 Бк/кг, а после закрытия ИАЭС они были ниже измеряемого уровня.

Уровни активности $^{60}$Co в донных отложениях на станциях мониторинга как до закрытия, так и после закрытия ИАЭС различались незначительно (табл. 2). Наиболее высокие уровни активности $^{60}$Co (1009 Бк/кг) в макрофитах установлены в канале сточных вод ПЛК-1,2 до закрытия ИАЭС в 2008 г., а в донных отложениях (240 и 113 Бк/кг) после закрытия ИАЭС в 2010 г. и 2015 г. После закрытия ИАЭС в 2012 и 2015 г. уровни активности $^{60}$Co в макрофитах увеличились и в канале сточных вод ПВК (табл. 2). В этом канале сточных вод в 2015 г. в макрофитах был установлен и $^{54}$Mn (6±2 Бк/кг).

До закрытия ИАЭС в 2009 г. в макрофитах канала сточных вод ПЛК-1,2 уровни активности $^{54}$Mn достигали 2640 Бк/кг, а на станции мониторинга 7 (зона сброса сточных вод ПЛК-1,2) они равнялись 64 Бк/кг. Уровни активности $^{54}$Mn в макрофитах и донных отложениях на станциях мониторинга 1, 4 и 6 оз. Друкшяй как до закрытия, так и после закрытия ИАЭС были ниже измеряемого уровня.

Более высокие уровни активности радионуклидов в макрофитах каналов сточных вод ПЛК-1,2 и станции мониторинга 7 (зона действия сточных вод ПЛК-1,2) могли зависеть не только от повышенного количества радионуклидов в них, но также и от более низкой их аккумуляции в донных отложениях. Известно, что в пресноводных бассейнах при снижении аккумуляции радионуклидов в донных отложениях, увеличивается их аккумуляция в макрофитах, т.е. в данном случае между этими компонентами существуют конкурентные связи.

Хотя наиболее высокие уровни активности радинуклидов, особенно $^{60}$Co и $^{54}$Mn, в макрофитах оз. Друкшяй были установлены на станции мониторинга 7, т.е. в зоне сброса сточных вод ПЛК-1,2, однако они были значительно ниже, чем в макрофитах канала этих сточных вод. Это можно объяснить значительным разбавлением в толще воды озера, а также тем, что значительное количество радионуклидов аккумулируется макрофитами, растущими в этом канале. Таким образом, в этом канале макрофиты очищают сточные воды от радионуклидов, т.е. происходит процесс фиторемедиации.

Из полученных нами данных следует, что в оз. Друкшяй уровни активности радионуклидов в макрофитах и донных отложениях в течении трех лет до закрытия и двух лет после закрытия ИАЭС в основном не различались. Однако после закрытия ИАЭС в канале сточных вод ПЛК-1,2 уровни активности радионуклидов, особенно $^{60}$Co, в макрофитах и донных отложениях были выше, чем в 2009 г. до закрытия станции.

Полученные нами данные свидетельствуют о том, что в канал сточных вод ПЛК-1,2 радионуклиды могли посту-

*Таблица 1. Уровни активности $^{137}Cs$ (Бк/кг сухого вещества) в макрофитах и донных отложениях на станциях мониторинга оз. Друкшяй и каналов сточных вод Игналинской АЭС*

| Год | Станции мониторинга оз. Друкшяй | | | | | | | | Каналы сточных вод | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | | 4 | | 6 | | 7 | | ПВК | | ПЛК-1,2 | |
| | Макрофиты | Донные отложения | Макрофиты | Донные отложения | Макрофиты | Донные отложения | Макрофиты | Донные отложения | Макрофиты | Донные отложения | Макрофиты | Донные отложения |
| **До закрытия ИАЭС** | | | | | | | | | | | | |
| 2007 | 13±1 | 184±3 | 7±1 | 145±9 | 6±1 | 64±2 | 11±1 | 6±0,4 | 4±1 | 1±0,1 | 20±2 | <0,3 |
| 2008 | 5±2 | 133±7 | – | 76±4 | – | – | 11±3 | 19±2 | 8±2 | 1±0,1 | 309±39 | 11±2 |
| 2009 | 6±1 | 128±8 | 7±1 | 78±4 | 10±1 | 184±9 | – | 31±3 | 4±1 | 2±0,2 | 18±1 | 1±0,4 |
| **После закрытия ИАЭС** | | | | | | | | | | | | |
| 2010 | 8±2 | – | 15±4 | 37±4 | – | – | – | 42±2 | 10±4 | – | 19±3 | 14±2 |
| 2011 | 9±3 | 115±5 | 4±1 | 28±2 | <mda | 151±14 | 8±4 | 12±2 | 4±2 | – | 23±5 | – |
| 2012 | 13±4 | 111±7 | <mda | 46±6 | – | 107±10 | – | 15±3 | <mda | – | 37±8 | 19±3 |
| 2015 | 15±4 | 124±7 | – | – | <mda | 93±6 | – | – | 13±5 | – | 25±4 | 27±3 |

Примечание: <mda – меньше предела обнаружения.

*Таблица 2. Уровни активности $^{60}Co$ (Бк/кг сухого вещества) в макрофитах и донных отложениях на станциях мониторинга оз. Друкшяй и каналов сточных вод Игналинской АЭС*

| Год | Станции мониторинга оз. Друкшяй | | | | | | | | Каналы сточных вод | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | | 4 | | 6 | | 7 | | ПВК | | ПЛК-1,2 | |
| | Макрофиты | Донные отложения | Макрофиты | Донные отложения | Макрофиты | Донные отложения | Макрофиты | Донные отложения | Макрофиты | Донные отложения | Макрофиты | Донные отложения |
| **До закрытия ИАЭС** | | | | | | | | | | | | |
| 2007 | <mda | 1±0,2 | 1±0,2 | 1±0,1 | <mda | 8±1 | 42±2 | 1±0,1 | <mda | <0,3 | 34±2 | <mda |
| 2008 | <mda | 4±1 | – | 6±1 | – | – | 38±7 | <mda | 4±1 | <mda | 1009±58 | 5±1 |
| 2009 | <mda | <mda | 1±0,3 | 6±1 | <mda | 1±0,1 | – | 5±1 | <mda | <mda | 49±2 | 3±0,4 |
| **После закрытия ИАЭС** | | | | | | | | | | | | |
| 2010 | 7±3 | | <mda | 6±2 | – | – | – | 8±2 | <mda | – | 46±3 | 240±5 |
| 2011 | 4±2 | <mda | 5±2 | 5±2 | 2±1 | <mda | <mda | <mda | 5±2 | – | 69±7 | – |
| 2012 | 12±4 | <mda | <mda | <mda | – | 15±5 | – | <mda | 41±11 | – | 70±10 | 29±3 |
| 2015 | <mda | <mda | – | – | 5±1 | <mda | – | – | 10±3 | – | 37±3 | 113±3 |

Примечание: <mda – меньше предела обнаружения.

*Таблица 3. Токсическое действие донных отложений оз. Друкшяй и каналов сточных вод Игналинской АЭС на рост корней* Lepidium sativum *до и после закрытия станции*

| Станции мониторинга и каналы сточных вод | До закрытия ИАЭС | | | | | | После закрытия ИАЭС | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 2007 | | 2008 | | 2009 | | 2010 | | 2011 | | 2012 | | 2015 | | | |
| | Рост корней, % | Токсическое действие | Рост корней, % | Токсическое действие | Рост корней, % | Токсическое действие | Рост корней, % | Токсическое действие | Рост корней, % | Токсическое действие | Рост корней, % | Токсическое действие | Рост корней, % | Токсическое действие | | |
| **оз. Друкшяй** | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 76±2,9 | среднее | 85±2,9 | слабое | 86±1,5 | слабое | – | – | 55±2,1 | сильное | 71±2,0 | среднее | 105±8,0 | стимулир. | | |
| 4 | 61±4,0 | среднее | 78±3,2 | среднее | 77±1,3 | среднее | 67±0,7 | среднее | 82±1,9 | слабое | 88±7,7 | слабое | – | – | | |
| 6 | 68±3,2 | среднее | – | – | 80±2,6 | среднее | – | – | 70±2,3 | среднее | 75±0,7 | среднее | 96±2,9 | не дейст. | | |
| 7 | 71±4,1 | среднее | не росли | очень сильное | 15±1,3 | очень сильное | не росли | очень сильное | 68±3,1 | среднее | 82±2,1 | слабое | – | – | | |
| **Каналы сточных вод Игналинской АЭС** | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ПВК | 52±5,5 | сильное | 64±1,5 | среднее | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | | |
| ПЛК-1,2 | 80±4,5 | среднее | 38±2,3 | сильное | – | – | не росли | очень сильное | – | – | 65±3,0 | среднее | 82±3,5 | слабое | | |

пать как до, так и после закрытия ИАЭС, что связано со сбросами дебалансовых вод. Однако в оз. Друкшяй повышенных уровней активности радионуклидов в макрофитах и донных отложениях после закрытия ИАЭС не было установлено.

При изучении токсического действия воды 4 станций мониторинга оз. Друкшяй и каналов сточных вод ПЛК-1,2 и ПВК ИАЭС на растение *Lepidium sativum* установлено, что вода всех станций и каналов сточных вод не вызывала токсического действия на всхожесть семян этого тест-организма как до, так и после закрытия станции. Однако, до закрытия станции вода всех станций мониторинга и каналов сточных вод вызывала среднее токсическое действие на рост корней этого растения. После закрытия ИАЭС только в 2010 г. вода каналов сточных вод ПЛК-1,2 и ПВ на рост корней была средне токсической. Во всех других случаях после закрытия ИАЭС для роста корней вода была слабо токсической.

Как до закрытия в 2008 и 2009 г.г., так и после закрытия ИАЭС в 2010 г. лишь донные отложения канала сточных вод ПЛК-1,2 и станции мониторинга 7 вызывали сильное и среднее токсическое действие на всхожесть семян *L. sativum*. Во всех других случаях как до, так и после закрытия станции донные отложения не вызывали токсического действия на всхожесть семян. Очень сильное токсическое действие на рост корней вызывали лишь донные отложения канала сточных вод ПЛК-1,2 и станции мониторинга 7 (зона действия сточных вод ПЛК-1,2) до закрытия ИАЭС в 2008 и 2009 гг. и после закрытия станции в 2010 г. (табл. 3). Во всех других случаях как до, так и после закрытия станции донные отложения на рост корней *L. sativum* вызывали среднее и слабое токсическое действие. Полученные нами данные свидетельствуют о том, что донные отложения вызывали более значительное токсическое действие на растения *L. sativum*, чем вода.

Из полученных нами данных следует, что как до закрытия ИАЭС в 2008 и 2009 г.г., так и после ее закрытия в 2010 г. очень сильное токсическое действие на растение *L. sativum* вызывали донные отложения канала сточных вод ПЛК-1,2 и станции мониторинга 7 (зона действия сточных вод ПЛК-1,2), где в макрофитах были установлены повышенные уровни активности радионуклидов. Можно предполагать, что повышенную токсичность воды и донных отложений канала сточных вод ПЛК-1,2 и станции мониторинга 7 могли вызвать из ИАЭС совместно с радионуклидами поступающие различные химические вещества. Совместное действие различных токсикантов может вызвать синергетические эффекты токсического действия.

Установлено, что после закрытия ИАЭС токсическое действие воды всех станций мониторинга оз. Друкшяй на растения *L. sativum* уменьшилось от средне токсического (до закрытия станции) до слабо токсического. Однако токсическое действие донных отложений как до, так и после закрытия ИАЭС почти не изменилось.

**Выводы**

1. В оз. Друкшяй уровни активности $^{137}Cs$, $^{60}Co$ и $^{54}Mn$ в макрофитах и донных отложениях до закрытия и после закрытия ИАЭС в основном не различались.
2. В каналах сточных вод ПЛК-1,2 и ПВК ИАЭС уровни активности $^{137}Cs$ и особенно $^{60}Co$ в макрофитах и донных отложениях были выше после закрытия (в 2010–2012 и 2015 гг.), чем до закрытия (в 2007 и 2009 гг.) станции. Следовательно, из ИАЭС в эти каналы радионуклиды могли поступать как до, так и после закрытия станции.
3. Вода оз. Друкшяй и каналов сточных вод ИАЭС для тест-организма *Lepidium sativum* была средне токсической до закрытия станции и слабо токсической после ее закрытия.
4. Донные отложения канала сточных вод ПЛК-1,2 ИАЭС и станции мониторинга 7 оз. Друкшяй (зона действия сточных вод ПЛК-1,2) для тест-организма *Lepidium sativum* были сильно токсическими как до, так и после закрытия станции. Донные отложения других станций мониторинга оз. Друкшяй для тест-организма *Lepidium sativum* были слабо или средне токсическими и различались незначительно как до, так и после закрытия станции.
5. Из полученных нами данных следует, что как радиоэкологическая, так и экотоксикологическая ситуация оз. Друкшяй как 3 года до закрытия ИАЭС, так и 6 лет после ее закрытия в основном изменились незначительно.

***Литература***


1. *Efficienny calibration of HPGe detectors for measuring environmental samples / A. Gudelis, V. Remeikis, A. Plukis, D. Lukauskas // Environmental and Chemical Physics. Vilnius. Lithuania. – 2000. – [Vol.] 22(3–4). – P. 117–125.*
2. *Magone I. Bioindication of phytotoxicity of transport emission. Bioindication of toxicity of transport emissions in the impact of highway emissions on natural environment. – Riga : Zinatne, 1989. – 116 p.*
3. *Montvydiene D., Marciulioniene D. Assessment of toxic interactions of heavy metals in a multicomponents mixture using Lepidium sativum and Spirodela polyrrhyza // Environmental Toxicology. – 2004. – [Vol.] 19(4). – P. 351–358.*
4. *Van der Stricht E., Kirchmann R. Radioecology // Radioactivity and ecosystems. – 2001. – P. 1–603.*
5. *Радиохимоэкологическая ситуация в оз. Друкшяй – водоеме-охладителе Игналинской АЭС / Д. Марчюленене, Р. Душаускене-Дуж, Э. Мотеюнене и др. – Вильнюс : Academia, 1992. – С. 1–215.*
6. *Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах / А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Карваева и др. – Екатеринбург : Изд-во Уральского университета, 2007. – Т. 1. – С. 1–479.*


# РЕКОНСТРУКЦИЯ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ (U, TH) В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ НА ОСНОВЕ ИЗУЧЕНИЯ ВЕРХОВОГО ТОРФЯНИКА


А.М. Межибор[1], С.И. Арбузов[1], Л.П. Рихванов[1], Ю.И. Прейс[2], А.И. Сысо[3]

[1]Томский политехнический университет, Томск, Россия

[2]Институ мониторинга климатических и экологических систем СО РАН, Томск, Россия

[3]Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, Новосибирск, Россия


# RECONSTRUCTION OF RADIOACTIVE ELEMENTS (U, TH) INPUT IN THE ENVIRONMENT OF WESTERN SIBERIA ACCORDING TO THE STUDY OF AN UPLAND PEATLAND


A.M. Mezhibor[1], S.I. Arbuzov[1], L.P. Rikhvanov[1], Yu.I. Preis[2], A.I. Syso[1]

[1]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

[2]Institute of Monitoring of Climatic and Ecological Systems

[3]Institute of Soil Science and Agrochemistry of the Siberian Branch of the RAS, Novosibirsk, Russia



Верховые торфяники представляют собой интерес при эколого-геохимических исследованиях окружающей среды. В данной работе рассматривается временная динамика содержаний радиоактивных элементов (Th, U) в верховом торфянике глубиной 11 м. Полученные данные могут рассматриваться в качестве фоновой характеристики содержаний урана и тория в верховом торфе Западной Сибири.

Upland peatlands are of interest in environmental geochemical research. This work observes the time dynamic of the concentration of radioactive elements (U, Th) in an upland peatland of 11-meter depth. The data obtained can be uses as a background characteristic of the uranium and thorium concentrations in the peat of Western Siberia.




***Рис. 1.*** *Карта-схема расположения болота Малая Ича*

Торфяники активно используются в палеоисследованиях в самых различных направлениях: для изучения химического состава окружающей среды в различные временные периоды, изучения климатических колебаний, изменения геоботанических обстановок, динамики углерода и азота в окружающей среде и т.д. Изучение химического состава верховых торфяников позволяет проследить динамику поступления химических элементов из атмосферы, и, следовательно, косвенным путем определить химический состав приземного слоя атмосферы в разные временные периоды. Наибольший интерес с точки зрения палеоисследований представляют собой торфяники большой глубины, т.к. чем больше мощность торфяника, тем больший возраст он имеет.

В связи с поступлением в окружающую среду радиоактивных элементов в результате антропогенной деятельности, изучение их концентраций в доиндустриальный период, и даже в более ранние эпохи, представляет большой интерес. Доиндустриальным периодом в Сибирском регионе принимаются последние 100 лет с наиболее интенсивным промышленным развитием последние 70–80 лет. Этот период соответствует мощности торфонакопления 10 см и более, при средней скорости аккумуляции торфа в Западной Сибири – 0,8–0,9 мм/год.

В настоящей работе приводятся данные по содержаниям урана и тория в верховом торфянике Малая Ича, расположенном в южной части Большого Васюганского болота, с целью определения фоновых концентраций естественных радиоактивных элементов, которые могут использоваться для сравнительной характеристики при изучении верховых торфов, реконструкции количественных содержаний естественных радиоактивных элементов (U, Th) во временном периоде формирования верхового болота и оценки их поступления в окружающую среду из атмосферы.

На юге Западной Сибири между реками Чузик и Ича, на севере Новосибирской области (рис. 1), был обнаружен торфяник глубиной 11 м [8]. Были определены радиоуглеродные датировки болота и описан ботанический состав. По оценкам [8] торфяная залежь формировалась на протяжении почти 10 тыс. лет.

Пробы торфа для исследований были отобраны в 1998 г. в центральной части болота, где исключено непосредственное воздействие с окружающими болото грунтовыми водами. Содержания урана и тория были определены нейтронно-активационным методом в сухом веществе торфа в Ядерно-геохимической лаборатории Кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета.

На рисунке 2 представлено распределение урана и тория в сечении торфяного болота Малая Ича на глубину 10,9 м. Содержание урана в воздушно-сухой массе торфа изученного разреза колеблется от <0,5 до 0,36 мг/кг при среднем его содержании 0,15 мг/кг. Среднее значение урана в торфе болота Малая Ича близко к средним оценкам содержания урана в верховых торфах Западной Сибири (табл. 1). Содержания тория изменяются от <0,11 до 0,41 мг/кг при его среднем показателе 0,22 мг/кг, что несколько ниже средних оценок для Западной Сибири (табл. 1).

Такой важный индикаторный показатель как отношение тория к урану (Th/U) значительно варьирует по глубине и изменяется от 0,64 до 5,4 при среднем значении для разреза 2,2. Th/U для торфов юго-восточной части

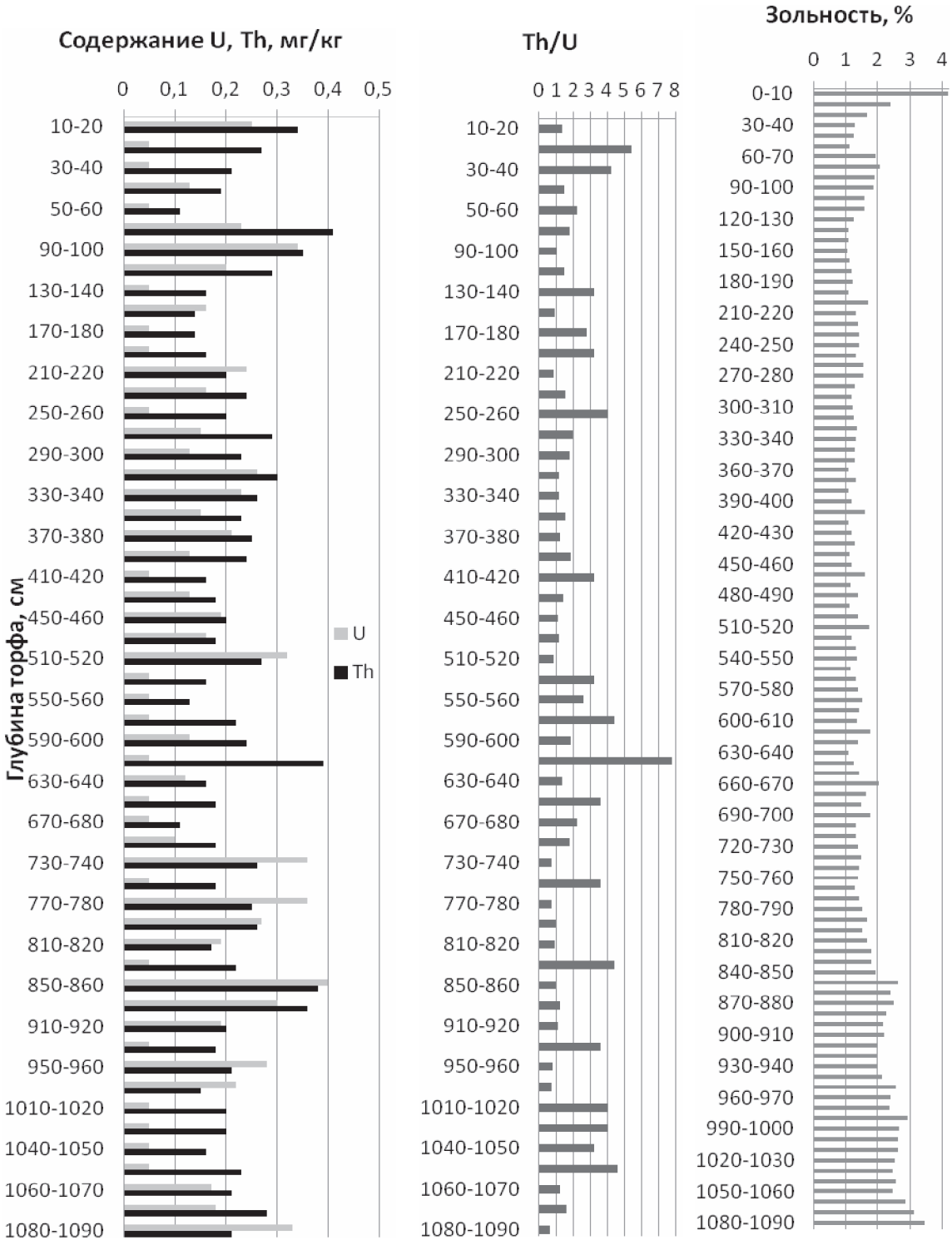



***Рис. 2.*** *Распределение урана и тория, Th/U и зольность в профиле торфяника Малая Ича*

Западно-Сибирской плиты составляет в среднем 1,45 [1].

Анализ распределения урана и тория по глубине торфяной залежи показывает, что радиоактивные элементы распределяются в торфе неравномерно: отмечаются интервалы повешенных концентраций как урана, так и тория (90–100, 850–900 см), либо преимущественного накопления тория (10–20, 610–620 см) или урана (730–740, 1080–1090 см). Из анализа показателя Th/U соответственно отмечаются интервалы торфа с урановой (Th/U <1), смешанной (1 < Th/U < 2,5–3) и ториевой природой (Th/U >3).

*Таблица 1. Средние содержания урана и тория в болоте Малая Ича в сравнении с литературными данными для верховых торфов*

| Элементы | Содержание | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Малая Ича | Среднее для юга Западной Сибири [1, 15] | Среднее для Западной Сибири [6] | Среднее для юга Западной Сибири [3] |
| U, мг/кг | 0,15 | 0,31 | 0,07 | 0,17 |
| Th, мг/кг | 0,22 | 0,45 | 0,3 | 0,3 |
| Th/U | 2,2 | 1,45 | 4,29 | 1,8 |
| Ad, % | 1,8 | 3,2 | – | – |

Минимальные содержания урана приходятся на несколько временных периодов (согласно временной шкале [8]). Для периода 5–7 тыс. лет назад характерны значительные изменения в ботаническом составе торфа [8] и на этот период как раз приходится регрессия ледника и значительное потепление климата [10]. Значительное повышение температуры 5–7 тыс. назад было отмечено и по данным изучения палео-гидрологического режима Средне-Васюганского болота [11]. Зольность в этот период мало изменяется. В соответствии с данными палео-гидрологического режима болот Западной Сибири, этот временной интервал характеризуется несколькими интервалами с низкими содержаниями урана – в периоды высокой температуры и влажности, и высокими содержаниями урана – в периоды снижения влажности при сохранении высокой температуры (рис. 3). Для интервала торфа с 580 по 530 см с низкими содержаниями урана (преимущественно ниже предела обнаружения анализа) с возрастом 5–5,5 тыс. лет назад в соответствии с данными [11] характерно повышение температуры и осадков. Во время климатического оптимума в Европе (Швейцария) были отмечены довольно низкие концентрации урана и тория – 0,029 и 0,07 мг/кг соответственно [14].

В вертикальном распределении тория также отмечена значительная вариабельность. Для тория, в интервале 620–570 см возрастом примерно 5,5–6 тыс. лет назад, характерны повышенные концентрации при наличии высокой температуры и снижении влажности.

Для других интервалов с определить зависимость накопления урана и тория от климатических условий не просто ввиду значительных колебаний температуры и выпадения осадков, а также возможных неточностей датирования и смещения отклика болота на климатические изменения. Тем не менее, существует вероятность зависимости аккумуляции урана и тория в торфяниках от климатических условий, что обсуждается далее.

Уран и торий имеют разный механизм накопления в верховом торфе. Th связан с минеральной частью, U –

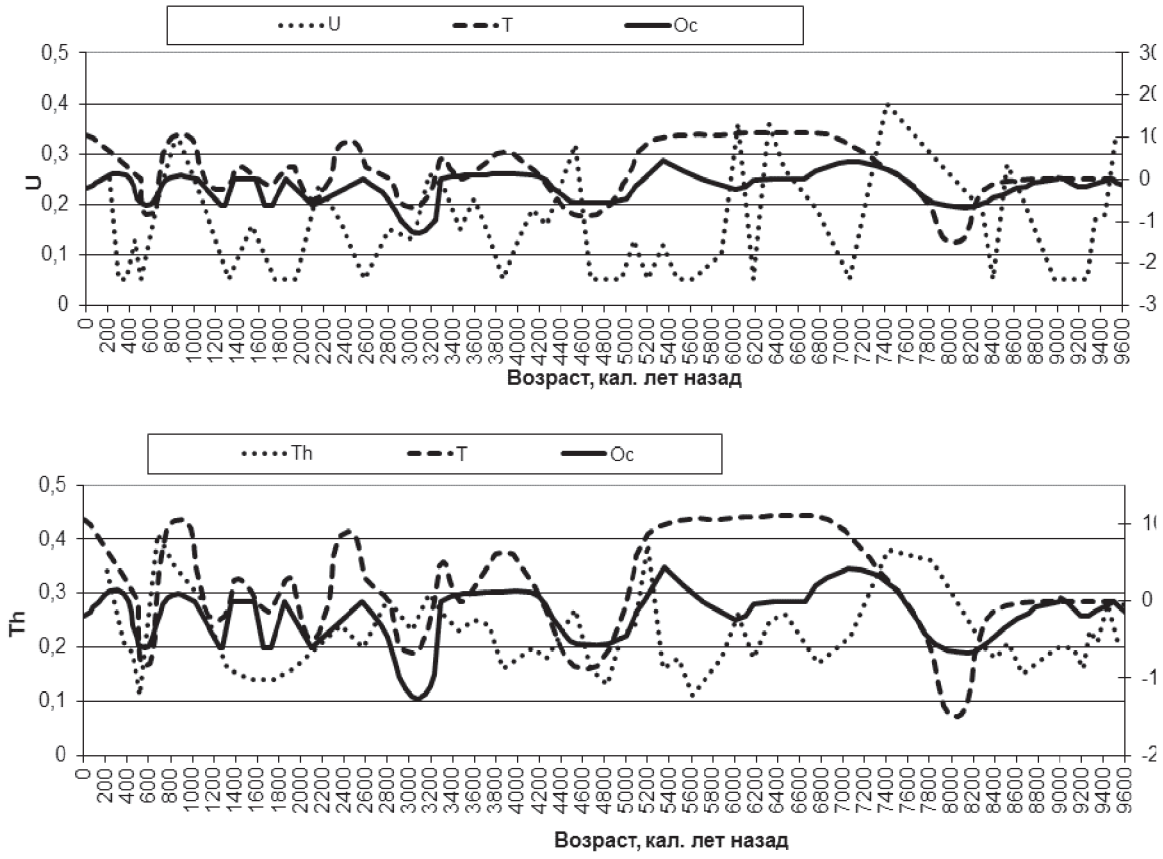



***Рис. 3.*** *Зависимость распределения урана и тория в разрезе торфяника Малая Ича от температуры (Т) и влажности (Ос) по Волковой, 1966 [4]*

связан с органикой, т.е. с гуминовым веществом торфа [12]. Уран обладает способностью к образованию комплексных соединений с органическими и неорганическими веществами и активно накапливается в торфяниках при наличии источника его поступления, особенно обогащение ураном характерно для образцов низинного торфа [14], где уран поступает в торфяник с грунтовыми водами и накапливается органическим веществом. Торий же в торфяниках присутствует в составе глинистых минералов [7].

Следовательно, изменение урана зависит от растительной составляющей и вероятно подвергается меньшей миграции, чем торий. Предположительно, что в благоприятные для роста сфагновых мхов периоды (интенсивное увлажнение и теплый климат) уровень накопления урана зависит не только от его поступления с пылью, но его "активного захвата" живой частью сфагновых мхов. В засушливые периоды концентрация урана в торфе значительно снижается [9]. Предположительно, климатические факторы оказывали значительное влияние на накопление радиоактивных элементов в торфяниках. Большую роль здесь играет влажность и направление ветра, который может приносить частицы пыли с суходолов.

В литературе указано, что распределение тория коррелирует с минеральной составляющей торфа и поступлением пылевого материала в торфяник, тогда как распределение урана такой корреляции не имеет [14]. Предположительно, торий поступает в торфяники в значительных количествах при пониженной влажности и, следовательно, более активном переносе пыли с ветром. Причем, температура в данном случае не оказывает влияния, и торий может активно поступать в торфяники с пылью как в периоды сухих похолоданий, так и сухих потеплений.

Для определения корреляции поступления радиоактивных элементов с пылью были рассчитаны коэффициенты EF (фактор обогащения). Фактор обогащения рассчитывался относительно содержания скандия в осадочных породах (распространенных почти повсеместно на территории Западной Сибири). Нормирование по скандию осуществляется для определения объема пылевой составляющей в торфяных болотах [14] по формуле:

$$EF = (M_{проба} / Sc_{проба}) / (M_{ос.п.} / Sc_{ос.п.}),$$

где $M_{проба}$ – содержание химического элемента в пробе; $Sc_{проба}$ – содержание скандия в пробе; $M_{ос.п.}$ – содержание (кларк) химического элемента в осадочных породах; $Sc_{ос.п.}$ – содержание (кларк) скандия в осадочных породах. Кларк осадочных пород принимался по Григорьеву [5]. Использование скандия в определении коэффициента обогащения объясняется его исключительным поступлением в торфяники в результате сноса с окружающих торфяник территорий [2].

Фактор обогащения относительно осадочных пород (EF) показал, что EF(Th) мало варьирует по профилю торфяника и обладает некоторой корреляцией с содержанием скандия в торфе, тогда как EF(U) распределяется крайне неравномерно (рис. 4). Наряду со скандием, Th также может использоваться для оценки поступления с пылью, который, как и скандий и редкоземельные элементы не мигрирует в торфе [13]. В большинстве проб EF(U) превышает 1. Эти данные подтверждают зависимость накопления урана от органической части торфа.

В верхнем интервале торфяника отчетливо видно повышение зольности торфа с глубины 30 см. Предположительно, интервал 0–30 см относится к последнему столетию. Высокая зольность в верхнем интервале вероятнее всего связана с увеличением запыленности атмосферы в результате антропогенной деятельности, т.к. зольность такой величины (4,2%) не была зафиксирована за весь период развития болота (около 10 тыс. лет). Так как фактор обогащения (EF) для тория и урана в верхнем интервале не имеет корреляции с содержанием скандия, то можно предположить наличие антропогенного привноса радиоактивных элементов. Ввиду расположения болота вне прямого воздействия антропоген-

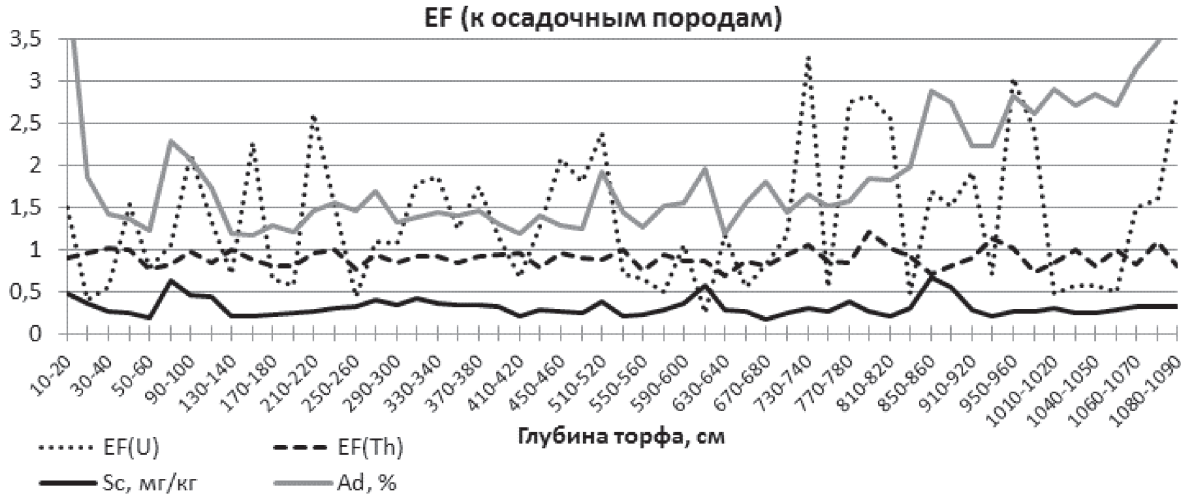



***Рис. 4.*** *Фактор обогащения (EF) урана и тория относительно содержания скандия в осадочных породах*

ных объектов, наиболее вероятным источником радиоактивных элементов в торфе болота Малая Ича являются испытания ядерного оружия.

По результатам проведения исследований распределения урана и тория в разрезе верхового торфяника глубиной 11 м можно сделать следующие выводы:

- уран и торий в торфе распределяются неравномерно;
- на распределение урана и тория в какой-то степени оказывают влияние климатические факторы; предположительно, что уран накапливается в торфе при повышении температуры и влажности, торий же поступает в торфяник при снижении влажности вне зависимости от температуры;
- установление зависимости накопления урана и тория в торфе не во всех случаях возможно ввиду значительных климатических колебаний в определенные периоды и возможности неточностей датировок и запаздывания отклика болота на климатические изменения;
- торий обладает положительной корреляцией со скандием, что отражает его преимущественное поступление в торфяник с пылью;
- поступление радиоактивных элементов в торфяник в последние несколько десятилетий коррелирует с зольностью и связывается с увеличением пылевой нагрузки, связанной с антропогенной деятельностью.

Болото Малая Ича может рассматриваться в качестве фонового объекта при исследованиях содержаний естественных радиоактивных элементов в верховых торфяниках Западной Сибири, при определении количеств поступления урана и тория в окружающую среду в постиндустриальный период.

***Литература***


1. *Среднее содержание некоторых элементов-примесей в торфах юго-восточной части Западно-Сибирской плиты / С.И. Арбузов, В.С. Архипов, В.К. Бернатонис и др. // Известия Томского политехнического университета. – 2009. – Т. 315, № 1. – С. 44–48.*
2. *Скандий в углях Северной Азии (Сибирь, российский Дальний Восток, Монголия, Казахстан) / С.И. Арбузов, А.В. Волостнов, В.С. Машенькин и др. // Геология и геофизика. – 2014. – Т. 55, № 11. – С. 1649–1660.*
3. *Волкова В.С. Колебания климата в истории формирования растительности в поицен-четвертичное время в Западной Сибири по данным палинологии // Палинология Сибири / под ред. А.Ф. Хлоновой. – М. : Наука, 1966. – С. 15–29.*
4. *Веретенникова Е.Э. Содержание и распределение химических элементов в торфах южнотаежной подзоны Западной Сибири // География и природные ресурсы. – 2013. – № 2. – С. 89–95.*
5. *Григорьев Н.А. среднее содержание химических элементов в горных породах, слагающих верхнюю часть континентальной коры // Геохимия. – 2003. – № 7. – С. 785–792.*
6. *Инишева Л.И., Цыбукова Т.Н., Веретенникова Е.Э. Содержание химических элементов в торфах южно-таежной подзоны Западной Сибири // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2012. – № 3 (20). – С. 13–21.*
7. *Кизильштейн Л.Я. Уголь и радиоактивность // Химия и жизнь. – 2006. – № 2. – С. 24–29.*
8. *Лапшина Е.Д., Мульдияров Е.Я. Основные этапы развития Большого Васюганского болота // Большое Васюганское болото: Современное состояние и процессы развития / под общ. ред. М.В. Кабанова. – 2002. – С. 36–44.*
9. *Межибор А.М. Эко-геохимические изменения окружающей среды по результатам исследований верховых торфяников Западной Сибири (на примере Томской области) // Международная конференция молодых ученых "Изменения климата и природной среды Северной Евразии: анализ, прогноз, адаптация". 14–20 сентября 2014 года. Кисловодск. Сборник тезисов докладов. – М. : Геос, 2014. – С. 172–175.*
10. *Монин А.С., Шишков Ю.А. История климата. – Л. : Гидрометеоиздат, 1979. – 406 с.*
11. *Прейс Ю.И. Детальная реконструкция функционального состояния болота как отклик на изменения континентального климата Голоцена (средняя тайга Западной Сибири) // Известия ТПУ. – 2015. – Т. 326, № 2. – С. 90–99.*
12. *Geochemistry of radioactive elements (U, Th) in coal and peat of northern Asia (Siberia, Russian Far East, Kazakhstan, and Mongolia) / S.I. Arbuzov, A.V. Volostnov, L.P. Rikvanov et al. // International Journal of Coal Geology. – 2011. – Vol. 86 (4). – 318–328.*
13. *The inorganic geochemistry of a peat deposit on the eastern Qinghai-Tibetan Plateau and insights into changing atmospheric circulation in central Asia during the Holocene / M. Ferrat, D.J. Weiss, B. Spiro et al. // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2012. – Vol. 91. – P. 7–31.*
14. *Krachler M., Shotyk W. Natural and anthropogenic enrichments of molybdenum, thorium, and uranium in a complete peat bog profile, Jura Mountains, Switzerland // Journal of Environmental Monitoring. – 2004. – No. 6. – P. 418–426.*
15. *Mezhibor A.M., Arbuzov S.I., Rikhvanov L.P. Accumulation and average contents of trace elements in the high-moor peat of Tomsk region (Western Siberia, Russia) // Energy exploration and exploitation. – 2009. – Vol. 27, No. 6. – P. 401–410.*

# К ВОПРОСУ О ПОДВИЖНОСТИ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ЗАГРЯЗНЕННЫХ АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ПОЧВАХ РЕКИ ЕНИСЕЙ В БЛИЖНЕЙ ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ КРАСНОЯРСКОГО ГХК

М.С. Мельгунов

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, mike@igm.nsc.ru

# TO A QUESTION OF MOBILITY OF TECHNOGENIC RADIONUCLIDES IN THE CONTAMINATED ALLUVIAL SOILS OF THE YENISEI RIVER IN A NEAR-FIELD ZONE OF INFLUENCE OF KRASNOYARSK MCC

M.S. Melgunov

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, Siberian Branch, RAS, Novosibirsk, Russia

Изучен характер распределения техногенных радионуклидов (ТРН) Eu-152, Cs-137 и Am-241 по гранулометрическим фракциям, выделенным из материала загрязненных аллювиальных почв реки Енисей и взвешенного вещества поровых вод. Показано, что в почвах доля подвижных и высокоподвижных фракций со временем пребывания в водной среде более 10 минут не превышает 3%. Доля ТРН, связанных с этими фракциями, существенно выше и составляет от 8 до 12% их общей активности в образцах. В некоторых гранулометрических фракциях изученных образцов почв обнаружены активные частицы европиевого и цезий-америциевого типов. Во всех изученных образцах почв и поровых вод отмечается присутствие ТРН в составе коллоидов и в растворенном состоянии.

Character of distribution of technogenic radionuclides (TRN) Eu-152, Cs-137 and Am-241 into the granulometric fractions allocated from material of the contaminated alluvial soils of the Yenisei River and suspended substance of pore waters is studied. It is shown that in soils the fraction of mobile and highly-mobile fractions with a residence time in an aqueous medium more than 10 minutes does not exceed 3%. The fraction of TRN connected with these fractions is significantly higher: 8–12% of their general activity in samples. In some granulometric fractions of the studied samples of soils active particles of europium and caesium – americium types are found. In all studied samples of soils and pore waters presence of TRN as a part of colloids and in the dissolved state is noted.

## Введение

Возможность вовлечения техногенных радионуклидов (ТРН), депонированных в загрязненных аллювиальных почвах и донных осадках, в повторную миграцию была и остается одной из важнейших тем исследований, связанных с проблемой радиоактивного загрязнения поймы реки Енисей в результате деятельности Красноярского горно-химического комбината (КГХК). Работы в этом направлении проводятся с первой половины 90-х годов прошлого века многими исследователями. Так в работах Вакуловского с соавторами [1, 7] отмечалось наличие активного переноса Cs-137 и других ТРН в водном потоке Енисея практически на всем протяжении от точки сброса до устья реки. Ряд работ [2, 3, 5, 6] посвящены изучению химических форм нахождения ТРН в почвах и донных осадках с использованием различных модификаций методики Тессье. Ряд авторов [2, 4, 8] изучали корреляционные связи между гранулометрическим составом почв и содержаниями в них ТРН. Следует отметить, что работ, посвященных этой тематике на самом деле не так много, а круг исследованных в них объектов весьма ограничен. Предыдущими исследованиями показано, что существует несколько основных закономерностей в нахождении ТРН в почвах и донных осадках Енисея. Во-первых, отмечается, что основным депонентом, в котором находится подавляющая часть ТРН, являются слабоподвижные крупнозернистые фракции. Основными химическими формами нахождения ТРН являются неподвижные и слабоподвижные в природных условиях формы. Поэтому можно считать, что основная масса ТРН надежно связана с вмещающими почвами и донными осадками. Во-вторых, мелкозернистые фракции, обогащенные глинистым веществом, являются концентраторами ТРН, что может приводить к миграция последних в составе взвесей тонкого вещества в водном потоке. Особенно это относится к такому изотопу, как Cs-137. Настоящая работа посвящена изучению закономерностей распределения ТРН по гранулометрическим фракциям вмещающих почв и взвешенного вещества поровых вод с целью выявления их способности к миграции с водными потоками из мест депонирования.

## Объекты и методы исследования

Исследования по изучению степени подвижности проводились на примере представительных проб загрязненных аллювиальных почв и входящих в их состав поровых вод, отобранных на периодически затопляемых участках островов ближней зоны (коса Атамановская, 5 км ниже по течению от предполагаемого источника радиоактивного загрязнения, точки $E_{14-6}08$, $E_{14-6}09$, $E_{14-6}10$, $E_{14-6}11$) и средней (левобережье реки Енисей на участке Стрелка – г. Енисейск, 300–360 км, точки $E_{15-1}$ и $E_{15-3}$) зонах влияния КГХК. Район работ с указанием мест пробоотбора представлен на рисунке 1.

Выбор точек пробоотбора осуществлялся по показаниям полевого радиометра СРП-68 из горизонтов, которым соответствовали максимальные уровни загрязнения. Во всех точках, за исключением $E_{14-6}08$, был проведен отбор проб поровой воды, дренирующей загрязненные горизонты почв. Следует отметить, что классический способ выделения поровых вод путем отжима их

из вмещающей почвы под сильным давлением с помощью пресса в нашем случае не подходит. Связано это с тем, что, во-первых, содержание высокоподвижных гранулометрических фракций, особенно микронного и субмикронного размера, во взвешенном веществе, находящемся в поровых растворах, как правило, невелико. Во-вторых, ожидается, что активности ТРН в этих фракциях будут также малы, а во многих случаях могут находиться на уровне пределов обнаружения используемого для их определения гамма-спектрометрического метода. Таким образом, получение достаточного для надежного определения активностей ТРН количества материала требует большого объема исходного образца поровых вод. Классическим способом с помощью прессования получить объемы на уровне 5–10 л весьма проблематично. Вместе с тем, нижние горизонты почв, из которых, как правило, отбирались представительные пробы, были сильно обводнены. Это приводило к просачиванию из боковых стенок и со дна шурфов достаточного количества дренирующей воды, что позволяло отбирать водные пробы объемом от 5 до 10 л. Именно об этих образцах воды мы и говорим, как об образцах поровых вод, входящих в состав аллювиальных почв.

Почвы представляют собой мелкозернистые пески с небольшой примесью глинистой и органической составляющих. Используемый вариант методики выделения гранулометрических фракций в первую очередь учитывает важность такого параметра, как возможность переноса ТРН водным потоком в составе взвесей. Основным критерием гранулометрического разделения является временной параметр, т.е. время пребывания




***Рис. 1.*** *Схема расположения точек пробоотбора*

фракции во взвешенном состоянии в водной среде. При фракционном разделении материала почв основной задачей было выделение двух типов фракций: 1) слабоподвижных, 2) подвижных и высокоподвижных.

Разделение фракций проводилось в водной среде путем взмучивания материала почв и их последующего осаждения за определенные промежутки времени. Такой подход в какой-то мере моделирует природные процессы, происходящие при вовлечении почв и донных осадков в водные потоки, например, во время паводка при их переотложении или размыве береговой линии. Для эксперимента использовалась дистиллированная вода. На первом этапе проводилось отделение слабоподвижных фракций. К ним относится материал, выпадающий в осадок сразу после окончания взмучивания системы вода-проба (за время менее 1 мин). Такие фракции не переносятся на значительные расстояния в рядовых условиях и выпадают в непосредственной близости от места их первоначального залегания. Хотя, нельзя исключить их перенос на значительные расстояния при сильном течении во время паводков. После высушивания выпавшего в осадок материала он разделялся расситовкой на 6 гранулометрических фракций: I – размер фракции >0,5 мм; II – 0,5–0,325 мм; III – 0,315–0,25 мм; IV – 0,25–0,16 мм; V – 0,16–0,071 мм; VI – <0,071 мм.

На втором этапе отделялись фракции VII, VIII и IX, которым соответствует материал, выпавший в осадок через 10 мин, 3–4 ч и 20–24 ч, соответственно. Фракция VII находится во взвешенном состоянии дольше первых шести, но по сути ее также можно отнести к слабоподвижным, хотя и возможно ее отделение при попадании вещества почвы в водный поток. Фракции VIII и IX являются подвижными и могут переноситься водными потоками на значительные расстояния. Однако, при попадании в застойные условия при резком замедлении течения они могут достаточно быстро выпадать в осадок.

На третьем этапе выделялись высоко подвижные фракции X, XI путем фильтрования оставшегося через сутки раствора через фильтр “синяя лента” (размер пор порядка 3 мкм) и мембранный фильтр 0,45 мкм, соответственно. Фракция XII представляет собой сухой остаток, полученный при упаривании конечного раствора после фильтрования. Последние три фракции являются наиболее подвижными. Они, скорее всего, представляют собой пелитовую, коллоидную и растворенную компоненты. Выделение гранулометрических фракций взвешенного вещества поровых вод проводилось по той же схеме с той лишь разницей, что объем слабоподвижных фракций был невелик по сравнению с почвами. Кроме того, для поровых вод выделялась еще одна (XIII) фракция, характеризующая состав вещества, осевшего на стенки емкости, в которой хранилась водная проба. Эта фракция выделялась путем смыва со стенок емкостей 5М азотной кислотой.

Во всех выделенных образцах методом полупроводниковой гамма-спектрометрии проводилось определение основных дозообразующих ТРН (Eu-152 и Cs-137). Кроме того, по возможности проводилось определение Am-241, который в какой-то мере может характеризо-

вать поведение трансурановых элементов, включая изотопы Pu. Измерения проводились с использованием HPGe колодезного детектора GWL-220–15 (ORTEC, США). Рабочий объем детектора 220 см$^3$, разрешение лучше 2,3 кэВ на энергии 1,33 МэВ. Масса аналитических навесок варьировалась от 0,1 до 7,5 гр. Образцы объемом до 5 мл для измерения помещались в колодец детектора диаметром 15,5 мм и глубиной 40 мм. Время измерения единичного образца составляло от 2 до 48 ч и определялось исходя из необходимости получения статистически достоверных величин площадей аналитических гамма-пиков, соответствующих определяемым радионуклидам. Пределы обнаружения для Eu-152 и Cs-137 составляли величину порядка 0,03 Бк, для Am-241 – 0,008 Бк. Расчет активностей проводился с учетом влияния комплекса мешающих факторов: геометрии измерения, плотности измеряемого образца и, в случае Eu-152, вклада эффекта каскадного суммирования аналитических гамма-линий.

### ТРН в гранулометрических фракциях загрязненных аллювиальных почв

Изучено распределение вещества и ТРН по выделенным гранулометрическим фракциям в двух образцах загрязненных аллювиальных почв реки Енисей ($E_{14-6}$08 и $E_{14-6}$10). Точка $E_{14-6}$08 расположена в средней части головы косы Атамановская. Образец почвы был отобран с глубины 50–60 см из слоя с наибольшей радиоактивностью, лежащего непосредственно на подстилающих галечниках. Удельная активность ТРН окружающих почв составляла для Eu-152 – 1400–2900 Бк/кг, для Cs-137 – 670–1500 Бк/кг. Точка $E_{14-6}$10 расположена на левом берегу косы, в непосредственной близости (1,5–2 м) от уреза воды. Образец почвы отобран из слоя, лежащего непосредственно на подстилающих галечниках, с глубины 20–35 см.

Средние удельные активности ТРН в изученных образцах составили: Eu-152 – 1113 Бк/кг; Cs-137 – 623 Бк/кг; Am-241 – 23 Бк/кг ($E_{14-6}$08) и 493, 829, 32 Бк/кг ($E_{14-6}$10), соответственно. Данные, характеризующие распределение вещества изученных образцов почв и активностей ТРН по выделенным гранулометрическим фракциям представлены на рисунке 2. Видно, что:

1. Массовая доля подвижных и высокоподвижных фракций (VIII–XIII) в изученных образцах почв невелика и составляет величину, близкую к 2,5%. Доля же активностей ТРН в этих фракциях от общей активности образцов значительно выше и составляет 8–8,5% для Eu-152, 10,5–11,5% (Cs-137) и порядка 9% (Am-241). При этом, средняя удельная актив-

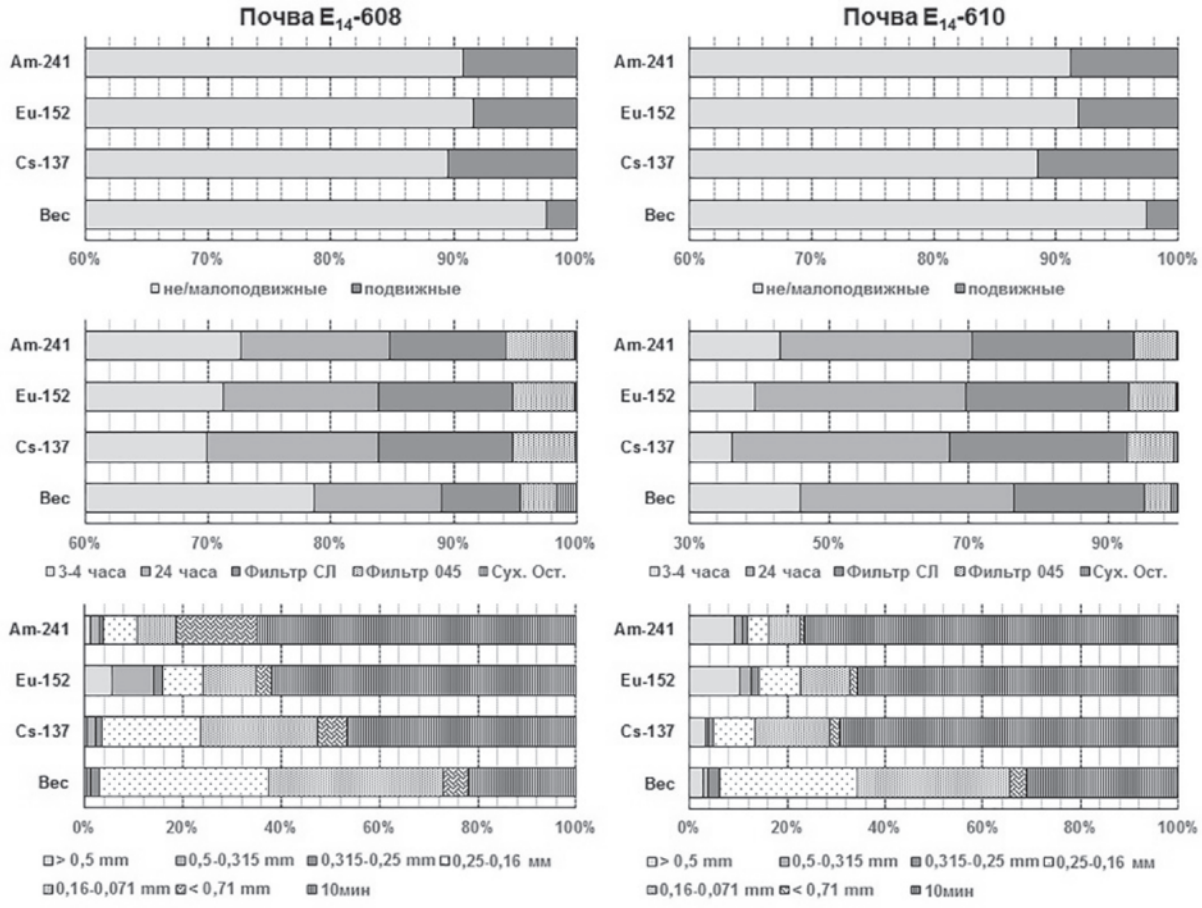



***Рис. 2.*** *Доля гранулометрических фракций от общей массы и активности ТРН в образцах загрязненных аллювиальных почв реки Енисей*

ность крупных, слабоподвижных фракций составляет для указанных изотопов 465, 753, 30 ($E_{14-6}10$) и 1046, 571, 22 ($E_{14-6}08$) Бк/кг, а для подвижных и высокоподвижных – 1556, 3704, 109 ($E_{14-6}10$) и 3015, 2609, 86 ($E_{14-6}08$) Бк/кг, соответственно. Видно, что удельные активности мелкодисперсных фракций значительно превосходят по величине таковые в крупнозернистых. Это подтверждает тезис о том, что именно мелкодисперсные глинистые фракции являются фракциями-концентраторами ТРН.

2. Весьма показательно распределение ТРН по подвижным и высокоподвижным фракциям. Характер распределения вещества по указанным фракциям существенно различается в исследуемых образцах почв. Так в образце $E_{14-6}08$ 78,6% всего вещества приходится на фракцию VIII. В образце $E_{14-6}10$ эта величина составляет 45,9%. Доля фракций IX–XII составляет, соответственно: 10,4 – 6,4 – 3,0 – 1,6% ($E_{14-6}08$) и 30,6 – 18,5 – 4,1 – 0,9% ($E_{14-6}10$). Распределение ТРН по фракциям носит похожий характер. Но наблюдается некоторое смещение в сторону увеличения доли более тонкодисперных фракций. Так, для всех рассматриваемых ТРН доля фракции VIII в образце $E_{14-6}08$ составляет 70–73%, в $E_{14-6}10$ – 36–43%. Для фракций: IX – 12–14 и 27–31%, X – 9–11 и 23–26%, XI – 5–6 и 6–7%, соответственно. Обращает на себя внимание низкий выход фракции XII, составляющей 0,2–0,5% в образце $E_{14-6}10$ и 0,1–0,2% в $E_{14-6}08$. Эти величины значительно ниже величины массовой доли этой фракции. В распределении ТРН в подвижных и высокоподвижных фракциях прослеживается та же закономерность, проявляющаяся в увеличении их удельных активностей к более тонкодисперсным фракциям. Для образца $E_{14-6}08$ удельные активности Cs-137 увеличиваются от 2300 во фракции VIII до 4450 Бк/кг во фракции XI, Eu-152 – от 3400 до 6250 Бк/кг, Am-241 – от 80 до 157 Бк/кг, соответственно. Для образца $E_{14-6}10$ наблюдается аналогичная картина: Cs-137 – от 2900 до 6100 Бк/кг, Eu-152 – от 1340 до 2550 Бк/кг, Am-241 – от 100 до 165 Бк/кг. Резко отличается фракция XII, представляющая собой сухой остаток после выпаривания и связанная с коллоидной и растворенной компонентами взвешенного вещества. Здесь наблюдаются более низкие удельные активности ТРН, составляющие для Cs-137 180 и 2100 Бк/кг; Eu-152 400 и 640 Бк/кг; Am-241 9 до 22 Бк/кг в образцах $E_{14-6}08$ и $E_{14-6}10$, соответственно.
3. Распределение слабоподвижных гранулометрических фракций. За исключением фракции VII (10 мин) первые шесть после вовлечения в водную среду практически сразу выпадают в осадок. Их перенос на значительные расстояния возможен только в условиях сильного течения. Наиболее вероятно их перераспределение в непосредственной близости от точки выноса. Тем не менее, важность их велика, поскольку именно в них депонирована основная часть (порядка 90%) ТРН. Диаграммы, приведенные на рисунке 2 показывают, что в обоих изученных образцах основной объем материала сложен фракциями IV, V и VII. На их долю выпадает 90–92% массы образцов. Причем в образце $E_{14-6}10$ доли этих фракций примерно равны (28, 31,5 и 31%, соответственно), а в $E_{14-6}08$ доля VII фракции несколько ниже (22%) при 35% для фракций IV и V. Несколько иной характер имеет распределение ТРН по слабоподвижным гранулометрическим фракциям. Как и в случае массовых долей суммарная активность ТРН во фракциях IV, V и VII составляет подавляющую часть общей активности образцов. В этих фракциях сосредоточено 90–93% Cs-137, 82–85% Eu-152 и 80–88% Am-241. Доля фракции VII по сравнению с массовой увеличена для всех ТРН в обоих образцах и составляет: от 47 до 65% ($E_{14-6}08$) и 66–77% ($E_{14-6}10$). Хотя фракция VII и относится нами в слабоподвижным, но в определенных условиях, например, при наличии мощного водного потока с выраженной турбулентностью в паводковый период материал данной фракции может отделяться от остальной слабоподвижной составляющей и переноситься на значительно большие расстояния. Следует обратить внимание на то, что в образце $E_{14-6}08$ 5,5 и 8,5% всего Eu-152 находится в самых крупнозернистых фракциях – I и II, соответственно. Во фракцииVI сконцентрировано 16,5 всего Am-241. В образце $E_{14-6}10$ повышенное количество Am-241 и Eu-152 содержится в I фракции – 9 и 10% соответственно.

Характер распределения ТРН по слабоподвижным гранулометрическим фракциям определяет уровни их удельных активностей в последних. Соответствующие средние значения удельных активностей ТРН даны в таблицах 1, 2.

Результаты, приведенные в таблице 1, указывают на некоторую закономерность в распределении ТРН. Минимальные уровни удельных активностей в обоих образцах соответствуют фракции IV. Как при увеличении, так и при уменьшении размера фракций удельные активности всех ТРН достаточно резко увеличиваются. Учитывая то, что фракции IV, V и VII вносят основной вклад в общую массу изученных образцов, то именно эти фракции определяют величины валовых значений удельных активностей ТРН. Обращает на себя внимание очень высокая активность изотопа Eu-152 в двух крупнозернистых фракциях (I и II) образца $E_{14-6}08$. В трех измеренных навесках фракции II массой 4 г каждая удельные активности Eu-152 составили 7250, 13750, 9400 Бк/кг. Наблюдается существенная неоднородность в распределении этого изотопа, что, скорее всего, говорит о наличии частиц-концентраторов, по крайней мере, во второй и третьей навеске. И действительно из второй навески нами была выделена активная европиевая частица. Аналогичная картина наблюдалась и для изотопа Am-241 во фракции VI. Здесь в трех из пяти измеренных навесках удельная активность Am-241 была зафиксирована на уровне 6 Бк/кг, Cs-137 на уровне 475 Бк/кг. В двух других навесках эти величины составили 240, 780 и 57, 1180 Бк/кг, соответственно. Из первой из этих двух навесок так же была выделена мелкодисперсная активная частица Cs-Am типа.

*Таблица 1. Средние удельные активности (Бк/кг) ТРН слабоподвижных гранулометрических фракций загрязненных аллювиальных почв*

| Фракция/образец | $E_{14-6}08$ | | | $E_{14-6}10$ | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Cs-137 | Eu-152 | Am-241 | Cs-137 | Eu-152 | Am-241 |
| I (>0,5 mm) | 693 | 14205 | 60 | 837 | 1681 | 96 |
| II (0,5–0,315 mm) | 1134 | 10189 | 49 | 518 | 1058 | 48 |
| III (0,315–0,25 mm) | 449 | 962 | 10 | 296 | 326 | 12 |
| IV (0,25–0,16 mm) | 332 | 254 | 4 | 227 | 142 | 5 |
| V (0,16–0,071 mm) | 383 | 322 | 5 | 368 | 150 | 6 |
| VI (< 0,071 mm) | 670 | 605 | 72 | 475 | 179 | 8 |
| VII (10 минут) | 1214 | 2952 | 64 | 987 | 1820 | 112 |
| Валовое значение | 571 | 1046 | 22 | 753 | 465 | 30 |

*Таблица 2. Удельные активности (Бк/кг) ТРН во вмещающих почвах*

| Образец | Удельная активность | | |
|---|---|---|---|
| | Cs-137 | Eu-152 | Am-241 |
| $E_{14-6}09$ | 1135 | 5286 | 203 |
| $E_{14-6}10$ | 829 | 493 | 32 |
| $E_{14-6}11$ | 1567 | 2154 | 74 |
| $E_{15-1}$ | 5000 | 26 | н.о. |
| $E_{15-3}$ | 1400 | н.о. | н.о. |

### ТРН в гранулометрических фракциях взвешенного вещества поровых вод

Изучено распределение материала и активностей ТРН по гранулометрическим фракциям взвешенного вещества поровых вод в образцах, отобранных в пяти точках ($E_{14-6}09$, $E_{14-6}10$, $E_{14-6}11$, $E_{15-1}$ и $E_{15-3}$).

Сравнение характера распределения гранулометрических фракций во взвешенном веществе поровых вод (рис. 3) и в подвижной составляющей вещества почв (рис. 2) показывает:

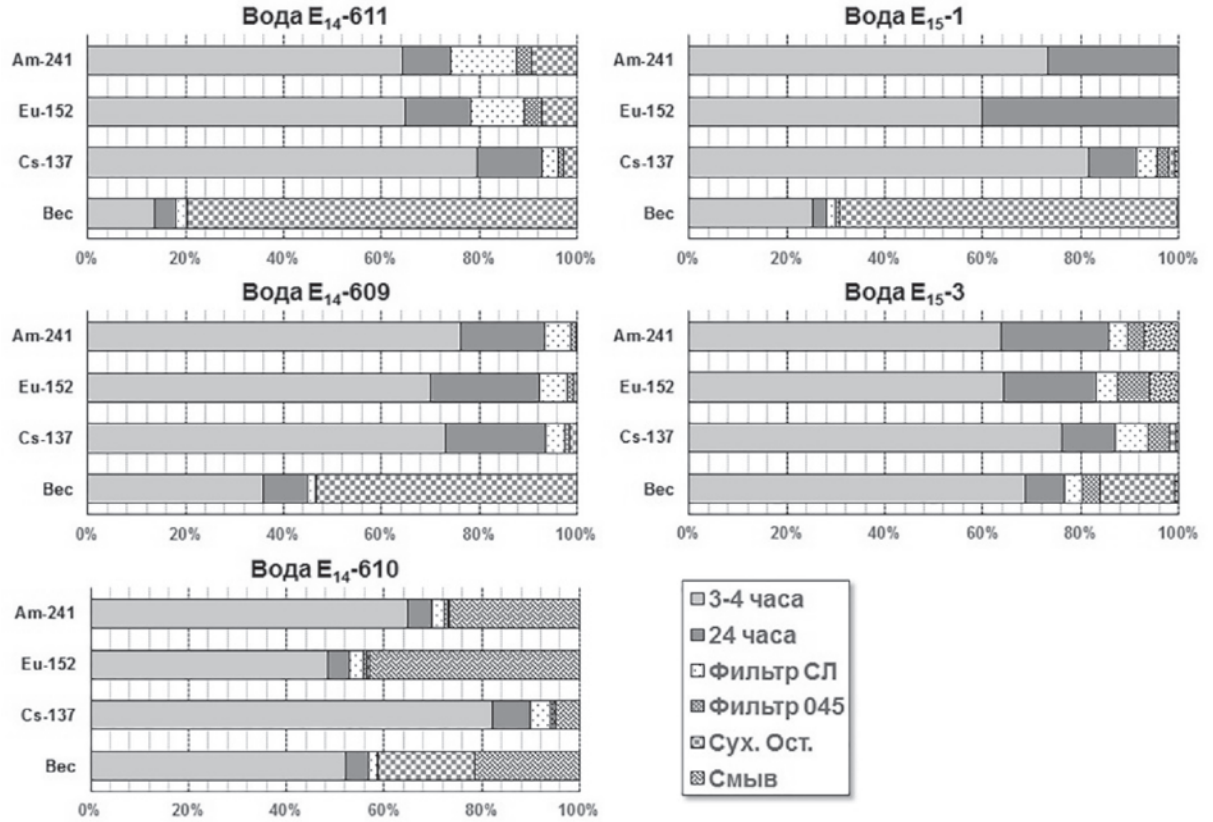



***Рис. 3.*** *Доля гранулометрических фракций от общей массы и активности ТРН во взвешенном веществе поровых вод*

1. Доля фракции XII, связанной с коллоидной и растворенной компонентами, в поровых водах значительно выше. В образце $E_{14-6}11$ ее доля составляет 80%, в $E_{15-1}$ – 69%, в $E_{14-6}09$ – 53%, в образцах $E_{14-6}10$ и $E_{15-3}$ она меньше – 20 и 15,5%, соответственно. Эти величины существенно превышают уровни, установленные для почв: 1–3%. Такое различие связано с тем, что природная вода Енисея, составляющая основу почвенных поровых вод, в отличие от дистиллированной воды, используемой для фракционного разделения почв, изначально обладает собственной минерализацией.
2. Вклад в общий объем взвешенного вещества фракции VIII со временем осаждения 3–4 часа существенно различается для исследованных образцов и составляет от 14% в образце $E_{14-6}11$ до 69% в $E_{15-3}$.
3. Вклад остальных подвижных фракций небольшой и в сумме не превышает 8%.
4. Следует отметить появление еще одной компоненты – фракции XIII, связанной с веществом, осевшим (сорбированном) на стенках емкостей, в которых хранились образцы поровых вод. Особенно это проявилось в образце $E_{14-6}10$, где вклад этой компоненты в виде соединений железа и марганца составил более 20% от общей массы взвешенного вещества.

Характер распределения ТРН по гранулометрическим фракциям взвешенного вещества поровых вод показывает, что:

1. Фракцией, в которой сконцентрировано большая часть ТРН, является фракция VIII. В ней сосредоточено от 73 до 82% всего Cs-137, от 64 до 76% Am-241 и от 60 до 70% Eu-152. Исключение составляет образец $E_{14-6}10$, в котором доля фракции VIII в общей активности Eu-152 составляет 49%, что сравнимо с количеством этого изотопа во фракции XIII (43%). В образцах $E_{14-6}09$, $E_{14-6}11$, $E_{15-1}$ доля фракции VIII в общей активности ТРН значительно превосходит ее долю в общей массе взвешенного и растворенного вещества (XII), поскольку в этих пробах существенный вещественный вклад вносит именно последняя компонента. В образце $E_{15-3}$, где доля фракции XII невелика вклад фракции VIII в общие активность ТРН и взвешенное вещество примерно одинаков.
2. За исключением образца $E_{14-6}10$ второй по количеству ТРН является фракция IX (24 часа). Причем, ее вклад в активности ТРН здесь значительно превышает ее долю в общей массе взвешенного и растворенного вещества.
3. Доля радионуклидов, находящихся в составе коллоидов и в растворенном состоянии (фракция XII), очень мала, несмотря на большое количество этой фракции во всех образцах. Тем не менее, ТРН в этой фракции присутствует во всех образцах, хотя и в малых количествах. Это говорит о том, что в природных условиях часть, пусть и очень небольшая, ТРН способна переходить из вмещающих почв в поровые воды. При попадании поровых вод в водный поток при взмучивании вещества почв, либо при дренаже речных вод через загрязненные почвы, эта часть ТРН в коллоидном или растворенном состоянии может переноситься на значительные расстояния, вплоть до устья Енисея и далее в Карское море.
4. Результаты, полученные для образца $E_{14-6}10$, показывают, что значительное количество ТРН может осаждаться (сорбироваться) на стенках емкостей, в которых хранятся образцы поровых вод (фракция XIII). Причем, если доля Cs-137, вошедшего в эту фракцию невелика (5%), что существенно меньше массовой доли этой фракции, то доля Am-241 ее превышает, а Eu-152 значительно (27 и 43% соответственно).

**Заключение**

Эксперименты по изучению распределения ТРН в гранулометрических фракциях, слагающих загрязненные аллювиальные почвы и взвешенное вещество поровых вод показали:

1. При взмучивании в водной среде исследуемых почв часть вовлеченного в эксперимент материала переходит в подвижные и высокоподвижные фракции. Доля этих фракций составляет величину порядка 2,5%. Доля же ТРН, связанных с этими фракциями, существенно выше этой величины и составляет от 8 до 12% их общей активности в образцах. Это говорит о том, что фракции, связанные с мелкодисперсным глинистым веществом, являются концентраторами ТРН. Следует отметить, что этот вывод не касается коллоидной и растворенной компонент, которые, согласно полученным данным такими концентраторами не являются, хотя в них тоже переходит незначительная часть ТРН.
2. Среди слабоподвижных гранулометрических фракций выделяется фракция VII, в которую входит вещество, выпадающее в осадок в течение первых 10 мин после взмучивания. Доля этой фракции среди них может составлять от 21 до 32%. Количество ТРН, связанных с этой фракцией значительно выше и составляет 47–69% для Cs-137, 62–66% для Eu-152 и 65–77% для Am-241. Необходимо отметить, что в определенных условиях, например, при наличии мощного водного потока с выраженной турбулентностью в паводковый период материал данной фракции может отделяться от остальной слабоподвижной составляющей и переноситься на значительно большие расстояния.
3. В некоторых гранулометрических фракциях изученных образцов почв, которые были отобраны случайным образом, обнаружены активные частицы европиевого и цезий-америциевого типа. Это еще раз подтверждает тезис о широкой распространенности таких частиц в загрязненных аллювиальных почвах реки Енисей и их значительном вкладе в общее радиоактивное загрязнение.
4. Среди подвижных и высокоподвижных гранулометрических фракций взвешенного вещества поровых вод основной вклад дают фракции VIII со временем выпадения 3–4 часа и XII – сухой остаток после вы-

паривания. На их долю приходится порядка 90% всего взвешенного вещества. В ряде случаев значительный (20% и более) вклад дает компонента, представленная материалом, осажденным на стенки емкости, в которой храниться водная проба (фракция XIII). Характер распределения ТРН по фракциям взвешенного вещества иной. На фракцию VIII приходится от 60 до 80% всего количества ТРН, а вклад фракции XII незначителен. Лишь в отдельных случаях он может достигать 6–8%. В одном из изученных образцов зафиксировано активное выпадение изотопов Eu-152 и Am-241 в составе фракции XIII (43 и 27%). Это говорит о том, что значительная часть этих изотопов может выпадать из раствора при смене физико-химических условий, прежде всего, в составе соединений железа и марганца.

5. Доля радионуклидов, находящихся в составе коллоидов и в растворенном состоянии (фракция XII) мала как в поровых водах, так и при их переходе из материала почв при взмучивании вещества. Тем не менее, ТРН в этой фракции присутствует во всех изученных образцах почв и поровых вод. Это говорит о том, что в природных условиях часть, пусть и очень небольшая, ТРН способна переходить из вмещающих почв в поровые воды. При попадании поровых вод в водный поток при взмучивании вещества почв, либо при дренаже речных вод через загрязненные почвы, эта часть ТРН в коллоидном или растворенном состоянии может переноситься на значительные расстояния, вплоть до устья Енисея и далее в Карское море.

*Работа частично выполнена в рамках государственного задания, проект № VIII.72,2,3 и при финансовой поддержке грантов РФФИ № 14–05–00155 и № 14–05–00139. Гамма-спектрометрический анализ выполнен в ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН.*

***Литература***

1. *Вакуловский С.М., Тертышник Э.Г., Кабанов А.И. Перенос радионуклидов в р. Енисей // Атомная энергия. – 2008. – Т. 105, № 5. – С. 285–291.*
2. *Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / Ф.В. Сухоруков, Ф.В. Дегерменджи, В.М. Белолипецкий и др. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2004. – 286 с.*
3. *Bolsunovsky A. Radionuclide speciation in sediments of the Yenisei river // Radioprotection. – 2011. – Vol. 46, No. 6. – P. S195–S198.*
4. *Granulometric and mineralogic investigation for explanation of radionuclide accumulation in different size fractions of the Yenisey floodplain soils / E.M. Korobova, V.G. Linnik, N.P. Chizhikova et al. // Journal of Geochemical Exploration. – 2014. – [Vol.] 142. – P. 49–59.*
5. *Transport and distribution of artificial gamma-emitting radionuclides in the river Yenisei and its sediment / T. Semizhon, S. Rollin, Y. Spasova, E. Klemt // Journal of Environmental Radioactivity. – 2010. – [Vol.] 101. – P. 385–402.*
6. *A ssociation of plutonium with sediments from the Ob and Yenisey rivers and estuaries / L. Skipperud, J. Brownc, L.K. Fifield et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2009. – [Vol.] 100. – P. 290–300.*
7. *Vakulovsky S.M., Tertyshnik E.G., Borodina T.S. Migration of radioactive contaminants discharged into the Yenisei river by the Krasnoyarsk mining and chemical complex // Radioprotection – Colloques. – 2002. – Vol. 37. – P. 673–676.*
8. *Peculiarities of distribution of anthropogenic radionuclides in soils and soil fractions of conjugated floodplain landscapes of the Yenisei river / V. Volosov, V.G. Linnik, E.M. Korobova et al. // Radioprotection. – 2011. – [Vol.] 46, No. 6. – P. S573–S577.*

## $^{210}$Pb И $^{7}$Be В СНЕГОВЫХ ПРОБАХ ИЗ РАЗЛИЧНЫХ ЛАНДШАФТНЫХ ЗОН ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

М.С. Мельгунов, Б.Л. Шербов, М.В. Рубанов

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, mike@igm.nsc.ru

## $^{210}$Pb AND $^{7}$Be IN SNOW SAMPLES FROM DIFFERENT LANDSCAPE ZONES OF THE SOUTH OF WESTERN SIBERIA

M.S. Melgunov, B.L. Sherbov, M.V. Rubanov

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy Siberian Branch Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russia

На основе изучения снеговых проб, отобранных в различных ландшафтных зонах юга Западной Сибири, получены оценки плотности выпадения $^{210}Pb_{атм}$, $^{137}Cs$ и $^{7}Be$ для этого региона в зимний период. Плотность выпадения $^{7}Be$ за четыре зимних месяца составила 32–34 Бк\м$^2$ для горно-таежной зоны, 68–85 Бк\м$^2$ для предгорной и лесостепной зон. Исследование распределения изучаемых радионуклидов по гранулометрическим фракциям взвешенного вещества талых вод показало, что значительная часть этих изотопов связана с мелкодисперсной фракцией размерностью менее 0,45 мкм (коллоиды и растворенная составляющая).

On the basis of studying of the snow samples which were sampled in different landscape zones of the South of Western Siberia fallout density estimates are received for $^{210}Pb_{atm}$, $^{137}Cs$ and $^{7}Be$ for this region during the winter period. Fallout

density of $^{7}$Be during four winter months is 32–34 Bq/m$^2$ for a mountain-taiga zone, 68–85 Bq/m$^2$ for foothill and forest-steppe zones. Investigation of distribution of the studied radionuclides in granulometric fractions of suspended matter of melt waters showed that considerable part of these isotopes is connected with fine fraction (dimension less than 0.45 microns – colloids and the dissolved component).

## Введение

Радиоактивные изотопы природного происхождения $^{7}$Be и $^{210}$Pb в значительных количествах поступают на земную поверхность из атмосферы. Источники происхождения этих радионуклидов различные. Так $^{7}$Be образуется в верхних слоях атмосферы при взаимодействии ядер атомов $^{14}$N и $^{16}$O с высокоэнергетичным космическим излучением. $^{210}$Pb является продуктом распада $^{222}$Rn, образующегося в результате распада радионуклидов радиоактивного ряда $^{238}$U и поступающего в атмосферу с поверхности земли. Вновь образованные атомы $^{7}$Be, $^{222}$Rn и продуктов его распада являются электрически заряженными. Практически сразу после появления они захватываются аэрозольными и пылевыми частицами и в их составе выпадают на земную поверхность. В современных исследованиях “атмосферные” $^{7}$Be и $^{210}$Pb часто используются в качестве индикаторов различных природных процессов, в том числе, при оценке условий и скоростей формирования осадков, изучении переноса аэрозольных частиц в атмосфере и скоростей их выпадения на поверхность земли и т.д. [2–5, 7–16] С геохимической точки зрения интересен вопрос, связанный изучением процессов атмосферного переноса химических элементов в составе аэрозольных и пылевых частиц. Основой таких исследований, как правило, является определение нескольких параметров, в том числе, содержаний этих изотопов в приповерхностном слое воздуха и плотности их выпадения за определенный временной интервал. Снежный покров является прекрасным природным планшетом, накапливающим информацию об атмосферных поступлениях за достаточно протяженный временной интервал от первого выпадения снега в позднеосенний период до его таяния весной. Его можно с успехом использовать для проведения оценки плотности выпадения химических элементов, в том числе и изотопов $^{7}$Be и $^{210}$Pb.

В современно литературе отсутствуют широко известные данные об атмосферном поступлении $^{7}$Be и $^{210}$Pb в таком регионе, как юг Западной Сибири, особенно в той его части, где происходит смена ландшафтно-географических зон с лесостепной на горно-таежную и высокогорную. Целью настоящего исследования является предварительная оценка характера выпадения $^{7}$Be и $^{210}$Pb в различных ландшафтных зонах обширного региона юга Западной Сибири (Новосибирская область, Алтайский край, Республика Алтай) в зимний период.

## Объекты и методы исследования

Для оценки уровня атмосферного поступления изотопов $^{210}Pb_{атм}$, $^{137}$Cs и $^{7}$Be на земную поверхность в южной части Западной Сибири в пяти точках, представляющих различные ландшафтные зоны, отобраны представительные пробы снега. Краткая характеристика точек пробоотбора дана в таблице 1. Выбранные площадки характеризовались ненарушенным снежным покровом и располагались на открытой местности, вне пределов крон деревьев, на удалении от населенных пунктов. Образцы снега отбирались на всю глубину снежного покрова с фиксированием площади отбора. Это позволило получить усредненную информацию об атмосферных выпадениях за 4-месячный зимний период устойчивого снегонакопления. Пробоотбор осуществлялся в середине марта 2016 г.

Снежные пробы объемом от 20 до 40 л доставлялись в лабораторию для дальнейшего исследования. При пробоподготовке образцов для анализа после таяния снега поводилось отделение взвешенного вещества талых вод за счет последовательного фильтрования всего их объема через фильтр “синяя лента” и мембранный фильтр 0,45 мк. Это позволило выделить две компоненты взвешенного вещества размерностью: 1) более 3 мк и 2) от 3 до 0,45 мк, представляющие собой частицы различных размеров. Полученный после фильтрования водный раствор упаривался до получения сухого остатка, который представлял собой вещество, находящееся в коллоидном и растворенном состоянии. В получен-

*Таблица 1. Краткая характеристика точек отбора снежных проб*

| № точки | Координаты | Краткое описание |
|---|---|---|
| K1 | N 54°50’46,2" | Лесостепная зона. В 20 км на юг-восток от г. Новосибирск, 10 км от крупного населенного |
| | E 83°15’24,9" | пункта. Открытая местность. Мощность снежного покрова 80 см. |
| T1 | N 51°47’45,4" | Горно-таежная зона. Республика Алтай. Северо-западная оконечность Телецкого озера. |
| | E 87°18’05,2" | В непосредственной близости от п. Артыбаш. Открытая площадка в лесу. Снежный нанос на штабеле бревен. Мощность снежного покрова 60 см. |
| T2 | N 51°47’49,5" | В 150 м северо-восточнее точки T1. Открытая площадка в лесу. Мощность снежного |
| | E 87°18’09,0" | покрова 23 см. |
| T4 | N 51°18’46,4" | Предгорная зона. 1,5 км западнее п. Колывань Алтайского края. Открытая площадка в лесу. |
| | E 82°35’32,1" | Мощность снежного покрова 60 см. |
| T5 | N 53°38’24,0" | Лесостепная зона. В 28 км на север от г. Барнаул. Открытая площадка в лесу. |
| | E 83°44’09,9" | Мощность снежного покрова 60 см. |

ных таким образом образцах проводилось определение активностей $^{210}Pb_{атм}$, $^{137}Cs$ и $^{7}Be$ методом высокоразрешающей полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием HPGe детектора колодезного типа EGPC192-P21-R (EURISYS MESURES, Франция) по методике, изложенной в работах [1, 6]. Рабочий объем детектора 200 см$^3$, разрешение лучше 2,1 кэВ на энергии 1,33 МэВ. Методика учитывает влияние ряда мешающих факторов: геометрии измерения, плотности анализируемого образца, наложения мешающих пиков и эффекта каскадного суммирования аналитических гамма-линий. Исследуемые образцы для измерения помещались в колодец детектора. Для определения радионуклидов использовались следующие аналитические гамма линии: $^{210}Pb$ – 46,5 кэВ; $^{137}Cs$ – 662 кэВ; $^{7}Be$ – 477 кэВ. При расчете содержаний $^{210}Pb_{атм}$ из общей активности изотопа вычитался вклад равновесной составляющей, определяемой по активности $^{226}Ra$ в измеряемом образце. Нижний предел обнаружения указанных радионуклидов составляет 0,02 Бк. Длительность измерения единичного образца – от 12 до 48 ч.

**Основные результаты**

На основе полученных аналитических данных по содержанию $^{210}Pb_{атм}$, $^{137}Cs$ и $^{7}Be$ в исследованных образцах проведена оценка плотности выпадения этих радионуклидов на территориях, где расположены точки пробоотбора. Полученные результаты представлены в таблице 2 и соответствуют суммарному атмосферному поступлению радионуклидов за 4-месячный зимний период устойчивого снегонакопления. Для $^{7}Be$, учитывая его небольшой период полураспада (53 дня), результаты приведены к дате отбора проб снега. Следует отметить несколько особенностей. Во-первых, плотность выпадения $^{137}Cs$ по сравнению с $^{210}Pb_{атм}$ и $^{7}Be$ мала во всех изученных точках и не превышает 1 Бк/м$^2$ при минимальном разбросе оцененных величин. Таким образом, можно говорить о незначительном, достаточно равномерном поступлением $^{137}Cs$ на большой по площади территории юга Западной Сибири в зимний период. Во-вторых, плотности выпадения $^{210}Pb_{атм}$ и $^{7}Be$ сопоставимы по абсолютным величинам. Но для первого не наблюдается заметной корреляции с местом пробоотбора (ландшафтной зоной). Более того, для горно-таежной зоны (т. Т1 и т. Т2) значения плотности выпадения $^{210}Pb_{атм}$, полученные в двух близко расположенных точках, различаются в 2,6 раза. Все же следует отметить, что для Алтайского региона наблюдается тенденция снижения величины плотности выпадения $^{210}Pb_{атм}$ при движении от лесостепной ландшафтной зоны (т. Т5) к предгорной (т. Т4) и далее к горно-таежной (т. Т1 и т. Т2). Вместе с тем, более низкие значения плотности выпадения $^{210}Pb_{атм}$ (33,9 Бк/м$^2$) отмечаются в лесостепной зоне северо-восточной части Новосибирской области (т. К1). Характер распределения плотности выпадения $^{7}Be$ несколько иной.

*Таблица 2. Плотность выпадения (Бк/м$^2$) $^{210}Pb_{атм}$, $^{137}Cs$ и $^{7}Be$ в точках отбора снежных проб*

| № точки | $^{210}Pb_{атм}$ | $^{137}Cs$ | $^{7}Be$ |
|---|---|---|---|
| К1 | 33,9 | 0,7 | 67,7 |
| Т1 | 15,2 | 0,5 | 34,2 |
| Т2 | 39,8 | 0,6 | 33,1 |
| Т4 | 45,9 | 1,0 | 81,5 |
| Т5 | 56,4 | 0,6 | 84,7 |

Таблица 3. Распределение (в %) $^{210}Pb_{атм}$, $^{137}Cs$ и $^{7}Be$ по гранулометрическим фракциям взвешенного вещества снежных проб

| № точки | Фракция | $^{210}Pb_{атм}$ | $^{137}Cs$ | $^{7}Be$ |
|---|---|---|---|---|
| К1 | ФСЛ* | 56,8 | 15,9 | 26,4 |
| | Фильтр 0,45 мк** | 0,3 | 19,1 | 1,4 |
| | Сухой остаток*** | 42,9 | 65,0 | 72,2 |
| Т1 | ФСЛ* | 86,8 | 57,0 | 42,6 |
| | Фильтр 0,45 мк** | 4,8 | 8,7 | 2,9 |
| | Сухой остаток*** | 8,4 | 34,3 | 54,5 |
| Т2 | ФСЛ* | 84,3 | 43,3 | 6,2 |
| | Фильтр 0,45 мк** | 1,3 | 19,6 | 6,9 |
| | Сухой остаток*** | 14,4 | 37,0 | 86,9 |
| Т4 | ФСЛ* | 87,9 | 47,2 | 66,2 |
| | Фильтр 0,45 мк** | 0,7 | 5,0 | 1,9 |
| | Сухой остаток*** | 11,4 | 47,8 | 31,9 |
| Т5 | ФСЛ* | 70,9 | 44,8 | 60,7 |
| | Фильтр 0,45 мк** | 8,6 | 23,4 | 3,9 |
| | Сухой остаток*** | 20,5 | 31,9 | 35,5 |

Примечание: * – вещество, осевшее при фильтровании талой воды на фильтр “синяя лента” (>3 мк); ** – вещество, осевшее при фильтровании на мембранный фильтр 0,45 мк (3–0,45 мк); *** – коллоидная и растворенная составляющие, выделенные при упаривании всего объема отфильтрованной талой воды (<0,45 мк).

Наибольшие значения, порядка 81–85 Бк/м$^2$, соответствуют лесостепной и предгорной ландшафтным зонам Алтая (т. Т4 и т. Т5). Плотность выпадения $^7$Be в т. К1, расположенной в лесостепной зоне несколько севернее, ниже и составляет величину 67,7 Бк/м$^2$. Самые низкие значения плотности выпадения $^7$Be наблюдаются в горно-таежной ландшафтной зоне республики Алтай (т. Т1 и т. Т2). Причем, в отличие от $^{210}Pb_{атм}$ следует отметить равномерность поступления $^7$Be на локальной площади, где для двух близко расположенных точек получены практически одинаковые значения плотности выпадения этого изотопа (34,2 и 33,1 Бк/м$^2$).

В таблице 3 представлены данные, характеризующие распределение $^{210}Pb_{атм}$, $^{137}$Cs и $^7$Be по гранулометрическим фракциям взвешенного вещества, входившего в состав талых вод, полученных при таянии изученных снежных проб. Как отмечалось выше, всего было выделено три компоненты:

1) крупнозернистая фракция, осевшая при фильтровании на фильтр “синяя” лента;
2) мелкозернистая фракция, осевшая при фильтровании на мембранный фильтр 0,45 мкм, размер частиц от 3 до 0,45 мкм (пылевые и аэрозольные частицы);
3) сухой остаток, полученный после полного упаривания всего объема отфильтрованной талой воды, представляет собой коллоидную и растворенную компоненты взвешенного вещества.

Анализ данных таблицы 3 показывает:

1. Основная доля $^{210}Pb_{атм}$ в изученных образцах находится в составе крупнозернистой фракции. Так, в т. Т1, Т2 и Т4 она превышает 84%. В т. Т5 она составляет 71%, меньше всего в т. К1 – 56,7%. Доля этой фракции в общей активности $^7$Be ниже и не превышает 66,2% (т. Т4). В т. К1 ее величина составляет 26,4%. Наименьшее значение наблюдается в т. Т2 – 6,2%, в то время, как для близ расположенной точки Т1 она равна 42,6%.
2. Во всех исследованных снежных пробах значительная часть изучаемых радионуклидов находится в составе коллоидов или в растворенном состоянии. Так, доля $^{210}Pb_{атм}$, находящегося в этой фракции, в образцах Т1, Т2, Т4 (горно-таежная и предгорная ландшафтные зоны) составляет 8,4–14,4%, Т5 (лесостепная зона Алтайского края) – 20,5%, К1 (лесостепная зона северо-востока Новосибирской области) – 42,9%. Для $^{137}$Cs эти значения составляют величину 65% в т. К1, 48% в т. Т4 и 32–37% в т. Т1, Т2 и Т5. Доля коллоидной и растворенной компонент в общем количестве $^7$Be еще более значительна: от 32–36% в т. Т4 и Т5 до 72–87% в т. К1 и Т2.
3. Доля мелкодисперсной компоненты взвешенного вещества с размером фракции от 3 до 0,45 мкм невелика во всех исследованных пробах снега. Для $^{210}Pb_{атм}$ и $^7$Be она не превышает 9%, а в большинстве случаев значительно меньше этой величины.
4. Если сравнить две рядом расположенные точки (Т1 и Т2), то видно, что характер распределения $^{210}Pb_{атм}$ по гранулометрическим фракциям взвешенного вещества талых вод в них одинаков. С хорошим допущением можно сказать, что порядка 86% всего $^{210}Pb_{атм}$ находится в крупнозернистой фракции с размером частиц более 3 мкм (пылевые частицы, мелкие растительные остатки), 11% связано с коллоидами и растворенной составляющей и лишь 3% – с мелкозернистой фракции. Распределение $^7$Be по гранулометрическим фракциям имеет совсем другой характер. А именно: доля фракции, связанной с коллоидами и растворенной составляющей здесь значительно выше – 54,5% в т. Т1 и 86,7% в т. Т2. А вот доли крупнозернистой фракции существенно различаются – 42,6 и 6,2% соответственно.

*Работа частично выполнена в рамках государственного задания, проект № VIII.72,2,3. Гамма-спектрометрический анализ выполнен в ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН.*

***Литература***

1. *Аномалии радиоактивности на южном побережье озера Иссык-Куль (Кыргызстан) / М.С. Мельгунов, В.М. Гавшин, Ф.В. Сухоруков и др. // Химия в интересах устойчивого развития. – 2003. – Т. 11, № 6. – С. 869–880.*
2. *Reconstruction of $^{137}$Cs signal in Cuba using $^7$Be as tracer of vertical transport processes in the atmosphere / C.M. Alonso-Hernandez, H. Cartas-Aguila, M. Diaz-Asencio et al. // Journal of Environment Radioactivity. – 2004. – [Vol.] 75. – P. 133–142.*
3. *Atmospheric deposition patterns of 210Pb and 7Be in Cienfuegos, Cuba / C.M. Alonso-Hernandez, Ya. Morera-Gomez, H. Cartas-Aguila et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2014. – [Vol.] 138. – P. 149–155.*
4. *Baskaran M., Shaw G.E. Residence time of arctic haze aerosols using the concentrations and activity ratios of $^{210}$Po, $^{210}$Pb and 7Be // Journal of Aerosol Science. – 2001. – [Vol.] 32. – P. 443–452.*
5. *Fogh C.L., Roed J., Andersson K.G. Radionuclide resuspension and mixed deposition at different heights // Journal of Environment Radioactivity. – 1999. – [Vol.] 46. – P. 67–75.*
6. *Disequilibrium between uranium and its progeny in the Lake Issyk-Kul system (Kyrgyzstan) under a combined effect of natural and manmade processes / V.M. Gavshin, M.S. Melgunov, F.V. Sukhorukov et al. // Journal of Environmental Radioactivity. – 2005. – [Vol.] 83. – P. 61–74.*
7. *Koch D.M., Jacob D.J., Graustein W.C. Vertical transport of tropospheric aerosols as indicated by Be-7 and Pb-210 in a chemical tracer model // Journal of Geophysical Research: Atmospheres. – 1996. – [Vol.] 101. – P. 18651–18666.*
8. *Koch D., Rind D. Beryllium-10 beryllium-7 as a tracer of stratospheric transport // Journal of Geophysical Research: Atmospheres. – 1998. – [Vol.] 103. – P. 3907–3917.*
9. *Beryllium-7 and $^{210}$Pb atmospheric deposition measured in moss and dependence on cumulative precipitation / M. Krmar, D.T. Mihailovic, I. Arsenic et al. // Science of the Total Environment. – 2016. – [Vol.] 541. – P. 941–948.*
10. *Airborne radionuclides in mosses collected at different latitudes / M. Krmar, K. Wattanavatee, D. Radnovic et al. /*

/ Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – [Vol.] 117. – P. 45–48.

11. Landis J.D., Renshaw C.E., Kaste J.M. Beryllium-7 and Lead-210 chronometry of modern soil processes: The Linked Radionuclide accumulation model, LRC // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2016. – [Vol.] 180. – P. 109–125.
12. Papastefanou C., Ioannidou A. Aerodynamic size association of Be-7 in ambient aerosols // Journal of Environment Radioactivity. – 1995. – [Vol.] 26. – P. 273–282.
13. Papastefanou C., Ioannidou A. Influence of air pollutants in the Be-7 size distribution of atmospheric aerosols // Aerosol Science and Technology. – 1996. – [Vol.] 24. – P. 102–106.
14. Persson B.R.R., Holm E. $^{7}Be$, $^{210}Pb$, and $^{210}Po$ in the surface air from the Arctic to Antarctica // Journal of Environmental Radioactivity. – 2014. – [Vol.] 138. – P. 364–374.
15. Rehfeld S., Heimann M. Three dimensional atmospheric transport simulation of the radioactive tracers Pb-210, Be-7, Be-10, and Sr-90 // Journal of Geophysical Research: Atmospheres. – 1995. – [Vol.] 100. – P. 26141–26161.
16. Young J.A., Silker W.B. Aerosol deposition velocities on the pacific and Atlantic oceans calculated from Be-7 measurements // Earth and Planetary Science Letters. – 1980. – [Vol.] 50. – P. 92–104.

# В НАЧАЛЕ ПУТИ

Миронов Ю.Б.

ФГБУ "ВСЕГЕИ", Санкт-Петербург, Россия, yuri_mironov@vsegei.ru

# IN THE BEGINNING

Mironov Yu.B.

VSEGEI, Saint-Petersburg, Russia

Рассмотрены основные события раннего этапа изучения радиоактивности в царской России до старта Атомного проекта СССР. Указаны источники получения урана и радия. Подчеркнута роль Академии наук и Геологического Комитета в создании радиевой промышленности и минерально-сырьевой базы радиоактивного сырья нашей страны.
***Ключевые слова:*** месторождения, радиоактивность, радий, уран.

The given article deals with the main events of the early stage of the study of radioactivity in Tsarist Russia and the Soviet Union before the start of the Atomic Project. The sources of uranium and radium are shown. The role of the Academy of Sciences and the Geological Committee is emphasized at the beginning in the creation of radium industry and mineral resources base of the radioactive materials in our country.
***Keywords:*** deposits, radioactivity, radium, uranium.

Уран является наиболее распространенным химическим элементом, радиоактивные свойства которого получили широкое практическое применение. Открыт в 1789 г. в урановой смолке Рудных гор немецким химиком М. Клапротом, назвавшим его в честь планеты Уран (*"небесный металл" – пер. с греч.*). В 1841 г. французский химик Э. Пелиго впервые получил металлический уран. Все изотопы урана радиоактивны.

Явление радиоактивности было выявлено в 1896 г. французским физиком А. Беккерелем, вскоре после открытия "невидимых глазу Х-лучей" В. Рентгеном в Баварии. Термин "радиоактивность" произведен от латинских слов *radio* – испускать лучи и *activus* – деятельный. Введен в научное обращение супругами Пьером и Марией Кюри в 1898 г.– при открытии нового химического элемента – радия. В 1910 г. французы М. Кюри и А. Дебьерн получили радий в свободном состоянии. Открытие радиоактивности пробудило чрезвычайный интерес ученых, промышленников и широкой общественности. В 1906 г. Д.И. Менделеев писал: "Убежденный в том, что исследование урана, начиная с его природных источников, приведет еще ко многим новым открытиям…" [6].

Явление искусственной радиоактивности было обнаружено французскими исследователями – Ирен и Фредерик Жолио-Кюри в 1934 г. Особая роль урана была установлена благодаря работам немецких физиков Отто Гана и Фрица Штрассмана по изучению деления ядер урана и эффекта цепной реакции в 1938 г. Именно этими свойствами в настоящем мире объясняется господствующее значение урана для военных и мирных дел [7, 8].

К моменту открытия радиоактивности не были известны отечественные месторождения радиоактивных руд. Урановая смолка месторождения Яхимов (Рудные горы, Чехия) была почти единственным исходным материалом для получения радия. До открытия радия извлекаемый уран использовался в качестве минерального красителя при производстве стеклянных и керамических изделий, а также для усиления негативов.

Высокие цены на радий, возросшие с 5000 золотых рублей за 1 г в 1902 г. до 10000 золотых рублей и продолжавшие увеличиваться, стимулировали усиленные поиски и добычу урана во всех странах мира. В 1908 г. начали получать окисные урановые руды из месторождений Португалии и отбирать урансодержащие минералы из пегматитовых жил Южной Австралии. В 1909 г. для получения радия стали использовать уран-медные жилы Корнуолла (Великобритания). В 1910 г. в числе источников урановых руд вошло месторождение Маунт Пентер (Австралия). Кроме того, радий начали извлекать из кольма Швеции и пегматитов Норвегии. Мировое производство радия в этом году составило 1,3 г, соответственно было добыто 3–4 т урана [4, 6].

В 1914 г. первое место по производству радия из кар-

нотитовых руд штатов Колорадо и Юта заняли США. В 1915 г. были открыты крупные месторождения урановых руд в провинции Шинколобве, Конго. Их промышленная эксплуатация началась в 1920 г. Руда содержала около 3% $U_3O_8$, концентрат 50% – $U_3O_8$. Всего за время эксплуатации месторождений провинции Шинколобве с 1921 по 1939 гг. было извлечено до 500 г радия. В 1923 г. завод в селении Оолен (провинция Антроповец, Бельгия), работавший на этих рудах, выдал 12,5 г радия.

В 1930 г. было открыто урановое месторождение на берегу Большого Медвежьего озера в Полярной Канаде. Через два года здесь была построена обогатительная фабрика, а в 1933 г. получены первые 3 г радия. Всего за время эксплуатации из руд месторождения получено 176 г радия [4].

На практике, для получения одного грамма радия необходимо было переработать около 4 т урановой смолки, содержащей 340 мг радия на 1 т урана. Поэтому уже в 1902–1903 гг. были построены первые заводы по переработке урановых руд с целью получения радия в городах Ножан-на-Марне (Франция), Брауншвейге (Германия), Иоахимстале (Австрия-Венгрия), Лондоне (Англия). С 1914 г. центр переработки урановых руд переместился из Австрии в США, а с 1923 г. – в Бельгию [6].

К 1940 г. мировой фонд радия составил 1000 г, и, следовательно, к этому времени было добыто около 4000 т урана (Щербаков Д.И., 1941). В целом, в это время все области применения урана требовали этого металла меньше, чем-то количество, которое добывалось для извлечения радия. И только в связи с началом использования энергии атома положение в урановорудной промышленности резко изменилось. В связи с неограниченным ростом спроса, цены на уран сильно возросли, требования же к качеству руды сильно снизились [9, 10].

Кратко остановимся на истории открытия и исследований раннего этапа радиоактивных минералов и руд в России.

В 1900 г. на заседании Петербургского минералогического общества профессор Технологического института И.А. Антипов сообщил, что в двух кусках минерала кальцита, присланных из предгорий Алайского хребта (Ферганская долина), он обнаружил медный уранит (позднее новый минерал тюямунит – уранил-ванадат кальция). “До сих пор – писал он, урановые соединения встречались в России как величайшая редкость” [6]. Научные исследования радиоактивных минералов медь-уран-радиевого Тюя-Муюнского месторождения проводили Х.И. Антунович и К.А. Ненадкевич. За время существования “Ферганского общества добычи редких металлов” на Тюя-Муюнском месторождении было добыто 820 т руды, переработанных в Петербурге на заводе, построенном в 1908 г. Концентраты урана и ванадия экспортировались в Германию.

В 1903 г. началось изучение радиоактивности природных объектов России. Профессор Московского университета А.П. Соколов установил, что углекислый газ минерального источника “Нарзан” радиоактивен и обнаружил повышенную ионизацию воздуха у Пятигорского городского фонтана. Позднее он читал первый курс “Радиоактивность” и организовал практикум. В 1904 г. профессор Петербургского университета И.И. Бергман занялся измерениями радиоактивности русских целебных грязей. Профессор П.П. Орлов в 1908 г. организовал в Томском университете Радиологическую лабораторию, которая много лет была Центром изучения радиоактивных минералов в Сибири [8].

В 1907 г. Академия наук по представлению А.П. Карпинского, Ф.Н. Чернышева и В.И. Вернадского приняла решение приступить к изучению радиоактивных минералов России. В 1910 г. профессор минералогии В.И. Вернадский выступил на заседании Академии наук с докладом “Задачи дня в области радия” (Вернадский, 1910). Позже Академия наук образовала специальную комиссию, которая должна была заниматься проблемой радиоактивности. Летом 1911 г. начались первые экспедиции на Урал и в Среднюю Азию. К началу 1914 г. в России существовало 4 небольших радиологических лаборатории, которые занимались измерениями радиоактивности отечественных природных объектов, воздуха, минеральных вод, горных пород, руд и целебных грязей. К ним относятся: Томская лаборатория П.П. Орлова, Одесская радиологическая лаборатория (Е.С. Бурксер, 1910), радиологическая лаборатория при Физическом институте Московского Университета (А.П. Соколов, 1913) и радиологическое отделение (Л.С. Коловрат-Червинский) Минералогической лаборатории (В.И. Вернадский) при Геологическом и минералогическом музее. Эта лаборатория дала начало Институту геохимии и аналитической химии имени В.И. Вернадского Академии наук СССР и Радиевому институту имени В.Г. Хлопина. В 1916–1917 гг. Минералогическая лаборатория вела работы важного значения, занимаясь химией и минералогией урана, ниобия, тантала и титана, производила измерения и анализы отечественных минералов и руд.

12 ноября 1913 г. состоялось торжественное открытие Варшавской радиологической лаборатории (в настоящее время – Онкологический институт имени Марии Склодовской-Кюри). Польша в то время входила в состав Российской империи. Предполагалось, что основной задачей лаборатории будет разработка теоретических проблем, но уже в ближайшем будущем она должна начать работы и практического значения. Руководство лабораторией принадлежало М. Кюри, ассистентами являлись Л. Вертянштейн и Я. Доныш [6].

Проблема поисков урановых руд в России обострилась после того, как в 1913 г. Правительство Австро-Венгрии наложило запрет на продажу радия в другие страны. Весной 1914 г. на деньги купца П.П. Рябушинского была снаряжена Московская радиевая экспедиция, состоящая из двух отрядов: Туркестанского (А.А. Чернов) и Забайкальского (М.Н. Соболев). Работы носили секретный характер. Рябушинский П.П., под предлогом сохранения коммерческой тайны, не позволял членам экспедиции сообщать сведения о ее результатах, во что бы то ни было, даже В.И. Вернадскому.

Проблемы отечественного радия, в виду их важности, рассматривались на государственном уровне. После заседания особого совещания законодательное предложение о денежном ассигновании на изучение

радиоактивных руд было одобрено Государственной думой и Государственным советом России. 29 июня 1914 г. был утвержден закон об отпуске Академии Наук на три года (1914–1916 гг.) средств Государственного казначейства на снаряжение экспедиций для изучения в России месторождений радиоактивных минералов и на лабораторные исследования добытого материала [6].

Летом 1914 г. на государственные средства была организована экспедиция в Ферганскую область Туркестана под руководством адъюнкт-геолога Геологического комитета Д.И. Мушкетова. В составе экспедиции принимали участие студенты Горного института: Д.В. Наливкин, И.М. Москвин, Е.В. Иванов. Петрографические работы вели профессор В.И. Лучицкий и Б.А. Линдер. Л.С. Коловрат-Червинский проводил в Фергане исследования радиоактивных источников и атмосферного воздуха, а также воздуха внутри пещер.

С началом Первой мировой войны изучение отечественных радиоактивных минералов и руд сильно сократилось. В 1915–1916 гг. продолжились экспедиционные исследования радиоактивных руд в Средней Азии, на Урале, в Сибири под руководством В.И. Вернадского, а в 1917 – В.И. Крыжановского и К.К. Матвеева.

Уже в начале Первой Мировой войны обнаружилась неподготовленность к ней царской России. 2 февраля 1915 г. Конференция Академии наук приняла решение о создании постоянной Комиссии по изучению естественных производительных сил России (КЕПС). Ее главной задачей было выявление всех природных богатств нашей страны и изыскание возможностей их использования для практических и военных целей. Председателем КЕПС был избран В.И. Вернадский, секретарем – А.Е. Ферсман. Одним из важных направлений работ являлись поиски месторождений радиоактивных руд и их изучение.

Быстрое и успешное восстановление народного хозяйства России в условиях гражданской войны было невозможно без привлечения специалистов – ученых и инженеров, к сотрудничеству с Советской властью. 12 апреля 1918 г. Совнарком постановил финансировать работы по учету и исследованию естественных объектов России [1].

Новый этап в изучении радиоактивных минералов начался со времени учреждении в 1918 г. при ВСНХ секции радиоактивных веществ и редких металлов. При КЕПС Академии наук была организована Коллегия по редким элементам. В начале 1918 г. в Комиссии Академии наук по изучению естественных производительных сил России был создан Первый отдел, которому передавались все вопросы, относящиеся к редким и радиоактивным элементам. Председатель Первого отдела – В.И. Вернадский, его заместитель – А.Е. Ферсман, ученый секретарь – В.Г. Хлопин. С организацией Первого отдела КЕПС начинается новая страница в исследовании редких и радиоактивных элементов в Советском государстве: выяснение их минерально-сырьевых ресурсов, критериев и качества руд, способов обогащения, изучение области применения и других свойств.

1 июня 1918 г. при Первом отделе КЕПС образован Технический совет по организации и эксплуатации пробного радиевого завода. 24 сентября 1918 г. в Петрограде М.И. Неменовым организован Государственный рентгенологический и радиологический институт во главе с профессором А.Ф. Иоффе. 28 октября 1918 г. в Москве прошло Всероссийское совещание по радиологии, которое приняло решение об объединении деятельности всех учреждений, занимающихся радиевой проблемой, и организации кафедр радиологии в Москве и Петрограде [1].

В 1918 г. технической секцией Горного совета ВСНХ совместно с представителями Геологического комитета разработаны мероприятия по “организации правильной добычи редких металлов”. В Петрограде в серии “Естественные производительные силы России” вышли краткие монографии по редким металлам: “Ванадий” (Б.А. Линдер), “Редкие земли и торий” (А.Е. Ферсман и В.С. Сырокомский), “Тантал” (А.Е. Ферсман), “Уран и радий” (Л.С. Коловрат-Червинский), “Цирконий” (В.Г. Хлопин), содержащие краткие сведения о радиоактивных и редких элементах на территории России.

В 1921 г. Центральным управлением промышленных разведок ВСНХ “с целью установления постоянного питания радиевого завода минеральным сырьем” была организована экспедиция на Тюя-Муюн под руководством горного инженера С.П. Александрова. Сообщение о работе экспедиции было сделано С.П. Александровым на состоявшемся 8–15 ноября 1921 г. в Москве Первом Всероссийском съезде по горной промышленности. По его оценке, начальная производительность рудника должна составить 500 т руды в год, что соответствовало 2 г радия. Первые радиевые препараты получены И.Я. Башиловым из Тюя-Муюнской руды на пробном радиевом заводе в 1921 г.

Дальнейшая история развития урановой горнодобывающей и радиевой промышленности СССР хорошо известна, и мы на ней останавливаться не будем. И все же, В.Г. Хлопин был совершенно прав, утверждая, что с 1918 года в России наступает период “блестящего расцвета научной мысли в области радиоактивных элементов и явлений радиоактивного распада” [Хлопин, 1918].

12 апреля 1919 г. Академией наук было принято решение об организации завода в Березняках для извлечения радия из руд, добытых “Ферганским обществом добычи редких металлов”. Радий был объявлен национальным достоянием. Ученые считали, что радиевый завод будет специальным государственным учреждением и образцом для подобных предприятий в новой России. Позднее, в 1923 г., Президиум ВСНХ объявил, что вся территория СССР закрыта для производства отводов для частных первооткрывателей по урановым, ванадиевым и радийсодержащим рудам. Все Правительственные распоряжения имели одну цель – устранить возможность передачи радия и его руд в руки частных предпринимателей. Суть этого положения сохраняется и до сегодняшнего дня, обеспечивая монополию государства на месторождения радиоактивных руд и продукты их распада [2, 7, 9].

Образование радиевой промышленности в 1918 г. явилось первым шагом в создании центра, объединяющего все работы по радиевой проблеме – радиевого

института. Остается только добавить, что Государственный ученый совет утвердил Положение о Государственном радиевом институте (ГРИ) 23 января 1922 г. Этот день следует считать датой, завершающей долголетние усилия В.И. Вернадского и его ближайших сотрудников – А.Е. Ферсмана, В.Г. Хлопина и И.Я. Башилова, направленные на создание Радиевого института Академии наук. Государственный радиевый институт по образованию, организации, составу научных сил, объему и глубине охвата, по своим усилиям уже тогда, несомненно, стоял в первом ряду радиологических центров Мира.

Тюя-Муюнское месторождение радия, урана и ванадия долгое время изучалось и эксплуатировалось по программам, составленным специалистами Радиевого института.

В 1920-е гг. были открыты и другие месторождения радиоактивных руд в Средней Азии. Осенью 1924 г. геологом А.Н. Заварицким по поручению Геологического комитета, изучалось месторождение радиоактивных минералов Каре-Чонгара в Ферганской области, недалеко от рудника Тюя-Муюн. В 1924 г. старший геолог Геологического комитета С.Ф. Машковцев писал об открытии другого месторождения радиевых руд в том же районе, а А.Е. Ферсман свидетельствовал уже о "рудном поле жильных образований". Эти объекты долгое время оставались сырьевой базой радиевой промышленности СССР. Для ее расширения при Геологическом комитете была учреждена Радиологическая секция. Она играла ведущую роль в организации изучения естественной радиоактивности горных пород, подземных вод и газов в поисковых производственных экспедициях [5].

Другим наиболее важным из известных видов радиевого сырья оказались соленые воды Ухтинского и других (Новогрозненское) месторождений России. Открытие радия в 1927 г. в подземных водах Ухты привлекло внимание В.И. Вернадского, В.Г. Хлопина, Б.А. Никитина.

В 20-е гг. был открыт еще один вид уран-радиевого сырья. Удалось установить, что Терновские и Желтянские месторождения железа Украины и железистые кварциты криворожского бассейна – это новые точки естественной радиоактивности на карте полезных ископаемых. Их нельзя отождествлять ни с одним из известных науке природных источников урана и радия. После Отечественной войны началась усиленная разработка этих месторождений. Сегодня город Желтые воды – место, где добывается уран [5, 8, 10].

Составление карты радиоактивных минералов, о необходимости которой настаивал В.И. Вернадский еще в 1910 г., развитие поисков радиевого сырья, изучение радиоактивности воды, воздуха и других природных объектов требовали создания прибора, позволяющего быстро и точно производить в полевых условиях измерения радиоактивности. Первые приборы были созданы Л.Н. Богоявленским в 1924 г. Они основывались на применение ионизационного гамма-спектрометра. Позднее был разработан эманационный (радоновый) метод. С развитием электротехники для исследования ионизационного излучения были созданы надежные гамма-спектрометры. [1]. Изучением радиоактивности горных пород руд способом гамма-спектрометрии в Геологическом комитете занимался специальный отдел, на базе которого позже был организован Институт разведочной геофизики (ВИРГ).

Решение о включении в программу Геолкома планомерных радиометрических исследований было принято в 1922 г. Этому также способствовало создание в России международных эталонов радиоактивности. Эталоны были изготовлены в 1927 г. по заявке "Горнопромышленной компании Верхней Катанги" в Бельгии. Эталоны СССР были снабжены сертификатом Международной комиссии эталонов радия за подписями ее председателя Э. Резерфорда и членов – М. Кюри и С. Мейера [6].

В 30-е гг. основные направления использования радия, урана и других полезных ископаемых определялись развитием науки и потребностями народного хозяйства. В 1935 г. на общем собрании Академии наук В.И. Вернадский сделал доклад "О неотложных очередных проблемах радиологии", в котором обратил внимание на то, что "...Можно и нужно говорить о новой создающейся науке – радиогеологии, науке, о радиоактивных свойствах нашей планеты и происходящих в ней явлениях. Здесь, вероятно, ключ решения многих основных геологических проблем" (Вернадский, 1935).

Основными задачами нового раздела геологии он считал радиоактивное определение геологического времени, составление радиогеологической карты, изучение роли радиоактивного распада в создании внутренней энергии Земли, использование "гелиевого дыхания Земли" в качестве меры ее радиоактивности, изучение геохимии радиоактивных элементов, процессов их распада. Большая часть этих задач остается и в настоящее время [1].

Бурное развитие ядерной физики в 1938 г. привело немецких физиков – О. Гана и Ф. Штрассмана к открытию эффекта цепной реакции деления ядер урана, сопровождающейся громадным выделением тепла [1, 7]. Так человечество подошло к открытию нового источника энергии. К сожалению, как это часто случается, первое его использование было направлено в военную область –область создания нового разрушающего оружия. Естественно, процесс разработки оружия на базе расщепляющихся элементов сопровождался, с одной стороны, завесой секретности, с другой – повышенным интересом получения урана [2].

Ведущий советский ученый в области урановой геологии того времени Д.И. Щербаков оценивал мировые запасы урана в недрах по состоянию на начало 1945 г. в 12–15 тыс. т, в т. ч. Европа – 1000 т (Рудные горы), Африка – 3000 т (Бельгийское Конго), Северная Америка – 9000 т (Б. Медвежье озеро), в т.ч. Канада– 6000 т, США – 3000 т. Запасы СССР на 1944 г. были известны только в Ферганской долине – 5 мелких месторождений, и составляли 200 т при низких содержаниях урана. Положение осложнялось тем, что в СССР не было известно о других перспективных районах, чтобы быстро развернуть поисковые работы [8].

В 1940 г. в Академии наук по инициативе В.Г. Хлопина была создана Комиссия по проблемам урана. 28 сентября 1942 г. принято распоряжение ГКО СССР "Об орга-

низации работ по урану" и 27 ноября 1942 г. "О добыче урана". В начале марта 1943 г. В.И. Вернадский обратился с запиской к Президенту Академии наук СССР о необходимости систематических изысканий новых месторождений урановых руд, "которые должны существовать на территории нашего Союза" (Вернадский, 1942). Его предложение, а также предложение научного руководителя Атомного проекта И.В. Курчатова легли в основу распоряжения ГКО СССР №3834сс от 30 июля 1945 г. "Об организации геологоразведочных работ, добыче урана и производстве урановых солей". Председателем Специального Комитета назначен И.И. Малышев, начальником Отдела радиоактивных элементов Ф.М. Малиновский. И все же в условиях продолжающейся войны работы по поискам урановых месторождений развивались медленно. Поэтому в 1945 г. Правительство принимает решение о создании в системе Комитета по делам геологии Специализированного управления для руководства поисками и разведкой месторождений радиоактивных руд. Новая структура получила название Первого Главного геологического управления – ПГГУ или Первый Главк (Постановление Совнаркома СССР от 13 октября 1945 г. №2628–713се). Уже через три дня после выхода Постановления Правительства председатель Комитета по делам геологии при Совнаркоме СССР И.И. Малышев издает свой приказ №272 от 16 октября 1945 г. "Об организации геологоразведочных работ на уран". С тех пор дата 16 октября 1945 г. считается Днем образования в СССР урановой геологической службы [7].

Впереди предстояло много трудных дорог и важных открытий. Сегодня в России известно 218 месторождений урана, разведанные запасы составляют 615 тыс. т. Построены атомные станции, работают горно-химический комбинат и уранодобывающие предприятия, проводятся поисковые и разведочные на уран работы, но это уже, как говорится, совсем другая история.

***Литература***


1. *Баранов В.И., Титаева А.А. Радиогеология. – М. : МГУ, 1973. – 243 с.*
2. *Геологи ВСЕГЕИ в создании урановорудной базы страны / ред. Ю.М. Шувалов, Ю.Б. Миронов, А.М. Карпунин. – СПб. : Издательство ВСЕГЕИ, 2006. – 160 с.*
3. *Геология – жизнь моя… : сборник воспоминаний / гл. ред. В.П. Орлов. – М. : Геоинформмарк. – Вып. № 23. – 571 с.*
4. *Домарев В.С. Геология урановых месторождений капиталистических стран. – М., 1956. – 272 с.*
5. *Как искали и добывали уран : сборник статей и воспоминаний ветеранов атомной промышленности / под ред. В.В. Кротова. – М. : Геос, 2002. – 354 с.*
6. *Погодин С.А., Либман Э.П. Как добыли советский радий. – М. : Атомиздат, 1977. – 247 с.*
7. *Пятов Е.А. Стране был нужен уран. История геологоразведочных работ на уран в СССР. – М. : ВИМС, 2005.*
8. *Разведка и охрана недр // Урановой геологии России – 60 лет. – 2005. – Спецвыпуск № 10. – 120 с.*
9. *Урановой геологии ВИМСа – 70 лет / под ред. Г.А. Машковцева. – М. : ВИМС, 2013. – 158 с.*
10. *Уран России : сборник докладов научно-технического совещания 20–21 ноября 2007 г., Москва, ВНИИХТ. – М. : ЦНИИАТОМИНФОРМ, 2008. – 354 с.*


# КАРТА УРАНОНОСНОСТИ РФ


Ю.Б. Миронов

ФГБУ "ВСЕГЕИ", Санкт-Петербург


# MAP OF URANIUM MINERALIZATION OF RUSSIAN FEDERATION


Yu.B. Mironov

FGBU "VSEGEI"



Рассмотрены основные принципы составления прогнозно-металлогенических карт, включающие структурно-вещественный подход к изучению урановосности геологических структур. На основе рудно-формационного анализа дана классификация урановорудных формаций и главных металлогенических систем. Показаны результаты металлогенического районирования с оценкой прогнозных ресурсов урана главных рудных районов. Определены актуальные задачи дальнейшего развития металлогенического картографирования.

The article deals with the main principles of drawing prognostic and metallogenic maps, including structural and compositional approach to the study of uranium mineralization of geological structures. Classification of uranium ore formations and major metallogenic systems is given based on ore-formation analysis. Results of metallogenic zoning are shown with the evaluation of inferred resources of uranium of main ore areas. Actual problems of further development of metallogenic mapping are defined.


## Методология

Важное место в общем цикле геологоразведочных работ занимают прогнозно-металлогенические исследования, завершающиеся составлением карт урановосности и металлогенических карт, отражающих закономерности размещения и условия формирования уранового оруденения. Как самостоятельное научное направление прогнозно-геологические исследования были за-

ложены в трудах Ю.А. Билибина [1] и получили развитие в работах его последователей: С.С. Смирнова, В.И. Смирнова, А.И. Семенова, Н.П. Лаверова, Ю.Г. Старицкого, А.А. Смыслова, В.М. Терентьева, А.Д. Щеглова, Ю.М. Шувалова и других исследователей [3].

Стремительное развитие специальной металлогении урана было связано с реализацией отечественного атомного проекта. Новые открытия крупных урановорудных районов и провинций подтвердили правильность и надежность выбора основных принципов металлогенического анализа – взаимосвязи и взаимообусловленности процессов рудообразования с другими геологическими явлениями, использование структурно-вещественного подхода к изучению урановосности геологических структур, взаимосвязи явлений рассеивания и концентрации радиоактивных элементов в земной коре и системного подхода к выделению металлогенических подразделений различной иерархии. Основной инструмент прогнозно-минерагенических исследований – рудноформационный анализ, на основе которого устанавливаются естественные закономерные связи урановых месторождений с определенными геологическими формациями.

Базовыми основами металлогенического анализа являются понятия урановорудные формации и эпохи [2, 6]. *Под урановорудной формацией* в традициях школы ВСЕГЕИ понимается естественное сообщество месторождений, образовавшихся на определенных стадиях развития геологических структур земной коры и связанных с определенными геологическими формациями. Урановорудная формация принимается в качестве основной классификационной единицы при мелкомасштабных и среднемасштабных прогнозно-металлогенических исследованиях. Как правило внутри нее по особенностям вещественного состава и геохимическим характеристикам выделяются минеральные типы [4, 7].

Прогноз урановых месторождений осуществляется с учетом их геолого-промышленного типа. *Под геолого-промышленным типом* понимаются такие формационные типы, которые удовлетворяют требованиям горнодобывающей промышленности.

При составлении “Карты урановосности РФ” использована “гибридная” классификация урановых месторождений, разработанная во ВСЕГЕИ [2, 5] и объединяющая понятия формационных типов и соответствующих им геолого-промышленных типов по классификации МАГАТЭ в принятой российской терминологии. Такой подход наиболее близок к целям прогноза и поисков и делает весьма обоснованным изучение и оценку ресурсного потенциала, в первую очередь, для объектов ранга урановорудных провинций, районов и месторождений. В этом ряду рудных объектов лишь последняя единица выделяется на основе прямых геолого-геофизических наблюдений при геологоразведочных работах. В основу других металлогенических таксонов положено развитие радиогеохимически специализированных рудоносных формаций, характеризующих предполагаемый источник рудного вещества, пути его миграции и места локализации уранового оруденения, что в совокупности отвечает показателю рудообразующей системы

*Урановорудная провинция* рассматривается как крупный геоблок, (или совокупность геоблоков) континентальной земной коры, объединяющий системы одной или нескольких складчатых зон, сопоставимых с ними частей платформ, щитов или областей активизации, характеризующейся преимущественно литофильной специализацией различных комплексов с интенсивным развитием промышленных типов урановорудных формаций (включая крупные месторождения урана), возникших в течение одной или нескольких металлогенических эпох. Размеры провинции – первые сотни тысяч кв. километров. Провинции соответствуют сегменту земной коры, геофизические поля которого проявлены в объеме всей коры и верхней мантии. Для провинции промышленного значения фиксируется спектр соответствующих элементов.

*Урановорудный район* – ограниченная по площади региональная геологическая структура (выступ фундамента, вулканотектоническая структура, системы разломов, депрессия, и т.п.), характеризующаяся развитием месторождений урана преимущественно одного формационного типа. В геофизических полях район соответствует индивидуализированному блоку земной коры высокого порядка и характеризуется размерами в первые тысячи и сотни квадратных километров.

Металлогенические подразделения по преимущественному развитию месторождений определенных урановорудных формаций подразделяются на три группы: с эндогенной минерализацией, экзогенной минерализацией и полигенной минерализацией [6].

Результаты геохронологических исследований последних лет показывают, что промышленные скопления урана возникли в различное время в разнообразных геологических обстановках, отражающих определенные уровни развития литосферы, т.е. урановорудные (металлогенические) эпохи [4].

*Под урановорудной (металлогенической) эпохой* понимается отрезок геологического времени с развитием процессов оруденения, отвечающих геологическому (тектоническому, тектономагматическому, тектоноседиментационному) циклу и формирования серии рудных формаций. В своих трудах Г.А. Творчелидзе, И.Г. Магакьян и др. рассматривали металлогеническую эпоху как период времени, отвечающий тектономагматическому циклу. Наиболее важными для уранового рудогенеза являются рифейская, каледонская, герцинская, киммерийская и альпийская эпохи. Формирование эндогенного уранового оруденения, как правило, тяготеет к завершающим фазам тектономагматического цикла (металлогенических эпох) [4, 8].

Анализ геохронологии урановых месторождений во всех урановорудных провинциях и районах РФ свидетельствует, что первые промышленные концентрации урана в их пределах – своеобразное “заложение” провинций и районов, происходили лишь на нескольких наиболее проявленных рубежах формирования и коренной перестройки земной коры материков. Большая часть выделенных эпох уранового образования Земли (8 из 12) связаны с повторными процессами орогенеза (тектономагматической активизации) и уровнями рудообразова-

ния, проявившимися в основном в пределах урановорудных провинций, возникших ранее.

**Карта урановосности РФ**

Графическим отображением результатов металлогенического анализа является металлогеническая карта. В металлогеническом картографировании традиционно существует два направления. Первое было реализовано в программе "Металлогения СССР", в рамках которой к концу 80-х годов был составлен "Атлас металлогенических карт СССР" и его отдельных регионов, в т.ч. прогнозно-металлогеническая на уран карта масштаба 1:5000000 в рамках самостоятельного проекта "Металлогения урана и тория СССР" в 1988 г. [4]. Первая карта металлогенического районирования территории России по урану масштаба 1:5000000 была составлена во ВСЕГЕИ в 1993 г. на основе многочисленных данных концерна "Геологоразведка", ВСЕГЕИ, ВИМСа, ВИРГа, ВНИИХТа (редакторы С.С. Наумов, В.М. Терентьев, М.Г. Харламов, В.М. Шумилин). В 2001 г. отделом геологии урановых месторождений и радиоэкологии ВСЕГЕИ была подготовлена "Карта урановорудных и урановосных формаций РФ", а в 2004 г. – "Карта урановосности территории РФ" (Ю.Б. Миронов, Г.А. Машковцев, С.В. Бузовкин и др.), ежегодно актуализируемая ВСЕГЕИ с целью обеспечения государственной программы "Изучение недр и воспроизводство минерально-сырьевой базы урана РФ" [3]. Карты не издавались. Объяснительных записок к ним нет.

По другому направлению металлогенического картографирования ранее недоступная информация об урановых объектах различного масштаба начиная с 1994 г. находит отражение на картах полезных ископаемых и закономерностей их размещения в новых комплектах Госгеолкарта-100/3 и ГДП-200/2. В обобщенном виде сведения об урановосности территории РФ отражены на изданной в 2007 г. "Металлогенической карте РФ" масштаба 1:5000000. В настоящее время ВСЕГЕИ выполняет актуализацию этой карты и составление на ее основе "Прогнозно-металлогенической карты РФ" масштаба 1:2500000.

Прогнозно-металлогеническая карта урановосности РФ рассматривается как совокупность трех связанных между собой информационных блоков: геологическая основа, база данных по месторождениям урана и данные по объектам металлогенического районирования с количественной оценкой прогнозных ресурсов урановорудных районов.

*Легенда карты урановосности. Карта урановосности территории Российской Федерации масштаба 1:5 000 000* основной обобщающий документ, синтезирующий всю информацию, накопленную за 70 лет работ на уран. Она подготовлена во взаимодействии с ВИМСом, ВНИИХТом, РОСАТОМа, ИГЕМом РАН и всеми территориальными предприятиями системы ФГУГП "УРАНГЕО" с целью обеспечения реализации Государственной программы по геологическому изучению недр и воспроизводству минерально-сырьевой базы.

*Геологическая основа карты* – цифровая модель ArcGIS-9,2 "Геологические карты России и прилегающих акваторий" масштаба 1:2 500 000, подготовленной и изданной во ВСЕГЕИ (гл. редактор О.В. Петров, 2008). *Фактологическая основа карты* – результаты металлогенических и прогнозных исследований, поисковых, оценочных и разведочных работ. *Методическая основа разработки* – апробированные принципы системного металлогенического анализа в сочетании с результатами оценки прогнозных ресурсов урана. На карте проведена типизация локальных рудных объектов (урановых и комплексных месторождений), показано металлогеническое районирование, графически отражена информация о количественных и некоторых геолого-экономических характеристиках рудных объектов.

Согласованная легенда карты включает несколько блоков:

*Блок типизации локальных рудных объектов.* Локальные рудные объекты (урановые и комплексные месторождения) классифицированы по генезису (эндогенные, экзогенные, полигенные), типу рудоформирующего процесса, позиции в региональных геотектонических структурах (чехлы древних и молодых платформ, фундамент древних платформ, зоны тектономагматической активизации и др.). Формационная классификация объектов отражает современный уровень изученности, тесно увязана с известными в нашей стране и за рубежом геолого-промышленными типами месторождений урана с сопутствующими элементами и впервые полностью согласована с современными зарубежными классификациями, в первую очередь используемой МАГАТЭ [2].

*Блок типизации металлогенических объектов* двух иерархических уровней – провинций (поясов) и рудных районов. Объекты ранга провинций выделены на основе ретроспективной информации, с учетом результатов геотектонических и металлогенических исследований и прогнозно-геологических работ последних лет. Урановорудные районы различных категорий (промышленные, резервные, рудоперспективные, урановосные) отображены картографически в соответствии с проявленностью прогнозных критериев, геологических предпосылки признаков, разработанных для каждого типа концентраций урана. Всего на территории России выделены и охарактеризованы 78 урановорудных районов, включающих 215 месторождений урана [7]. В числе районов – 6 промышленных (Урулюнгуевский, Витимский, Миасский, Эльконский, Чикойский, Оловский), ряд резервных (Южно-Витимский, Ергенинский, Центрально-Минусинский, Буреинский), рудоперспективные (Пашско-Ладожский, Туринско-Ницинский, Кулундино-Михайловский, Абалаковский, Акитканский, Чарский и др.). Нумерация районов и их "привязка" к урановорудным провинциям и субъектам РФ дает возможность реализовать принцип учета запасов и ресурсов урана как по металлогенической, так и по хозяйственно-административной таксономии.

*Блок количественной и геолого-экономической оценки объектов ранга месторождений и рудных районов.* По степени освоенности выделены эксплуатируемые, отработанные, законсервированные (резервные), разведуемые (находящиеся в стадии изучения) место-

рождения. Геолого-экономические характеристики отражены и в формуле – "марке" основных сведений о каждом урановорудном районе. Они включают информацию о запасах категорий $C_1$+$C_2$ и прогнозных ресурсах урана категорий $P_2$, $P_3$, сопутствующих полезных ископаемых, способах отработки месторождений (скважинное подземное выщелачивание, горный, комбинированный либо их сочетания). На каждый район составлен паспорт перспективного объекта по утвержденному "Роснедра" образцу.

*Блок промышленных объектов ядерного цикла* включает уранодобывающие предприятия (действующие и создаваемые), аффинажные заводы по производству гексафторида урана, заводы по изотопному обогащению урана и по производству ТВЭЛов для АЭС, АЭС, предприятия по переработке радиоактивных отходов АЭС и по их захоронению.

Карта и дополняющие ее материалы рассматриваются как базовые документы, предназначенные для мониторинга сырьевой базы урана РФ и принятия научно и экономически обоснованных управленческих решений при стратегическом и оперативном планировании работ по развитию и совершенствованию минерально-сырьевой базы урана как важнейшей составляющей топливно-энергетического комплекса России.

Приложение к Карте урановосности – *база данных урановорудных объектов*, включающее: регистрационную карту урановых объектов масштаба 1:5 000 000, паспорта учета перспективных объектов по урановорудным районам, блок систематизированной информации по рудным провинциям, урановым объектам и перспективным площадям.

На карте показаны *результаты металлогенического районирования* – урановорудные провинции и районы. Первые выделены на основе результатов геологических и металлогенических исследований и прогнозно-геологических работ. Урановорудные районы различных категорий (промышленные, резервные, рудоперспективные, урановосные) отображены в соответствии с проявленностью прогнозных критериев, геологических предпосылок и признаков, разработанных для каждого типа концентраций урана. Всего на территории России выделены и охарактеризованы 8 урановорудных провинций (Карело-Кольская, Алтае-Саянская, Енисейская, Саяно-Байкальская, Забайкальская, Алданская, Буреинско-Ханкайская, Чукотская) и Урало-Енисейский урановорудный пояс, в составе которых находятся многочисленных урановорудных районах (промышленных, резервных и рудоперспективных), включающих месторождения урана различного генезиса и продуктивности [5].

Результаты металлогенического районирования использованы при оценке прогнозных ресурсов урана РФ и слоя карты ТЭК РФ изданной в 2008 г.

## Оценка прогнозных ресурсов

Изучение закономерностей размещения уранового оруденения является основой геологического прогноза на всех стадиях работ. Общеизвестно, что геологический прогноз на любом этапе исследований осуществляется в условиях дефицита информации. К настоящему времени в системном виде сложились устойчивые представления об общих закономерностях, позволяющих с достаточно высокой надежностью определять металлогеническую специализацию крупных регионов. С меньшей детальностью установлены закономерности размещения урана в пределах рудных районов, узлов и рудных полей. Из этого следует, что одна из главных задач прогнозирования – обобщение и научный анализ фактического материала на начальном уровне изучения территорий с целью обоснования сквозных закономерностей формирования и размещения месторождений для конкретных условий. Именно этот материал должен служить основой создаваемых многофакторных геолого-поисковых, генетических и других моделей прогнозируемых объектов.

Важным и актуальным направлением прогнозно-металлогенических исследований является количественная оценка минерально-сырьевого потенциала урана территории РФ и ее отдельных структур и регионов. Прогнозные ресурсы носят вероятностный характер и учитывают лишь потенциальную возможность открытия месторождений того или иного типа на основании благоприятных геологических и палеогеографических предпосылок, выявленных в оцениваемой провинции или районе при средне-мелкомасштабных геолого-геофизических и геолого-съемочных работах, дешифрировании космических снимков, а также при анализе результатов геофизических и геохимических работ. Прогнозные ресурсы категории $P_3$ оцениваются при геолого-съемочных работах масштаба 1:200 000, а также по итогам геологического картирования масштаба 1:1 000 000. Их количественная оценка проводится без привязки к конкретным объектам [5].

Проведенная переоценка перспектив урановосности территории РФ (по состоянию на 01.01.2010 г.) позволила уточнить контуры и паспортизировать все известные урановорудные районы. Общие прогнозные ресурсы урана категории $P_3$ составили 2897 тыс. т. Увеличение прогнозных ресурсов по сравнению с 2004 г. обусловлено увеличением (56) числа выделяемых потенциально рудных объектов. Основные ресурсы сосредоточены в Сибирском и Дальневосточном федеральных округах (рис. 1).

Прогнозные ресурсы связаны с 14 урановорудными формациями, на 7 из которых приходится 80%. В настоящее время объекты 3 формаций рассматриваются в качестве геолого-промышленных типов: витимский, стрельцовский, эльконский. Суммарные ресурсы $P_3$ этих формаций составили 1135 тыс. т (49% общих ресурсов).

В качестве перспективных в ближайшем будущем промышленных типов предполагаются:

- урановый песчаниковый;
- урановый в зонах структурно-стратиграфических несогласий;
- урановый, сульфидно-урановый в метаморфических и интрузивных комплексах.

Кроме того, на карте в специальных ярлыках – "марках" показаны известные запасы урана и прогнозные ресурсы категории $P_2$ и $P_1$.

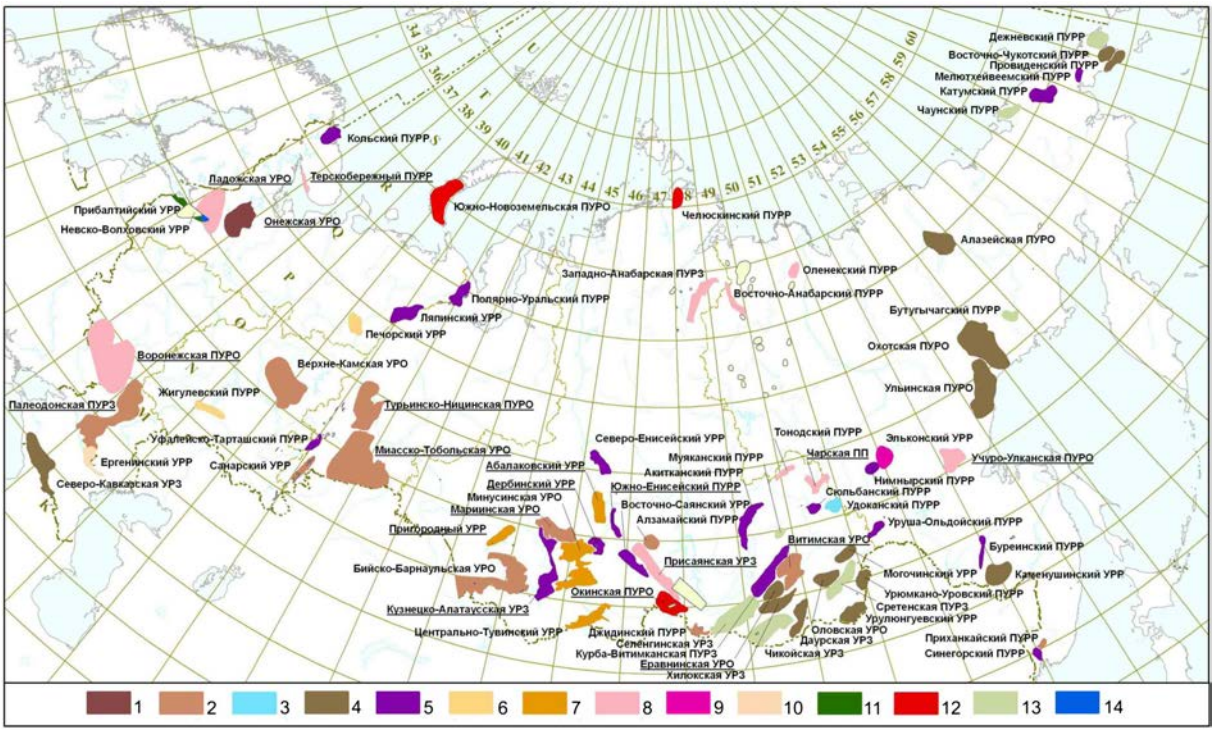



***Рис. 1.*** *Перспективные на уран рудные районы РФ с прогнозными ресурсами $P_3$ (по состоянию на 01.01.2010 г.). Рудные формации прогнозируемые: 1 – уран-благородно-металльно-ванадиевая в слюдисто-щелочных метасоматитах; 2 – уран-редкоземельная терригенная палеодолин; 3 – урановая альбититовая; 4 – урановая аргиллизитовая; 5 – урановая березитовая и эйситовая; 6 – урановая битумная; 7 – урановая терригенная наложенных впадин; 8 – урановая в зонах несогласия; 9 – урановая гумбеитовая; 10 – урановая ихтиодетритовая; 11 – урановая в диктионемовых сланцах; 12 – урановая углеродисто-сланцевая; 13 – урановая цеолитовая; 14 – урановая в базальных горизонтах чехла древних платформ. Подчеркнуты названия перспективных объектов, в состав которых входят площади с утвержденными прогнозными ресурсами по состоянию на 01.01.2010 г.*

Анализ состояния прогнозных ресурсов позволяет сформулировать дальнейшие направления расширения МСБ урана. Для постановки опережающих прогнозно-геологических масштаба 1:200 000 и поисковых работ рекомендуется 17 УРР: Урулюнгуевский, Витимский, Эльконский, Чикойский, Оловский, Каменушинский, Центрально-Тувинский, Чарский, Кодаро-Удоканский, Полярно-Уральский, Ладожский, Южно-Новоземельский, Ергенинский, Верхне-Камский, Витимо-Каренгкский, Сюльбанский, Онежский. В пределах этих УРР специализированные на уран работы рекомендуется проводить в определившихся перспективных рудных узлах [5].

## Задачи

В заключение хотелось бы остановиться на следующих актуальных задачах прогнозно-металлогенических исследований на уран:

- Дальнейшее развитие теоретических основ общей, региональной металлогении и металлогении рудных районов; продолжение исследований по металлогении отдельных типов геологических структур и геодинамических обстановок; планомерное изучение металлогении докембрия и современных процессов рудообразования.
- В прогнозировании урановых месторождений важна разработка объемных компьютерных моделей урановорудных объектов и рудоносных структур, разработка и совершенствование научно-методических основ объемного моделирования рудных районов, полей и месторождений.
- В металлогеническом на уран картографировании актуально создание современной (GIS-проект) прогнозно-металлогенической карты урановосности РФ масштаба 1:2 500 000 в составе нового Атласа “Металлогения РФ”; подготовка и актуализация среднемасштабных карт крупных геологических структур и отдельных районов; уточнение методических рекомендаций по составлению прогнозных карт разного масштаба и оценке прогнозных ресурсов.

Выводы

Карта урановосности РФ масштаба 1:5 000 000 отличается от предыдущих пространственной привязкой металлогенических таксонов, количественной оценкой запасов и прогнозных ресурсов урана с указанием их рудноформационной принадлежности и экономической

значимости. Совокупная информация в базах данных и на карте урановорудности позволяет выделить перспективные районы для дальнейшего изучения.

Современное решение поставленных задач будет способствовать эффективному обобщению геологических материалов, выявлению закономерностей формирования и размещения уранового оруденения и несомненно приведет к новым открытиям.

***Литература***


1. *Билибин Ю.А. Металлогенические провинции и металлогенические эпохи. – М. : Госгеолтехиздат. – 88 с.*
2. *Бузовкин С.В., Миронов Ю.Б. Современные классификации урановых месторождений и возможности их использования // Труды Международного симпозиума "Уран: ресурсы и производство". – М. : ВИМС, 2008. – С. 26–27.*
3. *Геологи ВСЕГЕИ в создании урановорудной базы страны / ред. Ю.М. Шувалов, Ю.Б. Миронов, А.М. Карпунин. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2006. – 160 с.*
4. *Металлогения урана и тория СССР / редакторы А.А. Смыслов, В.М. Терентьев, М.В. Шумилин – М., 1988. – 252 с.*
5. *Миронов Ю.Б., Мухина О.В., Пуговкин А.А. Современное состояние прогнозных ресурсов урана России // Разведка и охрана недр. – 2011. – № 1. – С. 8–12.*
6. *Российский металлогенический словарь. – СПб. : ВСЕГЕИ. – 320 с.*
7. *Уран Российских недр / Г.А. Машковцев, А.К. Мигута, М.В. Шумилин и др.. – М. : ВИМС, 2010. – 850 с.*
8. *Шумилин М.В. Историческая металлогения урана. – Иркутск, 2015. – 256 с.*


# ТЕХНОГЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА


Л.Н. Михайловская, В.Н. Позолотина, Е.В. Антонова

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, mila_mikhaylovska@mail.ru


# TECHNOGENIC RADIONUCLIDES IN A SOIL AND PLANT COVER OF THE EAST-URAL RADIOACTIVE TRACE


L.N. Mikhaylovskaya, V.N. Pozolotina, E.V. Antonova

Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch, RAS



На территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) диапазон уровней загрязнения почв $^{90}Sr$ составляет 1–70000 кБк/м$^2$; $^{137}Cs$ – 2–1500 кБк/м$^2$ и $^{239,240}Pu$ – 0,06–170 кБк/м$^2$. Пространственное распределение аппроксимируется экспоненциальной функцией. Удельная активность компонентов растительного покрова в градиенте загрязнения изменяется соответственно со степенной функцией. $^{137}Cs$ и $^{239,240}Pu$ в большей степени накапливается мхами и лишайниками, чем травянистыми растениями. Все исследованные таксономические группы накапливают $^{90}Sr$ одинаково. Диапазон изменчивости уровней загрязнения растений долгоживущими радионуклидами определяется видовыми особенностями, таксономической принадлежностью и экологическими условиями.

The levels of soil contamination in the East-Ural radioactive trace area varies: for $^{90}Sr$ from 1 to 70000 кБк/м$^2$; for $^{137}Cs$ – from 2 to 1500 кБк/м$^2$ and for $^{239,240}Pu$ – from 0.06 to 170 кБк/м$^2$. The spatial distribution of radionuclides can be approximated by an exponential function. The specific activity of vegetation components varies according to the power function in a gradient of contamination. Mosses and lichens accumulate $^{137}Cs$ and $^{239,240}Pu$ greater than herbaceous plants. All of the studied taxonomic groups accumulate $^{90}Sr$ similarly. The range of variability of plant contamination by long-lived radionuclides is determined by the species characteristics, taxonomic affiliation and environmental conditions.


Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), территория которого представляет собой узкий сектор ≈15˚, ориентированный в северо-восточном направлении протяженностью более 100 км и площадью 23000 км$^2$, образовался в 1957 г. в результате аварии на производственном объединении "Маяк". В аварийных выпадениях преобладал $^{90}Sr$. Территория следа подверглась вторичному загрязнению в 1967 г. из-за ветрового переноса радиоактивных донных отложений технологического водоема ПО *"Маяк" – оз. Карачай. В этом случае основным загрязнителем был $^{137}Cs$. Широкий* диапазон уровней загрязнения почв, неоднородность топографических и экологических условий, большое видовое разнообразие растительных сообществ позволяет проводить на его территории уникальные радиоэкологические исследования, посвященные изучению закономерностей распределения $^{90}Sr$, $^{137}Cs$ и $^{239,240}Pu$ в почвах и накопления растениями [3, 7]. Цель настоящих исследований – изучение распределения $^{90}Sr$, $^{137}Cs$ и $^{239,240}Pu$ в почвах ВУРСа и их накопления растениями разной таксономической принадлежности.

## Материал и методы

Исследования проводили в 2003–2014 гг. на расположенной в Челябинской области южной части ВУРСа (Восточно-Уральский государственный заповедник и его окрестности). Обследованная территория расположена в лесостепной зоне на высокой предгорной равнине, холмисто-увалистый рельеф которой характеризуется общим понижением с запада на восток. След ори-

ентирован в северо-восточном направлении, протяженность наиболее загрязненной части – около 35 км. В регионе преобладают ветры западного направления, что и определило пространственную конфигурацию загрязненной зоны. Наземные экосистемы представлены в основном вторичными березовыми и смешанными лесами, частично суходольными лугами и залежами. Подробное флористическое описание сообществ ВУРСа приведено в работе [8]. В почвенном покрове преобладают разновидности серых лесных почв, черноземы различной мощности, а также луговые почвы.

В ходе работ в основных типах экосистем на разных расстояниях от эпицентра аварии выделяли реперные участки, на каждом из которых закладывали почвенные разрезы. Пробы почв отбирали слоями мощностью 5–10 см до глубины 50 см с учетом площади. В непосредственной близости от разрезов отбирали образцы листьев и крупных веток доминирующих видов древесных растений (береза, сосна), надземную массу отдельных видов травянистых растений и разнотравья, а также биомассу эпифитных лишайников и напочвенных мхов.

За пределами загрязненной территории были выбраны фоновые участки, идентичные по геоботаническим характеристикам и почвенным разностям. Запас радионуклидов в почвах таких участков не превышал фоновых значений для Уральского региона и составлял для $^{90}Sr$ – 0,5–2,9 кБк/м$^2$, $^{137}Cs$ – 1,6–7,0 кБк/м$^2$ и $^{239,240}Pu$ – 0,1–0,2 кБк/м$^2$.

$^{90}Sr$ и $^{239,240}Pu$ из почвенных и растительных образцов выделяли радиохимическим способом. Измерение β-активности препаратов проводили на радиометре “УМФ-2000” (Россия) с нижним пределом обнаружения 0,2 Бк. Определение изотопов Pu проводили на многоканальном α-спектрометре “Ortec” (США) с поверхностно-барьерными детекторами, и программным обеспечением “Alpha Vision-32”. Нижний предел определения составлял 0,001 Бк. Содержание $^{137}Cs$ определяли на низкофоновом полупроводниковом гамма-спектрометре рентгеновского и гамма-излучения “DSPTC-jr” фирмы “Ortec” (США) с коаксильной детекторной системой на базе высокоочищенного германия (HPGe), с нижним пределом обнаружения 0,1 Бк. Все полученные данные, характеризующие содержание радионуклидов в исследованных объектах, рассчитаны на воздушно-сухой вес.

## Результаты и их обсуждение

Результаты проведенных исследований показали, что на территории ВУРСа диапазон уровней загрязнения почв $^{90}Sr$ составляет 1–70000 кБк/м$^2$, $^{137}Cs$ – 2–1500 кБк/м$^2$ и $^{239,240}Pu$ – 0,06–170 кБк/м$^2$ (табл. 1). В пределах наиболее загрязненной центральной оси следа пространственное распределение радионуклидов с высокой степенью достоверности аппроксимируется экспоненциальной функцией $y=ae^{-bx}$ [8; 2].

Распределение радионуклидов в профилях почв, доминирующих в лесных и луговых биоценозах, имеет сходный характер (рис. 1). Спустя пол века после аварии более 50% радионуклидов удерживается в корнеобитаемом слое почв (0–20 см). Далее содержание радионуклидов постепенно убывает и в достоверно детектируемых количествах обнаруживается за пределами гумусового горизонта, на глубине до 50 см. В верхних (0–5 см) слоях почв луговых экосистем наблюдается повышенное содержание радионуклидов и некоторая размытость максимума по сравнению с лесными. Одной из причин, влияющих на распределение радионуклидов в почвенном профиле, является наличие на поверхности почв лесных экосистем органогенного горизонта – подстилки мощностью 3–5 см. В луговых экосистемах он, как правило, выражен в меньшей степени.

Основой для оценки масштабов и механизмов биогенной миграции различных элементов в разных типах экосистем служат данные об их содержании в органогенных горизонтах почв, живой и мертвой биомассе растений. Большую роль в депонировании и освобождении радионуклидов в процессах биологического круговорота играют подстилки [5, 6]. Запасы мортмассы в них и скорость ее разложения определяются видовым разнообразием растений, составляющих фитоценоз, и климатическими факторами [4]. В градиенте загрязнения ВУРСа запас радионуклидов в травянистых растениях и подстилках изменяется в соответствии со степенной функцией типа $y=ax^b$ (табл. 2). Сопряженный анализ полученных данных показал, что разнотравье лугов и лесов накапливает радионуклиды сходным образом. В обоих случаях травянистый покров содержит меньшее количество радионуклидов по сравнению с подстилками. Отмеченные различия сильнее выражены в лесных экосистемах по сравнению с луговыми. Это соответствует ус-

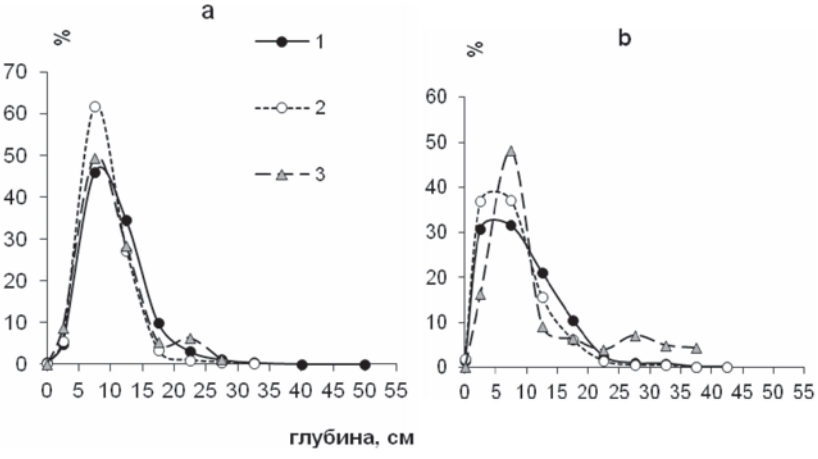



***Рис. 1.*** *Вертикальное распределение радионуклидов в почвах лесных (a) и луговых (b) экосистем, % от содержания в почвенном профиле: 1 – $^{90}Sr$; 2 – $^{137}Cs$; 3 – $^{239,240}Pu$*

*Таблица 1. Распределение запасов (y, кБк/м²) радионуклидов в почве в зависимости от расстояния (x, км) до эпицентра аварии*

| Радионуклид | Запас, кБк/м² | | Уравнение регрессии | Достоверность |
|---|---|---|---|---|
| | min | max | (центральная ось) | аппроксимации, $R^2$ |
| $^{90}Sr$ | 1 | 70000 | $y=99275\ e^{-0,19x}$ | 0,85 |
| $^{137}Cs$ | 2 | 1500 | $y=1802\ e^{-0,14x}$ | 0,85 |
| $^{239,240}Pu$ | 0,06 | 170 | $y=271\ e^{-0,21x}$ | 0,97 |

*Таблица 2. Параметры уравнения регрессии $y=ax^b$ для распределения запасов (y, кБк/м²) радионуклидов в разнотравье и подстилке экосистем ВУРСа в зависимости от плотности загрязнения почв (x, кБк/м²)*

| Тип | Объект | $^{90}Sr$ | | | $^{137}Cs$ | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| экосистем | | a | b | $R^2$ | a | b | $R^2$ |
| Лесные | разнотравье | 0,0023 | 0,89 | 0,95 | 0,0003 | 0,60 | 0,71 |
| | подстилка | 0,0440 | 0,78 | 0,94 | 0,0396 | 0,54 | 0,46 |
| Луговые | разнотравье | 0,0036 | 0,89 | 0,92 | 0,0009 | 0,46 | 0,46 |
| | подстилка | 0,0113 | 0,86 | 0,87 | 0,0025 | 0,79 | 0,47 |

Примечание: a, b – коэффициенты уравнения регрессии; $R^2$ – достоверность аппроксимации.

ловиям формирования подстилки. В связи с быстрым разложением мортмассы в травянистых экосистемах подстилка в них представлена преимущественно свежим опадом. В лесах разложение растительного опада идет медленнее, поэтому там образуются подстилки сложного строения, включающие в себя органический материал в разных стадиях разложения. В отличие от луговых лесные подстилки формируются из опада растений разных жизненных форм: травянистых, кустарниковых, древесных. В растительном покрове Уральских лесов часто присутствуют мхи и лишайники. Известно, что диапазон изменчивости уровней загрязнения растений долгоживущими радионуклидами определяют таксономическая принадлежность и экологические условия [1, 2, 6]. Можно полагать, что основные закономерности поступления радионуклидов в растения будут определять и параметры биогенной миграции радионуклидов в подстилках.

В ходе исследований была изучена накопительная способность нескольких таксономических групп растений (древесные, травянистые, напочвенные мхи, эпифитные лишайники), различающихся по морфофизиологическим характеристикам, продолжительности жизни, относящихся к разным жизненным формам. Показано, что в изученном градиенте загрязнения почв содержание радионуклидов в растениях, не зависимо от их таксономической принадлежности, убывает в ряду $^{90}Sr > ^{137}Cs > ^{239,240}Pu$ (табл. 3). С увеличением запаса радионуклидов в почвах их удельная активность в надземной массе растений возрастает. Различия в уровнях содержания $^{90}Sr$ в растениях разных таксономических групп невелики. Коэффициенты уравнения регрессии (a) различаются менее чем на порядок. По-видимому, поступление $^{90}Sr$ в растения, в первую очередь, определяется уровнем загрязнения почв. Содержание $^{137}Cs$ и $^{239,240}Pu$ в изученных группах растений различается в большей степени. Основными факторами, определяющим поступление этих радионуклидов в растения, являются их морфофизиологические особенности и экологические условия. Для $^{137}Cs$ и $^{239,240}Pu$ во всем градиенте загрязнения сохраняются достоверные различия накопительной способности между представителями высших растений с одной стороны, мхами и лишайниками с другой. Значения коэффициентов (a) уравнения регрессии для древесных и травянистых растений, более чем на порядок величин ниже, чем для мхов и лишайников.

Имеющиеся у нас результаты о накоплении радионуклидов в надземной массе 40 видов одной из исследованных групп травянистых растений, принадлежащих к 18 семействам (300 проб) не позволяют выявить какого-либо существенного различия на уровне семейств или классов. Виды с близким содержанием радионуклидов могут принадлежать к разным семействам и классам, и, наоборот, в одном семействе можно обнаружить виды с разной накопительной способностью по отношению к радионуклидам. На примере видов, принадлежащих к одному семейству Fabaceae, и произрастающих на относительно однородных по плотности загрязнения участках показано, что удельная активность радионуклидов внутри семейства, как правило, варьирует в пределах одного порядка (табл. 4). Максимальное содержание $^{90}Sr$ и $^{239,240}Pu$ отмечено в надземной массе *Trifolium medium*, $^{137}Cs$ – в *Vicia cracca*. Коэффициенты вариации удельной активности радионуклидов в отдельных случаях достигали 60–80%, что может быть обусловлено высокой индивидуальной изменчивостью накопительной способности растений [8]. Аналогичные данные получены и для представителей других таксономических групп растений произрастающих на однородных по плотности загрязнения участках на территории ВУРСа и за его пределами [1, 2]. По-видимому, внутри каждой таксономической группы накопление определяется видовыми особенностями растений.

*Таблица 3. Параметры уравнения регрессии $y=ax^b$ для распределения удельной активности (y, Бк/кг) радионуклидов в растениях ВУРСа в зависимости от плотности загрязнения почв (x, кБк/м²)*

| Объект | $^{90}Sr$ | | | $^{137}Cs$ | | | $^{239,240}Pu$ | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | a | b | $R^2$ | a | b | $R^2$ | a | b | $R^2$ |
| Деревья | 15,69 | 0,79 | 0,96 | 0,33 | 0,63 | 0,67 | – | – | – |
| Травы | 12,29 | 0,87 | 0,94 | 2,07 | 0,49 | 0,53 | 0,25 | 0,54 | 0,83 |
| мхи | 6,64 | 0,95 | 0,98 | 4,72 | 0,95 | 0,92 | 1,87 | 0,73 | 0,99 |
| лишайники | 5,49 | 0,87 | 0,95 | 18,06 | 0,75 | 0,79 | 0,51 | 0,71 | 0,89 |

Примечание: a, b – коэффициенты уравнения регрессии; $R^2$ –достоверность аппроксимации.

*Таблица 4. Удельная активность радионуклидов в представителях растений семейства Fabaceae, Бк/кг воздушно-сухой надземной массы*

| Вид | $^{90}Sr$ | | $^{137}Cs$ | | $^{239,240}Pu$ | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | *M* | *CV* | *M* | *CV* | *M* | *CV* |
| *Trifolium medium* L. | 367880 | 14,8 | 282 | 20,5 | 3,6 | 24,6 |
| *Medicago sativa* L. | 34846 | 81,7 | 14 | 59,2 | – | – |
| *Medicago falcata* L. | 89936 | 15,1 | 58 | 6,6 | – | – |
| *Vicia cracca* L. | 105372 | 63,9 | 309 | 75,4 | – | – |
| *Lathyrus pratensis* L. | 83036 | 50,4 | 146 | 45,8 | 0,13 | 44,3 |

Примечание: *M* – среднее значение, *CV* – коэффициенты вариации, %.

## Заключение

На территории Восточно-Уральского радиоактивного следа диапазон уровней загрязнения почв $^{90}Sr$ составляет 1–70000 кБк/м², $^{137}Cs$ – 2–1500 кБк/м² и $^{239,240}Pu$ – 0,06- 170 кБк/м². Спустя пол века после аварии более 50% радионуклидов удерживается в корнеобитаемом слое почв (0–20 см). Пространственное распределение радионуклидов в почвенном покрове аппроксимируется экспоненциальной функцией.

Параметры биогенной миграции радионуклидов зависят от типа и видового состава растительных сообществ. Запасы радионуклидов в органогенных горизонтах почв и удельная активность компонентов растительного покрова в градиенте загрязнения изменяются соответственно со степенной функцией типа $y=ax^b$. С увеличением запаса радионуклидов в почвах их удельная активность в надземной массе растений возрастает. Различия в уровнях содержания $^{90}Sr$ в растениях разных таксономических групп невелики. Большинство наблюдаемых значений располагается в относительно узком коридоре, диапазон которого составляет порядок величин. Во всем градиенте загрязнения значения удельной активности $^{137}Cs$ древесных и травянистых растений, примерно на два порядка величин, $^{239,240}Pu$ – на порядок ниже, чем для мхов, лишайников. Внутри каждой таксономической группы накопление определяется видовыми особенностями растений. В изученном градиенте загрязнения накопительная способность мхов, лишайников и высших сосудистых растений убывает в ряду $^{90}Sr > ^{137}Cs > ^{239,240}Pu$. Диапазон изменчивости уровней загрязнения растений долгоживущими радионуклидами определяется видовым разнообразием растений, составляющим фитоценоз, таксономической принадлежностью и экологическими условиями.

*Работа выполнена при частичной поддержке Программы Фундаментальных исследований УрО РАН (проект № 15–2–4–21).*

***Литература***

1. *Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Нифонтова М.Г. Радионуклиды глобальных выпадений в растениях наземных экосистем Уральского региона // Экология. – 2015. – № 1. – С. 9–15.*
2. *Техногенные радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа и их накопление растениями различных таксономических групп / И.В. Молчанова, Л.Н. Михайловская, В.Н. Позолотина и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2014. – Т. 54, № 1. – С. 77–84.*
3. *Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты / Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. – Екатеринбург : Гощицкий, 2008. – 203 с.*
4. *Титлянова А.А., Шибарева С.В. Подстилки в лесных и травяных экосистемах. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2012. – 137 с.*
5. *Тюрюканова Э.Б. Радиогеохимия почв полесий Русской равнины. – М. : Наука, 1974. – 155 с.*
6. *Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. – М. : Наука, 1999. – 268 с.*
7. *Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. – М. : Наука, 1993. – 336 с.*
8. *The Current State of Terrestrial Ecosystems in the Eastern Ural Radioactive Trace / V.N. Pozolotina, I.V. Molchanova, L.N. Mikhaylovskaya et al. // Radionuclides: sources, properties and hazards / (J.G. Gerada ed.). – New York : Nova Science Publishers, 2012. – P. 1–20.*

# ИСКУССТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ АЭС НА УРАЛЕ

Л.Н. Михайловская, О.В. Рукавишникова

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, mila_mikhaylovska@mail.ru

# ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN SOILS AND PLANTS OF THE NPP INFLUENCE ZONE IN THE URALS

L.N. Mikhailovskaya, O.V. Rukavishnikova

Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Bbranch, RAS, Ekaterinburg, Russia

За 35 летний период функционирования блока Бн-600 Белоярской АЭС запасы радионуклидов в почвах наблюдаемой зоны изменились незначительно. Хроническое поступление радиоактивных выпадений различного генезиса, вертикальная и горизонтальная миграция изменили пространственное распределение радионуклидов в почвенном покрове. Барьерные функции почв, обусловили накопление радионуклидов в почвенном покрове трансаккумулятивных ландшафтов и перераспределение радиационной нагрузки на компоненты обследованных природных экосистем с течением времени. Коэффициенты перехода радионуклидов в растения зависят от их видовых особенностей. С течением времени поступление $^{90}$Sr в растения не изменилось, а $^{137}$Cs – снизилось в 2–38 раз в зависимости от видовой принадлежности и места обитания растений.

During 35 years of the BN-600 Unit of the Beloyarskaya NPP being in operation, the store of radionuclides in the observed area soils changed little. The chronical intake of the radioactive fallouts of the different genesis, vertical and horizontal migration have altered the radionuclides spatial distribution in the top-soil. The barrier function of the soil eventually caused the radionuclides accumulation in the top-soil of trans-accumulation landscapes and redistribution of the radiation pressure on the components of the surveyed natural ecosystems. The coefficients of radionuclides transition into the plants depends on their specific features. Eventually, $^{90}$Sr penetration into the plants has not changed, and $^{137}$Cs decreased by 2–38 times depending on the plant species and habitats.

Объекты атомно-энергетического комплекса даже при штатной работе являются источниками поступления техногенных радионуклидов в окружающую среду. Функционирование ядерных, потенциально опасных объектов требует пристального слежения за состоянием окружающей среды в зоне их воздействия [1, 8, 9]. Хроническое поступление радионуклидов в окружающую среду приводит к образованию локальных участков с повышенным уровнем загрязнения. Проведение мониторинговых исследований в зонах влияния таких объектов позволяет изучить основные закономерности поведения радионуклидов в наземных и водных экосистемах [8, 10]. Один из них – Белоярская атомная электростанция (БАЭС), крупный ядерный объект Уральского региона, расположена вблизи таких городов, как Екатеринбург и Асбест. Первая очередь БАЭС состояла из двух энергоблоков с водографитовыми реакторами, введенных в эксплуатацию в 1964 и 1967 гг., а к 1989 г. – выведены из эксплуатации. Вторая очередь БАЭС включает энергоблок на быстрых нейтронах БН-600, который был пущен в 1980 г. и эксплуатируется до настоящего времени. В отношении Белоярской АЭС в таком слежении с 1978 г. принимают участие сотрудники Института экологии растений и животных УрО РАН [2, 3, 5, 10]. Результаты многолетних радиоэкологических исследований показали, что влияние газоаэрозольных выбросов на уровень загрязнения наблюдаемой зоны станции было незначительным. На начальных этапах эксплуатации было загрязнено Ольховское болото в которое поступают дебалансные воды БАЭС. Максимальное загрязнение радионуклидами жидких сбросов наблюдалось в 80–90-е гг., когда одновременно эксплуатировались три энергоблока БАЭС. После вывода из эксплуатации первых двух блоков в период функционирования блока БН-600 наблюдалось ясно выраженное снижение содержания $^{90}$Sr и $^{137}$Cs в водной компоненте и донных отложениях Ольховского болота. В настоящее время в связи с пуском четвертого блока (БН-800) возникла необходимость оценить изменения радиоэкологической ситуации произошедшие в зоне влияния БАЭС за период эксплуатации блока БН-600.

*Цель наших исследований* – изучение изменения пространственного распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове наблюдаемой зоны БАЭС с течением времени.

## Материал и методы

Исследования проводили в 2013–2015 гг. на территории Свердловской области в 13-километровой зоне наблюдения Белоярской АЭС. Штатная работа БАЭС сопровождается нормированными выбросами и сбросами радионуклидов в окружающую среду [7]. Наиболее биологически значимы из них долгоживущие изотопы плутония, $^{90}$Sr, $^{137}$Cs. Основной загрязнитель – $^{137}$Cs.

Зона наблюдения БАЭС включает санитарно-защитную зону охватывающую промплощадки блоков № 1–4, территорию Ольховской болотно-речной экосистемы (Ольховское болото и р. Ольховка) и частично г. Заречный. Ольховская болотно-речная экосистема находится в 5 км к юго-востоку от станции, г. Заречный – в 3 км южнее. В зоне наблюдения БАЭС были заложены два геохимических профиля. Один из них располагался в пределах низинного Каменского болота (в 6 км, к северо-востоку от АЭС), а второй – Ольховской болотно-речной экосистеме. В каждом из сопряжений реперные площадки располагали на элювиальных, трансэлювиальных,

аккумулятивных и трансаккумулятивных элементарных ландшафтах. Для сравнения были заложены площадки за пределами зоны влияния БАЭС на расстоянии >25 км.

Все реперные площадки имели однородный рельеф и почвенно-растительный покров. Почвенные разрезы, располагали в вершинах равностороннего треугольника с длиной стороны 10м. Из каждого разреза отбирали образцы почв слоями по 5 см с учетом площади. Надземную массу растений отбирали в непосредственной близости от почвенных разрезов. Для создания представительной пробы, соответствующие образцы из трех индивидуальных разрезов, расположенных в вершинах равностороннего треугольника усредняли.

$^{90}$Sr и $^{239,240}$Pu из почвенных и растительных образцов выделяли радиохимическим способом. Измерение β-активности препаратов проводили на радиометре "УМФ-2000" (Россия) с нижним пределом обнаружения 0,2 Бк. Определение изотопов Pu проводили на многоканальном α-спектрометре "Ortec" (США) с поверхностно-барьерными детекторами, и программным обеспечением "Alpha Vision-32". Нижний предел определения составлял 0,001 Бк. Содержание $^{137}$Cs определяли на низкофоновом полупроводниковом гамма-спектрометре рентгеновского и гамма-излучения "DSPTC-jr" фирмы "Ortec" (США) с нижним пределом обнаружения 0,1 Бк. Все полученные данные, характеризующие содержание радионуклидов в исследованных объектах, рассчитаны на воздушно-сухой вес.

Аккумулирующую способность растений оценивали величиной коэффициента перехода (КП), которую рассчитывали, как отношение удельной активности радионуклида в надземной массе растений (Бк/кг сухой массы) к плотности загрязнения опробованного слоя почвы (кБк/м$^2$). В условиях широкого диапазона плотности загрязнения территории этот показатель является наиболее информативным.

## Результаты и обсуждение

Показано, что не зависимо от структуры земельных угодий и азимутального направления от БАЭС радионуклиды по уровню содержания располагаются в убывающем ряду: $^{137}$Cs>$^{90}$Sr>$^{238-239}$Pu. Запас $^{90}$Sr варьирует от 0,4 до 7,8 кБк/м$^2$, $^{137}$Cs – от 0,1 до 9,8 кБк/м$^2$, и $^{238-239}$Pu – от 0,03 до 0,1кБк/м$^2$ и находится в пределах фоновых значений, характерных для Уральского региона [4, 10]. Примерно такой же уровень загрязнения почв $^{90}$Sr и $^{137}$Cs был отмечен в наблюдаемой зоне и 35 лет назад перед пуском блока №3 [3, 10]. За истекший период содержание этих радионуклидов только за счет процессов радиоактивного распада должно было снизиться более, чем в 2 раза. Сохранение уровня загрязнения почв в наблюдаемой зоне в течение длительного периода времени обусловлено не столько уровнем газоаэрозольных выбросов БАЭС, сколько сложной радиоэкологической обстановкой в регионе. В формировании загрязнения почв в зоне БАЭС, как и уровня регионального фона, принимали участие глобальные радиоактивные выпадения из атмосферы и выбросы предприятий ПО "Маяк". Свой вклад вносили близко расположенные территории ВУРСа и Чернобыльские выпадения [6, 7, 10].

Исключение составляет находящееся в границах санитарно-защитной зоны станции Ольховское болото, запас $^{137}$Cs в донных отложениях и почвах которого составляет тысячи кБк/м$^2$, превышая фоновый уровень более чем на два порядка. Изучение распределения радионуклидов в почвенном покрове геохимических сопряжений выявило накопление радионуклидов в почвах транс-аккумулятивных ландшафтов (центр болота, заболоченная пойма рек), оно увеличивается по вектору стока и достигает максимума в заболоченных поймах рек. Анализ величин радионуклидного отношения $^{137}$Cs/$^{90}$Sr в геохимических сопряжениях позволяет заключить, что высокое содержание радионуклидов в центре Ольховского болота и на его окраинах обусловлено не столько перемещением радионуклидов в ландшафте, сколько поступлением в болото с жидкими техногенными сбросами БАЭС (табл. 1).

Изучение закономерностей вертикальной миграции радионуклидов в почвенном покрове показало, что, спустя пол века от начала эксплуатации АЭС, в пределах зоны влияния ее газоаэрозольных выбросов в почвах естественного сложения основное количество радионуклидов сосредоточено в верхних корнеобитаемых горизонтах. В зависимости от типа почв максимум содержания радионуклидов обнаруживается в верхней части почвенного профиля на глубине от 5 до 15 см. Радионуклиды, как правило, имеют сходный характер распределения в пределах одной почвенной разности. Из всех изученных свойств почв влияющих на характер вертикального распределения радионуклидов в них наиболее значимым оказался водный режим. В качестве примера в таблице 2 приведено распределение радионуклидов в профиле дерново-подзолистой и аллювиальной торфяно-глеевой почв. Дерново-подзолистая почва с автоморфным водным режимом, характеризуется более тяжелым гранулометрическим составом, низким содержанием обменных катионов и органического вещества по сравнению с аллювиальной торфяно-глеевой почвой,

*Таблица 1. Величина радионуклидного отношения $^{137}$Cs/$^{90}$Sr в почвах геохимических сопряжений*

| Элемент рельефа | Элементарный геохимический ландшафт | Ольховское болото | Каменское болото |
|---|---|---|---|
| Верхняя часть склона | Элювиальный | 2,7 | 3,1 |
| Склон | Транс-элювиальный | 3,3 | 1,4 |
| Окраина болота | Транс-аккумулятивный | 6,3 | 1,3 |
| Центр болота | Аккумулятивный (транс-аккумулятивный) | 53,9 | 3,3 |
| Заболоченная пойма реки | Транс-аккумулятивный | 95,5 | 3,1 |

*Таблица 2. Вертикальное распределение радионуклидов в дерново-подзолистой(1) и аллювиальных торфяно-глеевых (2 – зона наблюдения БАЭС; 3 – исток р. Ольховка) почвах, кБк/м²*

| Глубина, см | $^{90}$Sr | | | $^{137}$Cs | | | $^{238-239}$Pu | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 |
| 0–4 | 0,01 | 0,60 | 2,1 | 0,07 | 1,31 | 44,5 | 0,007 | 0,014 | 0,041 |
| 4–9 | 0,34 | 0,40 | 2,8 | 2,0 | 0,62 | 40,9 | 0,020 | 0,024 | 0,063 |
| 9–14 | 0,44 | 0,26 | 2,9 | 2,0 | 0,48 | 35,6 | 0,048 | 0,015 | 0,025 |
| 14–19 | 0,35 | 0,26 | 6,7 | 1,0 | 0,34 | 113,1 | 0,005 | 0,006 | 0,036 |
| 19–24 | 0,29 | 0,20 | 5,5 | 0,3 | 0,14 | 550,2 | Н.п.о. | 0,001 | 0,065 |
| 24–29 | 0,14 | 0,20 | 9,6 | Н.п.о. | 0,14 | 1398,5 | Н.п.о. | Н.п.о. | 0,050 |
| 29–34 | Н.п.о. | 0,15 | 9,3 | Н.п.о. | 0,06 | 1125,7 | Н.п.о. | Н.п.о. | 0,027 |
| 34–40 | Н.п.о. | 0,15 | 2,7 | Н.п.о. | 0,06 | 429,8 | Н.п.о. | Н.п.о. | 0,021 |
| 40–50 | Н.п.о. | Н.п.о. | 6,8 | Н.п.о. | Н.п.о. | 730,9 | Н.п.о. | Н.п.о. | 0,210 |
| 50–65 | Н.п.о. | Н.п.о. | 1,9 | Н.п.о. | Н.п.о. | 73,4 | Н.п.о. | Н.п.о. | 0,031 |
| 65–80 | Н.п.о. | Н.п.о. | 0,4 | Н.п.о. | Н.п.о. | 15,5 | Н.п.о. | Н.п.о. | 0,016 |
| **Запас** | **1,57** | **2,22** | **50,7** | **5,37** | **3,15** | **4458,1** | **0,080** | **0,060** | **0,560** |

Примечание: * – ниже предела обнаружения.

*Таблица 3. Коэффициенты перехода радионуклидов в надземную массу растений, произрастающих на участках Ольховского (1) и Каменского (2) болот*

| Вид | $^{90}$Sr | | $^{137}$Cs | |
|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 1 | 2 |
| Mnium longirostres | 39,7±15,4 | 22,3±4,7 | 15,3±6,2 | 14,3±2,7 |
| Phragmites australis | 17,9±11,0 | 17,7±7,0 | 7,1±1,7 | 4,8±0,4 |
| Bidens tripartita | 7,0±1,9 | 11,0±6,3 | 3,2±1,2 | 0,77±0,41 |

формирующейся в гидроморфных условиях. В автоморфной дерново-подзолистой почве пологого склона максимальные запасы всех изученных радионуклидов приурочены к горизонту АУ (4–14 см). Вниз по почвенному профилю содержание радионуклидов снижается, достигая минимальных значений на глубине 20–25 см. Сходный тип распределения наблюдается и в аллювиальной торфяно-глеевой почве формирующейся в гидроморфных условиях. Однако значимые количества $^{90}$Sr и $^{137}$Cs обнаружены глубже, чем в дерново-подзолистой. При этом запасы радионуклидов в обеих почвах примерно одинаковы. Основное количество радионуклидов содержится в верхнем корнеобитаемом 20 см слое, за пределы которого мигрирует около 30% $^{90}$Sr и 10% $^{137}$Cs. Что касается $^{238-240}$Pu, то практически весь он находится в пределах верхнего 20 см слоя. Следует отметить, что 35–40 лет назад основное количество $^{90}$Sr и $^{137}$Cs в почвах этого типа находилось в пределах верхнего 5–10 см слоя [10]. За истекший период в результате вертикальной миграции фронт загрязнения расширился примерно в 2 раза. Иначе распределяются радионуклиды в аллювиальной торфяно-глеевой почве поймы р. Ольховка загрязненной жидкими сбросами БАЭС. Запасы $^{90}$Sr и $^{238-240}$Pu в ней на 1 порядок, а $^{137}$Cs – 3 порядка величин выше, чем в такой же почве на контрольном участке. Содержание $^{90}$Sr и $^{137}$Cs увеличивается с глубиной, достигая максимума на глубине 25–35 см. В нижней части профиля оно закономерное снижается с глубиной. Отмечено повышение запасов этих радионуклидов на глубине 40–50см. К этой же части профиля приурочено максимальное содержание $^{238-240}$Pu. Значимые количества радионуклидов обнаруживаются на глубине 80 см. Перед пуском блока №3 в 1978–1980 г.г. максимальное загрязнение $^{137}$Cs пойменных и болотных почв зоны влияния жидких сбросов наблюдалось в слое 0–5 см. Удельная активность в 0–5 см слое илистых отложений часто затапливаемой береговой зоны истока р. Ольховка составляла 8000–51000 Бк/кг [10]. В настоящее время оно не превышает 2600 Бк/кг, а фронт загрязнения переместился вглубь почвенного профиля.

Накопительная способность растений, произрастающих на территории загрязненного жидкими сбросами Ольховского болота, выраженная коэффициентами перехода радионуклидов в первую очередь определяется их таксономической принадлежностью (табл. 3). Так максимальная накопительная способность отмечена у напочвенного мха (Mnium longirostres), минимальная у травянистого растения череды трехраздельной (Bidens tripartita L.). Величина коэффициентов перехода $^{90}$Sr не зависит от места обитания растений. Травянистые растения, произрастающие на территории загрязненного Ольховского болота, накапливают $^{137}$Cs в большей степени, чем на “чистом” Каменском. Ранее на растениях разной таксономической принадлежности произрастающих на территории ВУРСа показано, что с увеличением запаса радионуклидов в почвах коэффициенты перехода снижаются [11]. Повышенная биогенная миграция $^{137}$Cs на территории Ольховского болота может

*Таблица 4. Динамика коэффициентов перехода радионуклидов в надземную массу растений (1 – 1991–1992 гг.; 2 – 2012–2014 гг.)*

| Вид | $^{90}$Sr | | $^{137}$Cs | |
|---|---|---|---|---|
| | 1 [8] | 2 | 1 [8] | 2 |
| Берег Ольховского болота | | | | |
| Salix caprea | 77,1±11,5 | 9,3±0,7 | 21,5±10,8 | 2,7±1,1 |
| Chamaenerion angustifolium | 4,0±0,7 | 15,4±0,9 | 4,6±0,5 | 1,32±0,53 |
| Urtica dioica | 96,6±25 | 12,2±2,5 | 15,9±0,5 | 1,17±0,54 |
| Filipendula ulmaria | 10,3±1,0 | 12,9±2,5 | 1,9±0,3 | 1,03±0,22 |
| Bidens tripartita | 8,8±0,7 | 7,0±1,9 | 48,4±2,0 | 3,2±1,2 |
| Контрольный участок | | | | |
| Salix caprea | 10,7±2,8 | 21,5±12,1 | 8,0±4,7 | 0,50±0,22 |
| Chamaenerion angustifolium | 4,5±3,0 | 10,8±6,2 | 4,0±2,0 | 0,20±0,08 |
| Urtica dioica | 7,5±1,8 | 24,5±2,7 | 3,0±0,3 | 1,45±0,16 |
| Filipendula ulmaria | 32,5±2,4 | 16,9±6,3 | 23,2±1,6 | 0,60±0,28 |
| Bidens tripartita | 10,0±1,3 | 11,0±6,3 | 12,5±1,3 | 0,77±0,41 |

объясняться хроническим поступлением в него подвижных форм радионуклида с дебалансными водами станции [7].

В настоящее время поступление $^{137}$Cs в растения снизилось как на загрязненной так и на фоновой территориях (табл. 4). Коэффициенты перехода для разных видов растений уменьшились от 2 до 38 раз. Снижение поступления радионуклида в растения с течением времени может быть обусловлено уменьшением активности жидких сбросов станции после вывода из эксплуатации ее первой очереди и уменьшением количества подвижных форм $^{137}$Cs за счет необменного поглощения глинистыми минералами почв. Сравнительный анализ всех коэффициентов перехода $^{90}$Sr в растения не позволил выделить какую-либо зависимость их от времени. Кроме того полученные данные не позволяют ранжировать исследованную группу растений по накопительной способности. По-видимому, на накопление радионуклидов растениями существенное влияние оказывают и комплекс климатических факторов специфичный для каждого вегетационного сезона.

## Заключение

За 35 летний период функционирования блока Бн-600 Белоярской АЭС запасы радионуклидов в почвах наблюдаемой зоны изменились незначительно, но фронт загрязнения сместился вглубь профиля почв. Хроническое поступление радиоактивных выпадений различного генезиса, вертикальная и горизонтальная миграция изменили пространственное распределение радионуклидов в почвенном покрове. Барьерные функции почв, обусловили накопление радионуклидов в почвенном покрове транс-аккумулятивных ландшафтов и перераспределение радиационной нагрузки на компоненты обследованных природных экосистем с течением времени. Коэффициенты перехода радионуклидов в растения зависят от их видовых особенностей. За 35 летний период наблюдений поступление $^{90}$Sr в растения не изменилось, а $^{137}$Cs – снизилось в 2–38 раз в зависимости от видовой принадлежности и места обитания растений.

*Работа выполнена при частичной поддержке Программы Фундаментальных исследований УрО РАН (проект № 15-2-4-21).*

***Литература***

1. *Елпатьевский П.В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных геосистемах. – М. : Наука, 1993. – 253 с.*
2. *Техногенные радионуклиды в почвенно-растительном покрове в районе Белоярской АЭС / Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская, И.В. Молчанова и др. // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – № 1. – С. 17–22.*
3. *Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. – Свердловск : УрО РАН СССР, 1990. – 172 с.*
4. *Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Нифонтова М.Г. Радионуклиды глобальных выпадений в растениях наземных экосистем Уральского региона // Экология. – 2015. – № 1. – С. 9–15.*
5. *Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Итоги многолетних радиоэкологических исследований природных экосистем в зоне жидких сбросов Белоярской атомной электростанции // Вопросы радиационной безопасности. – 2009. – № 4. – С. 20–26.*
6. *Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. Динамика распределения радионуклидов стронция и цезия в компонентах наземных экосистем в зоне Белоярской АЭС на Урале // Экология. – 1990. – № 3. – С. 77–80.*
7. *Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году / под ред. С.М. Вакуловского. – Обнинск : Тайфун, 2012. – 298 с.*
8. *Методы организации и ведения агроэкологического мониторинга сельскохозяйственных угодий в зонах техногенного загрязнения и оценка экологической обстановки в сельском хозяйстве в регионах размещения атомных электростанций и аварии на ЧАЭС / Н.И. Санжарова, В.К. Кузнецов, Н.Н. Исамов и др. ; под*

*ред. Н.И. Санжаровой. – Обнинск : ВНИИСХРАЭ, 2010. – 276 с.*

9. *Спиридонов С.И. Перспективы системной радиоэкологии в решении инновационных задач ядерной энергетики // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2014. – Т. 54 (4). – С. 415–422.*
10. *Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах / А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева и др. – Екатеринбург : Изд-во Уральского ун-та, 2007.*
11. *The Current State of Terrestrial Ecosystems in the Eastern Ural Radioactive Trace / V.N. Pozolotina, I.V. Molchanova, L.N. Mikhaylovskaya et al. // Radionuclides: sources, properties and hazards / ed. by J.G. Gerada. – New York : Nova Science Publishers, 2012. – P. 1–20.*

# ИЗОТОПИЯ АТОМОВ, АВТОТРОФНОСТЬ, СОЗНАНИЕ

А.Д. Московченко

Томский государственный университет систем управления и радиоэлектроники, Томск, Россия, maled@sibmail.com

# ATOM ISOTOPISM, AUTOTROPHY, SENTIENCE

A.D. Moscovchenko

Tomsk State University of Control Systems and Radioelectronics, Tomsk, Russia

Раскрываются биогеохимические изотопические процессы в косных, живых и социальных системах на основе автотрофных представлений о мире. Ставится вопрос о природе сознания.

The paper discusses biogeochemical isotopic processes in conservative, living and social system based on the autotrophic representation of the world. The authors addresses the problem of sentience.

Вопрос о природе сознания является основным для решения животрепещущих проблем современности. Вместе с тем механизм эволюции сознания с древнейших времен до настоящего времени неясен. Чем определяется потребность человека выходить на уровень космического восприятия мира? Почему появляются мыслители-космисты? Решение данной проблемы лежит в поиске глубинной онтологической основы сознания, по мысли В.И. Вернадского, связанной с биогеохимическими круговращениями изотопических атомных смесей.

Среди лекций, прочитанных В.И. Вернадским по минералогии и геохимии в Парижском университете в начале 20-х гг. XX в., одна посвящена будущему “Автотрофному человечеству”, где впервые высказывалась мысль о неизбежном превращении человечества из гетеротрофного (паразитического) состояния в автотрофное. Лекция опубликована на французском языке в 1925 г., а на русском – спустя многие десятилетия (в 1981 г.) в трудах биогеохимической лаборатории. В V главе статьи особенное внимание обращается на проблемы питания и производства, которые должны быть пересмотрены с автотрофных позиций. Изменение формы питания и источников энергии, по мысли Вернадского, обязательно приведет к пересмотру социальных принципов, управляющих общественным мнением, и в конечном счете, к основам человеческого могущества. Завершающая XIX глава статьи удивительна тем, что автотрофные процессы в организме человека увязываются напрямую с изотопией атомов в косных и живых системах (веществах) [1, с. 462–486].

На последнее замечание В.И. Вернадского об изотопии атомов в косных и живых веществах следует обратить особое внимание. Биосферу Вернадский определял как область Земли, схваченную живым веществом. Однако биосфера не ограничивается этим, в ней содержатся и косные тела, которые резко преобладают по массе и объему. Между косной безжизненной частью и живым веществом идет непрерывный материальный и энергетический обмен, выражающийся в направленном движении атомов, вызываемых живым веществом. Особенность живого вещества заключается в том, что оно способно извлекать и синтезировать (под влиянием фото- и хемосинтеза) отдельные виды изотопов. Это своеобразный “холодный ядерный синтез” в живых телах. Запущенный живым веществом биогенный ток атомов (дыхание, питание и размножение) характеризуется устойчивым равновесием и организованностью, несмотря на разнородное строение биосферы. Важнейшим признаком разнородности биосферы служит то, что в живом веществе процессы протекают иначе, нежели в косной материи. Косные энтропийные процессы трансформируются в антиэнтропийные живые процессы, что является залогом нарастания и убыстрения эволюционных процессов в биосфере Земли.

Гениальность В.И. Вернадского заключается в том, что в эволюционный автотрофный процесс он распространил не только на живое вещество, но и социальное. Социализация автотрофности подводит ученого к разгадке одной из величайших человеческих тайн – сознания. Будущее автотрофное технологическое движение рассматривается ученым через призму биогеохимических изотопических процессов в косных, живых и социальных системах. Прослеживается естественноистори-

ческий космический ряд, связанный с появлением человека, его сознания. Эволюционная трансформация живых систем в социальные приводит к появлению сознания в явном виде, мышления и творчества в широком смысле слова. Другими словами, природа сознания раскрывается через осознания (понимание) системных взаимопереходов изотопических смесей в косных, живых и социальных системах.

В.И. Вернадский постоянно (главным образом в дневниковых записях) подчеркивал отсутствие непроходимой грани между материей и сознанием, т.е. сознание – это особый вид материи, а если сознание это материя, пусть даже особенная, то в ней, как и во всей материи (косной и живой), происходят изотопические процессы, которые хорошо изучены в косной материи (ядерная и атомная физика), недостаточно изучены в живой материи, и совсем не изучены (даже проблема такая не поставлена) в социальной материи, особенно в ее высшем выражении – индивидуальном сознании (мышлении) [2, с. 40]. Живое и косное (автотрофное и гетеротрофное) постоянно переходят друг в друга в нескончаемых процессах круговращений жизни, меняя состав и структуру изотопических смесей в атомах: "Странным образом я подхожу, – пишет в 1941 г. В.И. Вернадский, – к идее, что атомы-изотопы – иные в живом и косном" [3, с. 244–245]. Значит, продолжая мысль ученого, они должны быть иные в социальном. Такая постановка вопроса приводит к радикальному переосмыслению социосферы, а затем и ноосферы: "Нужно уже сейчас готовиться к пониманию последствий этого открытия, неизбежность которого очевидна" [1, с. 483].

Изотопические процессы связаны с естественным или искусственным (вызываемых самим человеком) блужданием нейтронов в ядрах атомов, в результате которого меняется качественное состояние химических элементов. Но блуждание (миграция) в социальном веществе эволюционно направлено и представляет собой "непрерывный, с остановками рост центральной нервной системы животных в ходе геологического времени в ее значении в биосфере и в ее глубине отражения живого вещества на окружающее" [4, с. 27]. В косной среде биосферы нет необратимости, обратимые круговые физико-химические и геохимические процессы в живом веществе резко преобладают. Живое вещество, особенно с переходом в вещество социальное, когда создается научная мысль (ноосфера) – эволюционно направлено. Направленное движение нейтронов в живых и социальных системах приводит к высшей форме проявления сознания – мышлению. В 1938 г. В.И. Вернадский отмечает: "Мистика мне чужда, но я сознаю, что неизвестны огромные области сознания, доступные, однако, до конца научному исканию … "Сознание – мысль" – в анаксимандровском аспекте связано с определенными изотопами" [5, с. 179]. Выходит сознание имеет многоуровневую и многомерную структуру и присуще всей материи, не только социальной, но и живой, а в потенции – в косной. Сознание присутствует везде, но проявляется по-разному в различных компонентах биосферы, которая со временем (это неизбежно) порождает мыслящую материю – социальную. И все это связано с различным сочетанием, многообразием и направленным движением изотопических смесей при благоприятных космогеологических и социальных процессах. Вернадский В.И. подчеркивал, что тотальная автотрофизация общественного производства и всей социальной жизни человечества станет возможной только в условиях социалистического всепланетарного общественного производства [1, с. 480, 488, 518].

Многоуровневость и многомерность сознания связано со способностью живого и тем более социального вещества разлагать изотопические смеси, меняя при этом атомные веса, избирая из окружающей среды (с помощью фото- и космосинтеза) отдельные изотопы, поднимаясь до тончайшего уровня сознания – творческой духовности.

Сознание (мысль) есть продукт естественноисторического эволюционного биогеохимического изотопического процесса, который последовательно переходит от простейших форм сознания в косных и живых системах, к более сложным, утонченным, вплоть до появления научных, философских и религиозных представлений о мире. "Самое дорогое для человечества, – отмечал В.И. Вернадский, – это научный образ Космоса" [6, с. 120]. Что значит "самое дорогое"? Ученый связывает научное познание природы сознания с духовными устремлениями, нравственными началами, с решением вопроса о смысле жизни.

Сознание – это высший этап биогеохимической реакции Вселенной, направленный на необычайное усиление антиэнтропийных, системно-организующих автотрофных процессов в живых и социальных системах, это ее высший уровень, который приводит, по словам В.И. Вернадского, к "неизвестным нам свойствам человека" [7]; это явление телепатии и аналогичные парапсихические явления. Сегодня можно добавить в этот список необычайных явлений: дистантное влияние человека на предметы, растения и животных, внезапно возникающие способности и воспоминания, необычные врожденные способности [8]. По сути, речь идет о творчестве в широком смысле слова.

Сегодня человечество находится на перепутье, нам требуется многое переосмыслить, главное, социально-политическую и экономико-производственную деятельность перестроить по автотрофным меркам (автономности, оптимальности, гармоничности) [9]. И здесь жизненный и научный опыт В.И. Вернадского может стать опорой и основой дальнейшего духовного движения и спасения человека.

Сознание современного человека – это лишь промежуточное звено в эволюционной цепи восходящего развития социальной материи. Автотрофные представления о мире дают возможность понять изотопические переходы от косного к живому, а затем и к социальному.

***Литература***

1. *Вернадский Владимир. Жизнеописание. Избранные труды. Воспоминания современников. Суждения потомков / сост. Г.П. Аксенов. – М. : Современник, 1999. – 688 с.*
2. *Вернадский В.И. Дневники. 1917–1921. – К. : Наук. думка, 1997. – 326 с.*

3. *Вернадский В.И. Дневники. 1935–1941. В 2 кн. Кн. 2. 1939–1941. – М. : Наука, 2005. – 295 с.*
4. *Вернадский В.И. Философские мысли натуралиста. – М. : Наука, 1988. – 520 с.*
5. *Вернадский В.И. Дневники. 1926–1934. – М. : Наука, 2001. – 214 с.*
6. *Антология русского космизма. – СПб. : Худож. лит., 1995. – 528 с.*
7. *Мочалов И.И. В.И. Вернадский и феномен сознания: к постановке вопроса [Электронный ресурс]. – URL: http://www.libed.ru/konferencii-istoriya/430045–1-oglavlenie-i-vernadskiy-fenomen-soznaniya-postanovke-voprosa-i-mochalov-izmerenie-vremeni-kalendari-drevney.php.*
8. *Дульнев Г.Н. В поисках Тонкого мира. Психогенез, телепатия, телекинез: факты и научные эксперименты. – СПб. : Весь, 2004. – 288 с.*
9. *Московченко А.Д. Проблема интеграции фундаментального и технологического знания. – Томск : ТУСУР, 2001. – 194 с.*

# МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ РАДИОАКТИВНОГО ХВОСТОХРАНИЛИЩА “ОТХОДЫ БЕДНЫХ РУД” ИСТИКЛОЛА

Х. Муртазаев, А. Муртазаев

Худжандский государственный университет, Худжанд, Таджикистан, khatam.murtazaev@mail.ru

# MIGRATION OF RADIONUCLIDES FROM RADIOACTIVE TAILING POND “WASTE OF DEPLETED ORES” OF ISTIQLOL

Kh. Murtazaev, A. Murtazaev

Khujad State University, Khujad, Tajikistan

Радиоактивные хвостохранилища в городе Истиклол (бывший Табошар) образовались в течение 1945–1965 гг. в результате переработки радиоактивных руд в гидрометаллургических заводах по извлечению стратегического урана. Из них четыре хвостохранилища (I–IV) покрыты инертным грунтом разной 0,7–1,0 м толщиной [1–3]. Пятое хвостохранилище, называемое “Отходы бедных руд” (ОБР) (рис. 1) расположено в четырех км от города Истиклола. Мощность дозы усредненный по многим измеренным точкам на ОБР составляет 200 мкР/ч, который превышает естественный фон в несколько раз.

В составе ОБР имеются природный радионуклид U-238 в количестве 0,002–0,008%, а из долгоживущих радионуклидов Th-232 с содержанием 430–748 Бк/кг.

Под влиянием ветра, сильных селевых дождей, снега, обвала пород, землетрясений и эрозии “объекта” (рис. 1) часть отходов может мигрировать вниз по рельефу на многие километры. Рядом с ОБР есть сезонная речушка Уткенсай, где она может способствовать уносу радионуклидов водой, например, Th-232, U-238 вниз по рельефу. Чтобы определить миграцию радионуклидов и закономерность в их “поведение”, мы отбирали пробу воды из восьми точек с соответствующими координатами (табл. 1) из нижней, южной части ОБР [4] до 9 км.

Отобранные пробы отправлялись в Научно-исследовательский Юлих Центр, Германия для анализа на наличие тяжелых радионуклидов Th и U. После подготовки и обработки проб (испарения, просушки, размельчения, просеивания, упаковки), они анализировались нашими коллегами с масс-спектрографом ICPMS. Результаты опробования приведены в таблице 2.

Полученные результаты таблицы 2 обработаны программой MathCad на ЭВМ [5].

Для данных по U-238 мы получили математический вид кривого второго порядка (рис. 2), то есть экспоненту, выраженную в следующем виде:

$$N(I)=a\cdot e^{cI}+b, \quad (1)$$



***Рис. 1.*** *Общий вид хвостохранилища “Отходы бедных руд” Истиклола*

*Таблица 1. Точка отбора проб воды*

| № | Пробы | Координаты | |
|---|---|---|---|
| | | N | S |
| 1 | T-W-(2010)-21 | 40,5840 | 69,6586 |
| 2 | T-W-(2010)-22 | 40,5845 | 69,6575 |
| 3 | T-W-(2010)-23 | 40,5819 | 69,6577 |
| 4 | T-W-(2010)-24 | 40,5747 | 69,6603 |
| 5 | T-W-(2010)-25 | 40,5738 | 69,6625 |
| 6 | T-W-(2010)-26 | 40,5704 | 69,6621 |
| 7 | T-W-(2010)-27 | 40,5644 | 69,6606 |
| 8 | T-W-(2010)-28 | 40,5068 | 69,6320 |

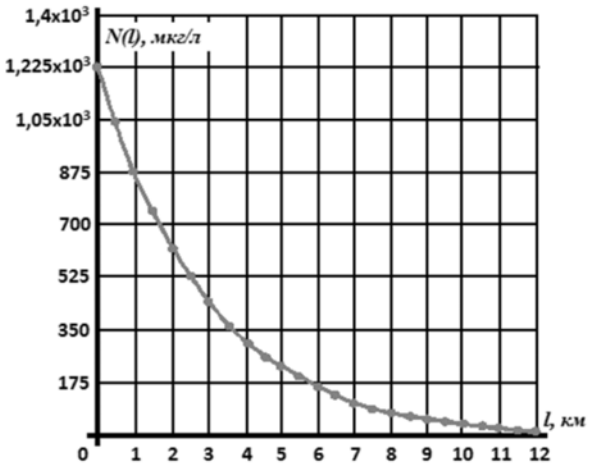



***Рис. 2.*** *Зависимость концентрации U-238 от расстояния*

*Таблица 2. Концентрация радионуклидов в пробах воды*

| № | Концентрация радионуклидов, мкг/л | | | Расстояние от базовой точки, км |
|---|---|---|---|---|
| | Th-232 | U-235 | U-238 | |
| 1 | 0,0340 | 9,3180 | 1341,00 | 0,000 |
| 2 | 0,0970 | 8,2010 | 1180,20 | 0,110 |
| 3 | 0,0160 | 7,5620 | 1088,30 | 0,251 |
| 4 | 0,0290 | 5,0010 | 719,80 | 1,043 |
| 5 | 0,0250 | 4,9910 | 718,40 | 1,180 |
| 6 | 0,0190 | 5,2250 | 752,00 | 1,541 |
| 7 | 0,0230 | 5,3150 | 765,00 | 2,188 |
| 8 | 0,0130 | 0,1770 | 25,70 | 8,885 |

где $l$ = 0,05÷12) км; $a$ = 1,243·10³ мкг/л;
$b$ = –15,835 мкг/л; $c$ = –0,332.

На основе вычислений по вышеприведенной формуле получили табличные данные, а подставив их в (1) в двумерной координате *N(l)*, имеем график в виде (рис. 2).

Из графика видно, что в зависимости от расстояния от базовой точки (в нашем случае ОБР) концентрация U-238 уменьшается по экспоненциальному закону и на восьмом километре равняется естественному фону по данному радионуклиду. Что касается второго радионуклида, U-235, то его поведение также описывается по экспоненту, но с другими константами и величинами.

При течение воды вниз по рельефу с захваченными радионуклидами из “объекта”, она преодолевает много порогов с зигзагами и рыхлой почвой, в результате чего происходит сильная минерализация почвы. Все это способствует уменьшению количества радионуклидов Th и U в воде при удалении от базовой точки (ОБР) вследствие растворимости, оседания и фильтрации как это показано на графиках.

*Авторы благодарят коллег из Исследовательского Юлих Центра Германии за проведенный анализ проб.*

***Литература***

1. *Паспорт радиоактивных хвостохранилищ Северного Таджикистана / Агентство по ядерной и радиационной безопасности АН РТ. – Душанбе, 2004.*
2. *Урановые хвостохранилища в Центральной Азии [Электронный ресурс]. – URL: www.uranium.cornet.rg.*
3. *Муртазаев Х., Гиясов У., Муртазаев А. Радиационный мониторинг природных сред Северного Таджикистана. – Худжанд : Меъроч, 2015. – С. 55–58.*
4. *Там же. – С. 239, 252, 254, 255.*
5. *Бидасюк Ю.М. Самоучитель MathCad. – Донецк, 2011.*

# НОВЫЙ ПЕРСПЕКТИВНЫЙ СОРБЕНТ ДЛЯ ПОГЛОЩЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ЙОДА-131 ДЛЯ СИСТЕМ ГАЗООЧИСТКИ АЭС

В.М. Мухин[1], М.А. Гутникова, С.И. Гутников[2]

[1]ОАО "ЭНПО "Неорганика", Электросталь, Россия, neorg.el@mail.ru
[2]Московский государственный университет, gutnikov@gmail.com

# NEW PROMISING SORBENT FOR CAPTURE OF RADIONUCLIDES OF IODINE-131 FOR GAS PURIFYING SYSTEM AES

V.M. Mukhin[1], M.A. Gutnikova[1], S.I Gutnikov[2]

[1]ENPO "Neorganika", Elektrostal, Russia
[2]Moscow Sate University, Moscow, Russia

Данная работа посвящена разработке нового углеродного сорбента марки ВСК, изготовляемого на основе уплотненного растительного сырья путем импрегнации основы триэтилендиамином и/или йодидом металла первой и второй групп таблицы Д.И. Менделеева. Показано, что новый сорбент является перспективным поглотителем для улавливания радионуклидов йода-131 для систем газоочистки АС.

This work is devoted to the development of new carbon sorbent of VSK brand, manufactured on the basis of compressed vegetable raw materials by impregnation of basis by triethylenediamine and/or metal iodide of first and second groups of Mendeleev's table. It is shown that the new sorbent is a promising absorber for trapping the radionuclides of iodine-131 for AS gas purification systems.

Сорбент для решения задач улавливания радиоактивных газов и паров должен иметь развитую структуру тонких микропор, т.е. иметь объем микропор с размерами 10–14 А не менее 0,35 см$^3$/г. Для этих целей в период начала работ по очистке газовых выбросов АЭС подходил только один тип выпускаемого отечественной промышленностью активного угля – СКТ, изготавливаемый методом химической сернисто-калиевой активации торфа. Поэтому в ОАО "ЭНПО "Неорганика" (тогда ЭНИТИ) были разработаны поглотители СКТ-ЗИ и СКТ-ЗИК на основе активного угля СКТ-3, путем импрегнации основы гидрофобизирующей добавкой триэтилендиамина (ДАБКО) и/или йодидом металла I и II групп таблицы Д.И. Менделеева. Их производство было освоено на Электростальском химико-механическом заводе. Данные сорбенты поставлялись широкому кругу потребителей вплоть до 2008 г., когда производство торфяных углей СКТ было полностью закрыто [1].

Встала актуальная и чрезвычайно важная государственная задача разработать в кратчайший срок новые поглотители взамен СКТ-ЗИ и СКТ-ЗИК с учетом повышения прочностных свойств. Глубокий анализ литературных данных и собственные наработки позволили обоснованно остановиться на новом типе уплотненного растительного сырья: скорлупе орехов и косточке плодов фруктовых деревьев (абрикоса и персика) [2].

Для получения активных углей – основы вновь разрабатываемых поглотителей – исходное сырье подвергают карбонизации в атмосфере углекислого газа во вращающейся электропечи со скоростью подъема температуры 5–8 °С/мин, с выдержкой при конечной температуре 450 °С в течение 20 мин. Полученный карбонизат дробят и подвергают рассеву с выделением целевой фракции 1,7–3,4 мм. Затем проводят парогазовую активацию гранул, также во вращающейся электропечи при 870–900 °С до развития суммарного объема пор 0,52–0,72 см$^3$/г, что соответствует развитию объема микропор 0,35–0,52 см$^3$/г. На основании полученных активных углей были изготовлены импрегнированные сорбенты путем их пропитки ДАБКО и KI. В таблице 1 приведены результаты испытаний нового сорбента типа ВСК-5ИК и ранее выпускаемого сорбента типа СКТ-ЗИК.

Как следует из таблицы 1, сорбент типа ВСК-5ИК существенно (на порядок) превосходит сорбент типа СКТ-ЗИК в динамической активности по радионуклиду йода и в прочностных свойствах на истирание. Следует также заметить, что в прочностных свойствах на раздавливание эта разница еще более существенна: так у сорбента типа СКТ-ЗИК она составляет 80–100 кг/см$^2$, а у сорбента типа ВСК-5ИК – 500–600 кг/см$^2$. Это преимущество обеспечит резкое снижение пылевыделения при заполнении и эксплуатации фильтров АУИ-1500.

*Таблица 1. Адсорбционные и прочностные свойства сорбентов*

| Тип сорбента | Динамическая активность по стабильному молекулярному йоду, г/дм$^3$ | Коэффициент проницаемости по парам радионуклида йода 131,% | Время защитного действия (ВЗД) по парам бензола, мин | Прочность на истирание (ГОСТ 16188–70), % |
|---|---|---|---|---|
| ВСК-5ИК | 52,6 | 0,0013 | 95 | 91 |
| СКТ-ЗИК | 50,2 | 0,0100 | 62 | 69 |

Примечание: бензол – сорбционный аналог радиоактивного йодистого метила – $CH_3I$.

*Таблица 2. Результаты испытания сорбента ВСК-5ИК*

| Наименование показателя | | Норма | Факт |
|---|---|---|---|
| 1 | Коэффициент проницаемости по парам метилйодида-131,% | 0,05 | 0,007 |
| 2 | Эффективность очистки, % | (99,95) | 99,993 |
| 3 | Динамическая активность по стабильному молекулярному йоду, г/дм | Более 35 | 52,6 |
| 4 | Коэффициент проницаемости по парам радиоактивного йода-131,% | Менее 0,005 | 0,0013 |
| 5 | Эффективность очистки, % | 99,95 | 99,9987 |

*Таблица 3. Технические характеристики сорбентов для систем СГО АЭС*

| Наименование угля | Прочность при истирании, % | Массовая доля влаги, % | Насыпная плотность, г/дм | взд по бензолу, мин | Массовая доля ДАБКО, KI или ГМТА, % | Динамическая активность по йоду, г/дм | Эффективность очистки от молекулярного $^{131}I_2$ и органического $CH_3{}^{131}I$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| СКТ-ЗИ(ТУ6–16-3028–87) | >68,0 | <5 | 442 | >40 | ДАБКО >1,0 или KI >1,0 или ГМТА >3,0 | > 10 | 99,80 |
| СКТ-ЗИК (ТУ 7837-090–04838763–99) | >68,0 | <5 | 442 | – | ДАБКО >0,8 $Ba1_2$ >0,5 | > 10 | 99,99 |
| ВСК-5ИК (ТУ 2568-374–04838763–2010) | >88,0 | <5 | 458 | – | ДАБКО >0,8 K1 >0,8 | >35 | 99,995 |

Примечание: размер зерен 1,7–3,4 мм.

*Таблица 4. Сравнительные испытания сорбентов*

| Наименование показателя | Норма по ТУ (фракция 1,7–3,4 мм) | "НОРИТ" марка RKJ-1 (фракция 1,0–2,0 мм) | ВСК-5ИК (фракция 1,0–2,0 мм) | ВСК-5ИК (фракция 1,7–3,4 мм) |
|---|---|---|---|---|
| 1. Динамическая активность по стабильному молекулярному йоду, г/дм$^3$ | Более 35 | 38 | 153 | 53 |
| 2. Коэффициент проницаемости по парам радионуклида йода-131, % | Менее 0,0050 | 0,003 | 0,0009 | 0,0013 |
| 3. Эффективность очистки, % | 99,9950 | 99,9970 | 99,9991 | 99,9987 |
| 4. Сопротивление слоя сорбента высотой 5,0 см при $У_{уд}$=0,5 л/(мин'"см$^2$), мм вод. ст. | 4,5 | 11,6 | 11,5 | 4,2 |

Дополнительно были изготовлены опытные образцы сорбента ВСК-5ИК и проведено исследование эффективности в соответствии с требованиями НП-036–05 п. 3,5,2 и НП-021–2000 п. 3,8 по метилйоду-131 и стабильному молекулярному йоду. Результаты испытаний сорбента ВСК-5ИК приведены в таблице 2.

На основании приведенных в таблицах 1 и 2 результатов можно констатировать высокую эффективность сорбента ВСК-5ИК по сравнению с ранее выпускаемым сорбентом СКТ-ЗИК.

Эти данные явились основанием для разработки технических условий на новые поглотители – ВСК-5И и ВСК-5ИК. Их технические характеристики приведены в таблице 3.

Чтобы подтвердить уже мировой уровень нового сорбента ВСК-5ИК, мы провели его сравнительные испытания с сорбентом фирмы "НОРИТ" марки RKJ-1. Результаты испытаний приведены в таблице 4.

Как следует из таблицы 4, проведенные сравнительные испытания сорбентов RKJ-1, фирмы "НОРИТ" и ВСК-5ИК производства ОАО "ЭНПО "Неорганика" в сопоставленном зернении (более мелком, чем требования технических условий) показывают, что российский сорбент имеет динамическую активность по стабильному молекулярному йоду в 4,0 раза больше, а эффективность очистки по парам радионуклида йода-131 на порядок выше. И даже в более крупном зернении (1,7–3,4 мм) он превосходит RKJ-1.

Качественное преимущество российского сорбента ВСК-5ИК обусловлено более оптимальной технологией его производства.

На основании выполненных исследований в опытном заводе ОАО "ЭНПО "Неорганика" было освоено производство нового типа поглотителя ВСК-5ИК.

В настоящее время сорбент ВСК-5ИК с успехом эксплуатируется на радиохимическом заводе ПО "Маяк" (г. Озерск) и на Нововоронежской АЭС (г. Нововоронежск).

***Литература***

1. *Мухин В.М., Соловьев С.Н., Гутникова М.А. Новые сорбенты для эффективного поглощения радионуклидов в системах СГО атомных электростанций. – Н. Новгород : Атомный проект, 2010. – С. 77*
2. *Мухин В.М., Клушин В.Н. Производство и применение углеродных адсорбентов. – М. : РХТУ им. Д.И. Менделеева, 2012. – 308 с.*

# ТОРИЙ, УРАН И ЗОЛОТО В ПОТОКЕ РАССЕЯНИЯ УРСКОГО ХВОСТОХРАНИЛИЩА

И.Н. Мягкая[1,2], Е.В. Лазарева[1], Б.Ю. Сарыг-оол[1], М.А. Густайтис[1,3], С.М. Жмодик[1,3]

[1]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, i_myagkaya@igm.nsc.ru
[2]Томский политехнический университет, Томск, [3]Новосибирский государственный университет, Новосибирск

# THORIUM, URANIUM AND GOLD IN THE DESPERATION TRAIN OF URSK TAILING PIT

I.N. Myagkaya[1,2], E.V. Lazareva[1], B.Yu. Saryg-ool[1], M.A. Gustaytis[1,3], S.M. Zhmodik[1,3]

[1]Sobolev Institute of geology and mineralogy, Siberian Branch, RAS, Novosibirsk
[2]Tomsk Polytechnic University, Tomsk
[3]Novosibirsk State University, Novosibirsk

На примере торфов, перекрытых материалом, образовавшимся за счет экзогенных продуктов изменения отходов обогащения, из потока рассеяния Урского хвостохранилища, рассмотрены содержания и формы нахождения Th, U, Au. Установлено, что в торфах происходит накопление U (0,5–19 г/т), Th (0,9–11 г/т) и Au (0,03–35 г/т). Определены 4 формы их нахождения: водорастворимая, окисляемая, восстанавливаемая и остаточная. Th преимущественно связан в остаточной фракцией; U – с водорастворимой и окисляемой; Au – с окисляемой и остаточной.

The content and speciation of Th, U, Au were considered on the example of peat, covered by material, forming due to an exogenous alteration products of tailings from the desperation train of Ursk tailing pit. It was found that an accumulation of U (0,5–19 g/t), Th (0,9–11 g/t) and Au (0,03 to 35 g/t) occur in peats. Four speciation were identified: water-soluble, oxidizable, reducible and residual. Th mainly bound in the residual fraction; U – with water-soluble and oxidizable; Au – oxidizable and residual.

## Введение и объект исследования

Хвостохранилища привлекают внимание исследователей из-за неблагоприятных обстановок, возникающих на прилегающих к ним территориях [3, 7, 8, 20, 23]. При построении рекультивационных систем торф предлагается как сорбент для тяжелых металлов, что обусловлено его ролью как геохимического барьера [22]. Еще торф можно рассматривать как прототип угленосных месторождений [19] с высокими содержаниями U, Th [6], благородных металлов [24] и др.

Формы нахождения элементов в веществе позволяют судить об их миграционной способности, о связи с веществом, биодоступности и способах извлечения и консервации. Для их изучения применяется методика ступенчатого выщелачивания. Первые схемы появились в 1960–1970 гг. для определения форм нахождения тяжелых металлов в донных отложениях, тонкодисперсное и рентгеноаморфное состояние которых затрудняло минералогические исследования. За последние годы предложены и опробованы десятки схем, отличающиеся разной последовательностью извлечения фракций и условиями проведения (температура, pH, время воздействия, концентрация и тип реагента) [9]. Методики стали применяться для различных веществ: почвы, торфа; отходы хвостохранилищ; современные и древние осадочные породы; морские осадки. Одна из основополагающих методик – 5-ступенчатая схема (ионообменная, кислоторастворимая, восстанавливаемая, окисляемая фракции и остаток), разработанная A. Tessier [26], с широким спектром применения, как для почв, так и для осадков. Эта методика в различных вариантах использовалась для многих исследований. Для изучения форм Th и U предлагаются также модифицированные схемы A. Tessier [18, 28]. Универсальных методик извлечения Au нет [10, 12], из-за аналитических сложностей и особенностей изучения веществ различного состава.

Более 80 лет назад в Кемеровской области в п. Урск велась разработка Au-полиметаллических серноколчеданных руд Ново-Урского месторождения (Урское рудное поле). Складирование отходов цианирования привело к формированию Урского хвостохранилища [11, 21]. Отходы складировались в естественном логу, где в его верхней части расположен затопленный карьер и породные отвалы. Последние обрамлены двумя самостоятельными отвалами высотой 10–12 м, сложенными отходами первичных руд и отходами руд зоны окисления [14]. Отходы никак не закреплены и в течение всего времени существования хранилища разносятся по окружающей территории. Вещество отвалов отходов первичных руд в большей степени обогащено Cu, Zn, Se, Cd, Sn, Sb, Te, Ba, Hg, Pb, Ag и Au по сравнению с отходами руд зоны окисления, где преобладают Na, Mg, Al, Si, K, Ca, Ti и Fe. Природный ручей, дренируя отвалы, превращается в сильнокислый (pH 1,9, Eh 655 мВ) дренажный

ручей с высоким содержанием элементов: 270 мг/л Al; 780 мг/л Fe; 2,5 мг/л Cu; 11 мг/л Zn; 11,4 мкг/л Hg; 1,2 мкг/л Au; 21 мкг/л Th; 24 мкг/л U и др. [15]. Геофизические данные показали, что существует 2 основных направления миграции техногенных растворов [17]. Ниже по направлению сноса расположен заболоченный торфяник, подверженный воздействию дренажных вод и отходов обогащения. Последние перекрывают заболоченный поток рассеяния, но на поверхности местами сохранились остатки болотных кочек. Ранее установлено активное концентрирование элементов торфом из потока рассеяния [16].

Исследование форм нахождения и особенностей концентрирования элементов современными торфяниками дают информацию о роли углеродистого вещества в накоплении радиоактивных и благородных элементов из растворов различной природы на ранних стадиях формирования рудных концентраций в низкотемпературных поверхностных условиях. Цель – выявить особенности накопления и формы нахождения U, Th вместе с Au в веществе потока рассеяния.

## Методы исследования

Для проведения исследования опробовано 3 шурфа глубиной ~0,6 м, располагающиеся в 3 разных частях потока рассеяния:

1) область, покрытая отходами первичных руд;
2) область напротив складированных отвалов руд зоны окисления;
3) область переслаивания снесенных отходов обоих типов, расположенная вблизи основного русла дренажного ручья. Отобранное вещество представлено снесенными отходами, торфом болотных кочек и торфом, захороненным под отходами.

Вещество высушено до воздушно-сухого состояния, гомогенизировано. Содержания Th, U и Au определялись ИНАА (аналитик В.С. Пархоменко, ИГМ СО РАН), используя многоканальный спектрометрический анализатор РСА III-4000, (плата в составе IBM PC; фирма Oxford Instruments Inc.). Навеска – 150–200 мг. Для выявления форм нахождения обсуждаемых элементов к торфу потока рассеяния применялась модифицированная методика A. Tessier [26], по которой дополнительно извлекалась водорасторимая фракция [8], принимая во внимание тот факт, что в поверхностных условиях Урского хвостохранилища формируются вторичные минералы (сульфатные выцветы). Не проводилось выделение ионообменной фракции, чтобы не разрушить органическую составляющую, поскольку наиболее важной задачей данной работы являлось изучение процессов сорбции на органическом веществе. Также не извлекалась кислоторастворимая фракция (карбонатная), т.к. известно, что в кислой среде, преобладающей на территории хвостохранилища (pH дренажных растворов 1,9), существование карбонатов весьма затруднительно. В зоне окисления сульфидов основная часть карбонатов устойчива при pH >4 [1]. Экстрагирование фракции, связанной с органическим веществом (окисляемая фракция), производилось перед извлечением фракции, связанной с гидроксидами железа (восстанавливаемая) [13], поскольку при очень низких значениях pH среды может произойти частичное экстрагирование элементов, связанных с органическим веществом. Выщелачивались: водорастворимая ($H_2O$, 24 ч); окисляемая ($H_2O$, $HNO_{3(конц)}$, песчаная баня); восстанавливаемая ($NH_2OH$‡HCl в 25% HOAc pH=2–3; T=3 ч; t=90±2 °C); остаток (HF, $HNO_{3(конц)}$, $HClO_4$, HCl (1:1), 5% HCl). Аликвоты проанализированы методом ICP-MS на приборе Agilent 7700 (фирма Agilent Technologies) согласно методике НСАМ № 480-Х [2] (аналитический центр "Плазма", Томск).

## Обсуждение результатов

*Валовые содержания* в снесенных отходах варьируют в небольшом диапазоне 2–7 г/т U и 1,3–3,3 г/т Th, что существенно отличается от торфа (0,5–19 г/т U и 0,9–11 г/т Th), контактирующего с дренажными водами и отходами. Содержания Au имеют такую же закономерность – в отходах 0,19–3,1 г/т, в торфе 0,03–35 г/т. В одном погребенном слое отходов содержание Au составило 30,4 г/т (точка 5, рис. 1). По соотношению типа вещества и содержаний Th, U и Au выделяется 5 групп (рис. 1). На рисунке 1 (точки 1, 2, 2*) видно, что процесс аккумуляции Au вместе с Th и U происходит активнее в торфах, которые контактируют с отходами. Содержания Au, Th и U в песчаном и илистом веществе отходов близки (рис. 1, точки 4 и 5). Обогащение торфа настолько сильное, что содержания Th и U в 4–5 раз выше средних со-

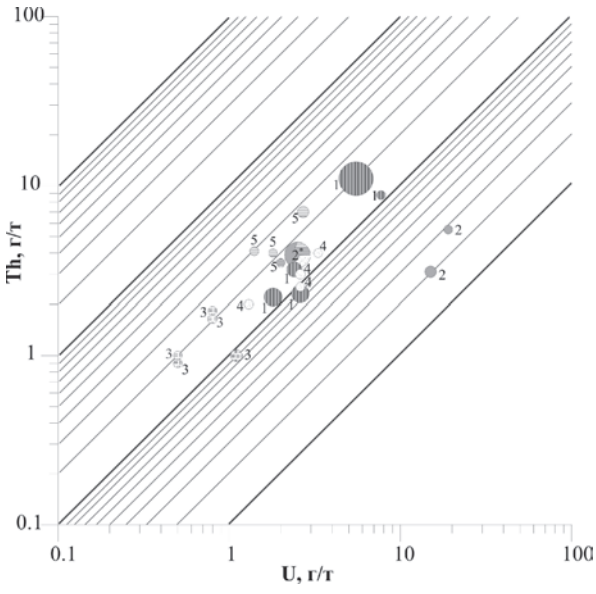



***Рис. 1.*** *Соотношения содержаний Th, U, Au в разных типах вещества потока рассеяния: 1 – вещество болотных кочек; 2 – захороненный торф на контакте с отходами; 2* – смесь 2 и 4 с 5; 3 – захороненный торф, не контактирующий с отходами; 4 – песчаное вещество отходов; 5 – илистое вещество отходов. Размер баблов отвечает содержанию Au (от 0,03 до 35 г/т)*

держаний в разных типах (низинной, верховой и переходный) торфов Западно-Сибирской платформы, которые не подверженных техногенному влиянию. В них установлены весьма низкие содержания – 0,09–3,9 г/т U и 0,21–2,9 г/т Th, 0,0006–0,16 г/т Au [4–6]. Кларки верхней земной коре – 2,8 г/т U, 10,7 г/т Th, 0,0018 г/т Au [25]. С.И. Арбузовым [4] отмечено, что углефикация этих не столь обогащенных торфов приводит к формированию обогащенных угленосных месторождений. Если бы торфа потока рассеяния Урского хвостохранилища были подвержены углефикации, то, как предполагается, содержания увеличились бы до аномальных значений.

*Th/U-отношения* в потоке рассеяния в среднем – 0,25–2,37 (рис. 2), занимая промежуточное положение среди торфов Западной Сибири – 0,5–3,3 [6]. Пониженные Th/U отношение в торфах указывают на более активную сорбцию U, т.к. он обладает большей мобильностью в поверхностных условиях, о чем дополнительно свидетельствуют формы нахождения (рис. 3). В илистом веществе отходов Th/U отношения максимальны и могут быть связаны с тем, что данный тип вещества, обладая низкой проницаемостью, насыщен U за счет вклада дренажных вод.

Валовые содержания, рассчитанные по сумме фракций выщелачивания, отличаются от данных ИННА в меньшую сторону, поэтому для описания закономерностей форм нахождения используются только доли выхода от валового содержания. *Торий* в торфе частично связан с водорастворимыми соединениями (рис. 3), среди которых в условиях Урского хвостохранилища наиболее распространенными являются сульфаты. Также на этом этапе могут растворяться легкорастворимые органические соединения. Преобладает Th в веществе болотных кочек (доля выхода 1,7–20%), а также в верхней части захороненного торфа, взаимодействующего с веществом снесенных отходов обогащения (доля выхода 15,3%). В захороненном торфе, не контактирующем с отходами, доля данной фракции составляет 0,17–5,5%. Вытяжка, получаемая при взаимодействии торфяного вещества и дистиллированной воды на данном этапе фракционирования, получается кислой (с pH 2,4–3,1) за счет того, что торф пропитан кислыми дренажными водами. Поэтому присутствие Th в данной фракции отражает его мобильность в кислых поверхностных условиях.

Достаточно неоднородно Th распределен в окисляемой фракции (рис. 3), наличие которой отражает совместное растворение сульфидов и органического вещества. Доля выхода элемента 1,6–70% и максимум характерен для наиболее захороненного торфяного горизонта, не контактирующего с отходами. В приповерхностном веществе болотных кочек доля окисляемой фракции Th составляет 1,6–6%, увеличиваясь по мере захоронения кочки. Содержания Th в восстанавливаемой фракции наиболее высоко в тех торфяных сло-

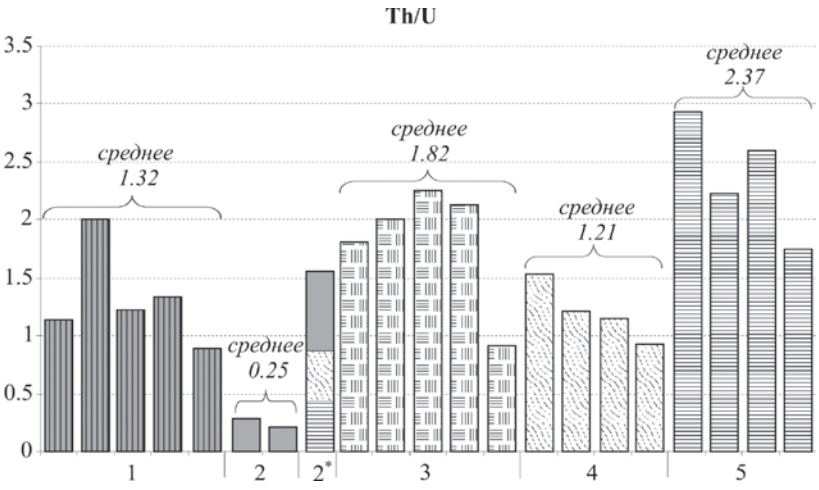



***Рис. 2.*** *Th/U отношения в разных типах вещества потока рассеяния: 1 – вещество болотных кочек; 2 – захороненный торф на контакте с отходами; 2* – смесь 2 и 4 с 5; 3 – захороненный торф не контактирующий с отходами; 4 – песчаное вещество отходов; 5 – илистое вещество отходов*

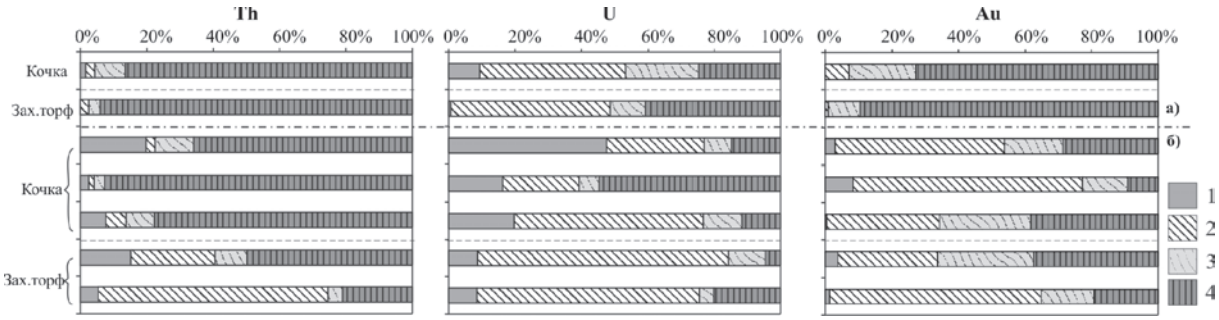



***Рис. 3.*** *Формы нахождения элементов в торфах на примере вертикального разреза из области отходов руд зоны окисления (а) и торфов взаимодействующих как с отходами первичных руд, так и руд зоны окисления (б): 1 – водорастворимая фракция; 2 – окисляемая; 3 – восстанавливаемая; 4 – остаток*

ях, что взаимодействуют с отходами (рис. 3), что вполне логично, поскольку на контакте торфа и отходов происходят процессы переотложения и формирование вторичных оксидов и гидрокисдов Fe [15]. Доля выхода составляет от 3 до 12% (рис. 3). Относительно восстанавливаемой фракции Th существуют данные, что он может быть связан с оксидами и гидроксидами Mn и Fe, но доля его совсем не велика [28], что согласуется также с нашим исследованием. Преимущественно Th выщелачивается с минералами устойчивыми к химическому выветриванию (различные алюмосиликаты), т.е. с остаточной фракцией (рис. 3). Доля выхода от 21 до 94%, минимум в захороненном торфе, максимум на контактах с отходами. Полученные нами данные согласуются с тем фактом, что элемент имеет одну степень окисления +IV, что способствует формированию его труднорастворимых соединений. Подобная ситуация отмечается в почвах. В работах по извлечению остаточной фракции Th предлагается использовать разбавленную азотную кислоту с молярностью 4–7 М. Но при этом указывается, что не весь остаток растворяется [28], а, следовательно, и не весь элемент выходит. В нашем случае, применялась смесь минеральных кислот, что позволяет с большей достоверностью относиться к полученным данным.

*Уран,* как и Th, частично выщелачивается на стадии водорастворимых соединений (рис. 3). При этом доля выхода U выше – 0,8–48%. Самые высокие доли U в этой фракции отмечаются в веществе болотной кочки – 9,5–48%, тогда как самые низкие в захороненном торфе (0,7–8,6%). Наличие водорастворимых фракций U, показывает, что элемент присутствует как U(VI) в виде уранил-иона $UO_2^{2+}$ и слабо адсорбированных U-содержащих разновидностей, отражая наличие кислой окислительной среды [27]. Окисляемая фракция U одна из доминирующих по доле выхода элемента, которая распределена относительно одинаково во всех пробах и в среднем составляет 50% (рис. 3). Максимальная доля в 48–75% в захороненных торфах. Сорбция гидроксидами/оксидами Fe/Mn в отношении U также наблюдается в условиях торфа потока рассеяния хвостохранилища (рис. 3). Доля выхода не столь высокая, как у предшествующей стадии. Остаточная фракция U распределена не однородно (рис. 3) и, по-видимому, отражает нахождение U в виде примесей в труднорастворимых алюмосиликатах.

Связь *золота* с водорастворимыми соединениями (рис. 3; до 8% от валового содержания) отражает его присутствие в виде тиосульфатных и политионатных комплексов. Высокая доля окисляемой фракции (до 69%) связано с формированием золотосодержащих органокомплексов и вхождение элемента в качестве примеси во вторичные сульфиды. Согласно минералогическим исследованиям, самородное золото связано с органическим веществом, обильно покрытым вторичными соединениями Fe(III) [16]. Следовательно, можно ожидать, что некоторая часть Au связана с органическим веществом, хотя применяемая методика и не позволяет разделить золото, связанное с органическими соединениями и с сульфидами. Следует отметить, что некоторая часть металла (до 29% от валового содержания) связана с гидроксидами Fe за счет сорбции. Последняя стадия выщелачивания отражает наличие самородного золота. В торфе, взаимодействующем с отходами руд зоны окисления доля остаточной фракции Au наибольшая (73–89%) в отличие от вещества, контактирующего с обоими типами отходов (максимум 38%). Однако количество самородных частиц никак не отвечает высоким содержаниям золота в пробах, что, скорее всего, связано с процессами перераспределения и переотложения в ходе выщелачивания.

## Заключение

В торфах, подверженных техногенному воздействию, происходит накопление U (0,5–19 г/т), Th (0,9–11 г/т) и Au (0,03–35 г/т) активнее, чем в торфах Западной Сибири, удаленных от рудных объектов. Накопление U более активно, чем Th, о чем свидетельствуют пониженные Th/U и преобладающие формы нахождения. В торфах определены 4 формы нахождения – водорастворимая, окисляемая, восстанавливаемая и остаточная. Первые 3 – наиболее мобильны и биодоступны. Th в основном связан с остаточной фракцией; U – с водорастворимой и окисляемой; Au – с окисляемой и остаточной. На основании проведенных работ можно сделать важные практические выводы: отложения угленосных бассейнов, в частности Кузнецкого бассейна, окруженные горными сооружениями с Au-содержащими коренными источниками, могут рассматриваться в качестве новых, перспективных районов для поисков месторождений Au нетрадиционного типа; установленная высокая миграционная способность Th в изученных поверхностных условиях объясняет возникновение экзогенных ториевых аномалий. Неполное соответствие валовых концентраций U, Th, Au и расчетных данных (сумма концентраций U, Th, Au во фракциях) указывает на необходимость применения инструментальных методов анализа (в частности ИНАА) элементов-примесей в углеродсодержащих породах и рудах.

*Экспедиционные и геохимические работы выполнены в рамках государственного задания (проект № VIII.72,2,3(0330–2014–0016)) в "ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН". Также выполнение работы поддержано РФФИ № 16–35–60108 мол_а_дк, 15–05–05362, 15–35–21024. Аликвоты проанализированы при поддержке РНФ 15–17–10011.*

***Литература***

1. *Гаррелс Р.М., Крайст Ч.Л. Растворы, минералы, равновесия. – М. : Мир, 1968. – 367 с.*
2. *Методика НСАМ № 480-Х "Методика количественного химического анализа. Определение элементного состава природных и питьевых вод методом ICP-MS". – М., 2002.*
3. *Assessment of the acid mine drainage potential of waste rocks at the Ak-Sug porphyry Cu-Mo deposit / N. Abrosimova, O. Gaskova, A. Loshkareva et al. // J. Geochem. Expl. – 2015. – [Vol.] 157. – P. 1–14.*
4. *Modes of occurrence of uranium and thorium in coals and peats of Northern Asia / S.I. Arbuzov, S.G. Maslov,*

*A.V. Volostnov et al. // Solid Fuel Chem. – 2012. – [Vol.] 46(1). – P. 52–66.*

5. *Anomalous gold contents in brown coals and peat in the south-eastern region of the Western-Siberian platform / S.I. Arbuzov, L.P. Rikhvanov, S.G. Maslov et al. // Inter.J.Coal Geol. – 2006. – [Vol.] 68. – P. 127–134.*
6. *Geochemistry of radioactive elements (U, Th) in coal and peat of northern Asia (Siberia, Russian Far East, Kazakhstan, and Mongolia) / S.I. Arbuzov, A.V. Volostnov, L.P. Rikhvanov et al. // Inter.J.Coal Geol. – 2011. – [Vol.] 86. – P. 318–328.*
7. *Characterization of the acid mine drainage microbial community using culturing and direct sequencing techniques / R.R. Auld, M. Myre, N.C.S. Mykytczuk et al. // J. Microbiol. Meth. – 2013 – [Vol.] 93(2). – P. 108–115.*
8. *Dold B. Speciation of the most soluble phases in a sequential extraction procedure adapted for geochemical studies of copper sulfide mine waste // J. Geochem. Expl. – 2003. – [Vol.] 80(1). – P. 55–68.*
9. *Gleyzes C., Tellier S., Astruc M. Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: a review of sequential extraction procedures // Trend. analyt. chem. – 2002. – [Vol.] 21(6–7). – P. 451–467.*
10. *Gray D.J., Wildman J.E., Longman G.D. Selective and partial extraction analyses of transported overburden for gold exploration in the Yilgarn Craton, Western Australia // J. Geochem. Expl. – 1999. – [Vol.] 67. – P. 51–66.*
11. *Distribution of mercury and its species in the zone of sulphide tailing / M.A. Gustaytis, E.V. Lazareva, A.A. Bogush et al. // Dok. Earth Sci. – 2010. – [Vol.] 432(2). – P. 778–782.*
12. *Hall G.E.M., MacLaurin A.I., Vaive J.E. Readsorption of gold during the selective extraction of the "soluble organic" phase of humus, soil and sediment samples // J. Geochem. Expl. – 1995. – [Vol.] 54. – P. 27–38.*
13. *McLaren R.G., Crawford D.W. Studies on soil copper I. The fraction of copper in soils // Eur. J. Soil Sci. – 1973. – [Vol.] 4. – P. 172–181.*
14. *Gold in the sulfide waste-peat bog system as a behavior model in geological processes / I.N. Myagkaya, E.V. Lazareva, M.A. Gustaitis et al. // Dok. Earth Sci. – 2013. – [Vol.] 453(1). – P. 1132–1136.*
15. *Gold and silver in a system of sulfide tailings. Part 1: Migration in water flow / I.N. Myagkaya, E.V. Lazareva, M.A. Gustaitis et al. // J. Geochem. Expl. – 2016. – [Vol.] 160. – P. 16–30.*
16. *Gold and Silver in a System of Sulfide Tailings. Part 2: Reprecipitation on natural peat / I.N. Myagkaya, E.V. Lazareva, M.A. Gustaitis et al. // J. Geochem. Expl. – 2016. – [Vol.] 165. – P. 8–22.*
17. *Vertical and lateral spreading of highly mineralized acid drainage solutions (Ur dump, Salair): Electrical resistivity tomography and hydrogeochemical data / V.V. Olenchenko, D.O. Kucher, S.B. Bortnikova et al. // Rus. Geol. Geoph. – 2016. – [Vol.] 57(4). – P. 617–628.*
18. *Optimizing standard sequential extraction protocol with lake and ocean sediments / I. Outola, K. Inn, R. Ford et al. // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 2009. – [Vol.] 282. – P. 321–327.*
19. *Peng G., Zhang Z., Wu D. The study status of correlation of peat with coal-forming environment // Adv. Earth Sci. – 1999. – [Vol.] 14(3). – P. 1–11.*
20. *Romanova T.E., Shuvaeva O.V. Fractionation of mercury in water hyacinth and pondweed from contaminated area of gold mine tailing // Water, Air, Soil Poll. – 2016. – [Vol.] 227(6). – P. 171–180.*
21. *Migration of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Fe, Cd) in the aureole of scattering at the Urskoye tailing dump (Kemerovo Region) / I.N. Shcherbakova, M.A. Gustaitis, E.V. Lazareva et al. // Chem. Sustain. Develop. – 2010. – [Vol.] 18. – P. 535–547.*
22. *Sheoran A.S., Sheoran V. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: a critical review // Mineral. Engineer. – 2006. – [Vol.] 19(2). – P. 105–116.*
23. *Geochemical and mineralogical zoning of high-sulfide mine-waste at the Berikul mine-site, Kemerovo region, Russia / N.V. Sidenko, E.V. Lazareva, S.B. Bortnikova et al. // Can. Mineral. – 2005. – [Vol.] 43(4). – P. 1141–1156.*
24. *Nonconventional types of noble-, rare-metal, and rare-earth mineralization in coal-bearing basins in the Far East / A.P. Sorokin, V.I. Rozhdestvina, V.M. Kuzminykh et al. // Dok. Earth Sci. – 2012. – [Vol.] 446(2). – P. 1215–1219.*
25. *Taylor S.R., McLennan S.M. The geochemical evolution of the continental crust // Rev. Geoph. – 1995. – [Vol.] 33. – P. 241–265.*
26. *Tessier A., Cambell P.G.C., Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Anal. Chem. – 1979. – [Vol.] 51. – P. 844–851.*
27. *Comparison of two sequential extraction procedures for uranium fractionation in contaminated soils / H. Vandenhove, N. Vanhoud, L. Duquene et al. // J. Envir. Radioact. – 2014. – [Vol.] 137. – P. 1–9.*
28. *Virtanen S., Vaaramaa K., Lehto J. Fractionation of U, Th, Ra and Pb from boreal forest soils by sequential extractions // Appl. Geochem. – 2013. – [Vol.] 38. – P. 1–9.*

# НАКОПЛЕНИЕ УРАНА В ВОЛОСАХ ЧЕЛОВЕКА ПОД ДЕЙСТВИЕМ ТЕХНОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

Д.В. Наркович, Н.В. Барановская

Томский политехнический университет, Томск, Россия, narkovich@tpu.ru

# URANIUM ACCUMULATION IN HUMAN HAIR UNDER THE INFLUENCE OF TECHNOGENIC FACTORS

D.V. Narkovich, N.V. Baranovskaya

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Поступление радионуклидов в окружающую среду происходит в основном за счет деятельности предприятий ядерно-топливного цикла, использования в военных действиях боеприпасов, содержащих уран (инциденты в Косово и Кувейте), атомных и термоядерных взрывов и др. Все это приводит к локальным техногенным преобразованиям территорий и к накоплению элементов, в том числе урана, в организме человека. Волосы человека широко используются для оценки воздействия урана на человеческий организм, потому что их легко отбирать, и они отражают относительно долгосрочное воздействие. В статье приводятся уровни содержания урана техногенного происхождения в волосах и рассматриваются механизмы его воздействия на организм человека.

Release of radionuclides into the environment is mainly due to the activity of the nuclear fuel cycle, the use of depleted uranium weapons (incidents in Kosovo and Kuwait), atomic and thermonuclear explosions, and others. It leads to local technogenic transformations of territories and to accumulation of elements, including uranium, in a human body. Hair is a useful bio-indicator to estimate human exposure to uranium, because it is easy to collect and can reflect relatively long term exposure. The article presents the levels of technogenic uranium in the hair and examined the mechanisms of its effects on the human body.

Современный человек постоянно находится в полях радиационного излучения разного происхождения. В окружающей нас природной среде существуют источники естественных радиоактивных элементов – это горные породы с высоким содержанием урана (граниты, углеродисто-кремнистые сланцы, фосфориты и т.д.), воды, почвы [3]. Но основной вклад в присутствие радионуклидов в окружающей среде вносят все же техногенные источники: деятельность предприятий ядерно-топливного цикла, использование в военных действиях боеприпасов, содержащих уран (инциденты в Косово и Кувейте), атомные и термоядерные взрывы и др. [1, 16].

При мониторинге возможного загрязнения окружающей среды радиоактивными элементами и оценке степени их накопления в организме человека очень перспективным является исследование состава волос человека. Результаты проведенных в Национальной лаборатории США (г. Альбукерке) исследований показали, что в структуре волос сохраняется достаточное количество урана, чтобы использовать их в качестве биопробы [14].

Содержание урана в образцах волос может быть использовано для оценки профессионального облучения [15].

Многие авторы подчеркивают, что исследования волос гораздо легче провести, чем кровь или анализ мочи. Стоит отметить, что волосы были выбраны Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) и Агентством по охране окружающей среды для оценки токсического влияния металлов на организм человека.

Различными авторами накоплены данные по содержанию урана в волосах человека, как в аспекте его природного происхождения, так и техногенного привнесения. В мире существует достаточное количество мест, где уран в почвах и водах содержится в высоких концентрациях, превышающих различные экологические ограничения, это Индия, Швеция, Финляндия и др. Для некоторых же регионов остро стоит проблема загрязнения территории ураном техногенного происхождения (например, Ирак). Данные по содержанию урана в волосах населения различных стран мира приведены в таблице 1.

Проведенный в работах анализ зависимости концентраций урана в волосах от пола показал неодинаковый результат для различных групп обследованных. В работе M. Torrente et al. существенных различий между мальчиками и девочками в содержании 12 изученных элементов, в том числе и урана, не было отмечено [21].

В противовес этому, исследования, проведенные на территории Ирака после боевой операции с применением боеголовок, содержащих уран, показали, что, как правило, повышенные уровни содержания элементов отмечались в составе волос у женщин по отношению к мужчинам. Такая же зависимость концентрации элементов от пола была обнаружена I. Rodushkin и M.D. Axelsson для широкого спектра элементов в исследованиях населения Швеции: для женщин уровни всех изучаемых элементов, сюда входит и уран, были примерно в два раза выше, чем для мужчин [16, 17]. Тем не менее, по данным R. Gonnen и др. для жителей юга Израиля в составе волос существенных различий в уровнях содержания урана между мужчинами и женщинами не обнаружено [6]. По всей вероятности, на уровень накопления урана в волосах, как в депонирующей ткани, могут влиять индивидуальные физиологические особенности организма.

Несмотря на то, что встречающийся в природе уран обладает радиоактивностью, проблема с экспозицией не является главной. В данном случае гораздо больший вред здоровью наносит токсическое действие урана, и при длительном воздействии наиболее часто наруша-

*Таблица 1. Литературные данные по содержанию урана в составе волос человека*

| Публикация | Страна | Число измерений | Среднее, мг/кг | Разброс, мг/кг |
|---|---|---|---|---|
| Alaani et al., 2011 [9] | Фаллуджа, Ирак (боевые действия) | 25 М + Ж | 0,16 | 0,02–0,40 |
| Alaani et al., 2011 [9] (исследования по длине волос) | Фаллуджа, Ирак (боевые действия) | 29 Ж | 0,256 | 0,10–0,41 |
| Muikku et al., 2009 [15] | Финляндия (высокий природный уран) | 852 | 0,216 | 0,0005–140 |
| Akamine AU. et al., 2007 [8http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3177876. – B60] | Бразилия | 22 | 0,0154 | 0,0021–0,0498 |
| Gonnen R. et al ., 2000 [6] | Израиль | 99 | 0,062 | 0,01–0,18 |
| Byrne AR. and Benedik L., 1991 [11http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3177876. – B62] | Словения | 17 | 0,0136 | 0,0027–0,033 |
| Imahori A. et al., 1997 [13] 0,0082–1,28 | Япония | 67 М 81 Ж | 0,038 ,051 | 0,005–0,39 |
| Torrente M. et al., 2014 [21] | Каталония, Испания | 18 (мальчики) 35 (девочки) | 0,053 0,037 | н.д. – 0,139 н.д. – 0,252 |
| Rodushkin I., Axelsson M.D., 2000 [16http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3177876. – B62] | Швеция (высокий природный уран) | 114 | 0,057 | 0,006–0,436 |
| Корогод Н.П., 2010 [2http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3177876. – B62] | Казахстан (высокий природный уран) | 100 | 0,30 | – |
| Наши данные | Томская область, Россия | 534 | 0,13 | 0,005–1,7 |

ется работа почек. Токсический эффект для почек был зарегистрирован при концентрациях урана в питьевой воде более 300 мг/л, при которой в моче отмечалось наличие ретинол-связывающего белка [7].

Техногенный уран имеет другие пути поступления в организм и иные механизмы воздействия на человека, зачастую более губительные, по сравнению с природным ураном. Так, в исследованиях S. Alaani et al., проведенных в 2011 году на территории Ирака после окончания боевых действий с применением урановых снарядов было установлено резкое увеличение числа раковых больных (болезни крови) и высокий уровень врожденных патологий развития и детской смертности. Авторами отмечается очень мощное воздействие, которое отражается в сохранении по длине волоса высоких концентраций урана даже по прошествии 40 мес. (40 см). Сокращение концентрации было примерно на уровне 50% от исходного значения [9]. В то время как результаты I. Rodushkin и M.D. Axelsson из Швеции показывают, что ожидаемое падение концентрации элемента за этот период должно быть до 90% [16]. По сравнению с контрольной группой (население Израиля) результаты по содержанию урана в волосах в Фаллудже показывают в целом значительное превышение S. Alaani et al. [9].

Если обратиться к данным таблицы, приведенный уровень содержания урана в волосах в областях военных действий и в природных урановых провинциях примерно одинаков. Стоит отметить, что содержание урана в различных средах на изученной территории Ирака не превышает установленных правительствами США и Европы экологических норм. Ввиду чего, закономерен вопрос о природе возникновения рака. S. Alaani с соавторами [9] пришли к выводу, что для механизма воздействия урана важен путь его поступления в организм, а также в каком виде он поступает. Ими отмечается, что в тех частях мира, где зафиксированы высокие концентрации урана в питьевой воде (выше, чем в их исследовании), уровень врожденных и онкологических заболеваний возрастает не значительно [9]. Аргументы, касающиеся последствий для здоровья от использования оружия основываются на ином типе воздействия урана, который, вероятнее всего, обусловлен вдыханием керамических оксидов наночастиц. При использовании оружия с обедненным ураном создаются субмикронные аэрозольные частицы керамических оксидов урана. Вдыхание и вдыхание урана влечет за собой 200-кратное увеличение коэффициента преобразования дозы облучения (допущенное эффективной дозы облучения на единицу потребления) по сравнению с проглоченным ураном. Это происходит из-за длительного биологического полураспада урана внутри организма и очень низкой всасываемости съеденного урана в кишечнике [19, 20].

При размере менее 1 мкм в диаметре частицы керамических оксидов урана транслоцируются в лимфатической системе, где их часть может оставаться в течение более чем десяти лет. Выведение в мочу (или волосы) из крови урана, полученного из этого источника, происходит очень медленно [19, 20].

Даже по прошествии многих лет последствия таких боевых операций дают о себе знать. По мнению ряда экспертов, экологов, правозащитников и политиков,

применение боеприпасов с обедненным ураном вызывает заражение местности с последующей вспышкой раковых [7] и наследственных заболеваний [7, 9].

При этом страдает не только местное население, но и солдаты, ведущие боевые действия. Так, P. Doyle и др. [12] сообщается о высоких показателях врожденных пороков развития у потомства ветеранов войны в Персидском заливе, живущих в Великобритании.

Источником радиоактивного загрязнения внешней среды являются также испытания ядерного оружия, проведенные до подписания договора об их запрещении. Проведенные в недавнем времени на территории Семипалатинского испытательного ядерного полигона (Казахстан) исследования показали, что до настоящего времени в изучаемых средах сохраняется загрязнение ураном. В волосах населения наибольшие концентрации урана были выявлены в зоне максимального воздействия полигона [10].

В условиях мирного времени одним из основных техногенных источников урана являются предприятия ядерно-топливного цикла. Предприятия атомной энергетики могут загрязнять внешнюю среду на всех этапах ядерно-топливного цикла.

В Томской области более 50 лет функционирует крупнейшее в России и мире предприятие по производству оружейного плутония – Сибирский химический комбинат (СХК). Он был основан в годы "холодной войны" в соответствии с Постановлением Правительства СССР №1252–443 от 26 марта 1949 г. с целью "ликвидировать монополию США в ядерном вооружении". Комбинат создан как единый комплекс ядерного технологического цикла, включающий в себя практически все виды производств. На территории СХК было построено 5 промышленных реакторов, в настоящее время остановлены все, последние два остановлены в апреле и июне 2008 г.

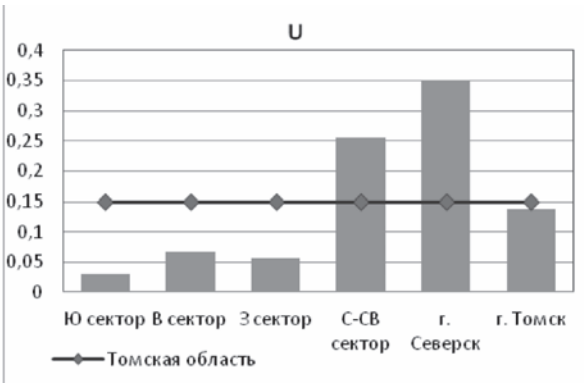



***Рис. 1.*** *Содержание радиоактивных элементов (мг/кг, сухой вес) в волосах детского населения в разных секторах Томского района и гг. Северск и Томск: Ю сектор – южный сектор (условно фоновая территория); В сектор – восточный сектор; З сектор – западный сектор; С-СВ сектор – сектор север–северо-восточного направления влияния СХК*

Воздействие СХК на природную среду многокомпонентно и усиливается за счет совместного воздействия радиоактивных и химических веществ. Загрязнение окружающей среды происходит в результате плановых (штатных) газоаэрозольных выбросов в атмосферу, сбросов сточных вод, содержащих радионуклиды, в р. Томь, а также вследствие хранения и захоронения жидких и твердых радиоактивных отходов. За пятидесятилетний период деятельности на комбинате произошло более 30 аварийных инцидентов, причем пять из них (включая аварию 06.04.93 г.) относятся к третьему уровню по международной шкале событий на атомных станциях и квалифицируются как серьезные происшествия [4].

По данным исследований, проведенных после аварии 1993 г., почвы в зоне влияния СХК резко отличаются по величине отношения $^{238}U$ к $^{235}U$, по отношению тория к урану, а также по наличию большого количества микровключений "горячих частиц" делящихся элементов ($^{235}U$, $^{239}Pu$ и др.), выявляемых методом осколочной f-радиографии. Наличие техногенных радионуклидов отмечается в годовых кольцах деревьев, уровень накопления которых в зоне влияния превышает глобальный и региональный уровни в 3–4 и более раза. А также они присутствуют в поверхностных водах, переносятся с пылеаэрозолями и т.п. [5]. При вдыхании и по пищевым цепям уран легко проникает в организм жителей и фиксируется в составе волос.

По данным изучения элементного состава волос детского населения в зоне влияния СХК нами выделены сектора с учетом преобладающей "розы ветров" (оси проведены через г. Томск). Максимальные концентрации урана в волосах зафиксированы у детей, проживающих в г. Северске (где непосредственно расположено предприятие), в меньших количествах он накапливается в волосах в север–северо-восточном секторе (зона преимущественного ветрового переноса веществ) (рис. 1).

Более детальные исследования на территории север–северо-восточного сектора были проведены в н.п. Наумовка. Результаты исследований показали, что содержание большинства элементов, в том числе и радиоактивных (U, Th) имеет более высокие значения в пробах волос детей, отобранных через 4 года после аварии на СХК по сравнению с более поздним опробованием 2006 г. (табл. 2).

*Таблица 2. Среднестатистические параметры содержания урана в волосах детей, проживающих в н.п. Наумовка*

| Элемент, мг/кг | Год пробоотбора | Кол-во проб | Среднее | Ст. ошибка | Минимум | Максимум |
|---|---|---|---|---|---|---|
| U | 1997 год | 6 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,95 |
| U | 2006 года | 8 | 0,04 | 0,01 | 0,02 | 0,02 |

В целом, в регионах подверженных воздействию ядерного техногенеза (предприятия ядерно-топливного цикла (Томская и Челябинская области) и близость Семипалатинского полигона испытания ядерных взрывов к Р. Алтай), по результатам наших исследований фиксируются высокие содержания урана.

Элементный состав волос является уникальным объектом, который объективно отражает поступление урана из окружающей среды вне зависимости от источника его поступления. В исследованиях оценки степени накопления урана в организме человека стоит четко разделать источники его предполагаемого происхождения. Уран, поступающий в окружающую среду в результате техногенеза является сильным загрязнителем и наносит непоправимый вред здоровью населения.

***Литература***


1. *Бушманов А.Ю. Радиоактивные элементы и здоровье человека // Микроэлементы в медицине. – 2000. – № 1. – С. 26–30.*
2. *Корогод Н.П. Оценка качества урбоэкосистемы в условиях г. Павлодара по данным элементного состава волос детей : автореф. дис. … канд. биол. наук. – Томск, 2010. – 23 с.*
3. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
4. *Экологический мониторинг: Состояние окружающей среды Томской области в 2011 году / гл. ред. А.М. Адам ; редколл. В.А. Коняшкин, А.В. Дмитриев, Ю.В. Лунева ; Департамент природн. ресурсов и охраны окружающ. среды Том. обл., ОГБУ "Облкомприрода". – Томск : Графика DTP, 2012. – 166 с.*
5. *Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Ю.И. Сухих и др. – Томск, 2006. – 216 с.*
6. *Determination of Uranium in human hair by acid digestion and FIAS-ICPMS / R. Gonnen, R. Kol, Y. Laichter et al. // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 2000. – Vol. 243(2). – P. 559–562.*
7. *Aitken M. Gulf War leaves a legacy of cancer // British Medical Journal. – 1999. – Vol. 319(7207). – P. 401.*
8. *Determination of Uranium in human head hair of a Brazilian population group by epithermal neutron activation analysis / A.U. Akamine, M.A. Duchen Silva, M. Saiki et al. // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 2007. – Vol. 271. – P. 607–609.*
9. *Uranium and other contaminants in hair from the parents of children with congenital anomalies in Fallujah, Iraq [Электронный ресурс] / S. Alaani, M. Tafash, C. Busby et al. // Conflict and Health. – 2011. – No. 5. – URL: http://www.conflictandhealth.com/content/5/1/15 (10.05.2016).*
10. *Regional specifics of element composition in the hair of children living on the territories adjacent to Semipalatinsk nuclear test site [Электронный ресурс] / K. Apsalikov, A. Lipikhina, A. Abduazhitova et al. // International Journal of Applied and Fundamental Research. – 2014. – No. 2. – URL: www.science-sd.com/457–24564 (25.04.2016).*
11. *Byrne A.R., Benedick L. Uranium content of blood, urine and hair of exposed and non exposed persons determined by radiochemical neutron activation analysis with emphasis on quality control // The Science of the Total Environment. – 1991. – Vol. 107. – P. 143–157.*
12. *Miscarriage, stillbirth and congenital malformation in the offspring of UK veterans of the first Gulf war / P. Doyle, N. Maconochie, G. Davies et al. // Int. J. Epidemiol. – 2004. – Vol. 33. – P. 74–86.*
13. *Multielement neutron activation analysis or human scalp hair. A local population survey in the Tokyo metropolitan area / A. Imahori, I. Fukushima, S. Shiobara et al. // J. Radioanal Chem. – 1979. – Vol. 52(1). – P. 167–180.*
14. *A survey of uranium and thorium background levels in water, urine, and hair and determination of uranium enrichments by ICP-MS / A.H. Mohagheghi, S.T. Shanks, J.A. Zigmond et al. // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2005. – Vol. 263, No. 1. – P. 189–195.*
15. *The mean concentration of Uranium in drinking water, urine and hair of the occupationally unexposed Finnish working population / M. Muikku, M. Puhakainen, T. Heikinnen, T. Ilus // Health Phys. – 2009. – Vol. 96(6). – P. 646–654.*
16. *Rodushkin I., Axelsson M.D. Application of double focusing sector field ICPMS for multielemental characterization of human hair and nails. Part I. Analytical methodology // The Science of the Total Environment. – 2000. – Vol. 250. – P. 83–100.*
17. *Rodushkin I., Axelsson M.D. Application of double focusing sector field ICP-MS for multielemental characterization of human hair and nails. Part II. A study of the inhabitants of northern Sweden // The Science of the Total Environment. – 2000. – Vol. 262. – P. 21–36.*
18. *Trace Elements in Scalp Hair Samples from Patients with Relapsing-Remitting Multiple Sclerosis / E. Tamburo, D. Varrica, G. Dongarra et al. // PLOS One. – 2015. – No. 10(4). – URL: http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4391939/ (07.02.2016).*
19. *The Royal Society. The Health Effects of Depleted Uranium Munitions: Part I. – London : The Royal Society, 2001.*
20. *The Royal Society. The Health Effects of Depleted Uranium Munitions: Part II. – London : The Royal Society, 2002.*
21. *Levels of Metals in Hair in Childhood: Preliminary Associations with Neuropsychological Behaviors / M. Torrente, M. Gascon, M. Vrijheid et al. // Toxics. – 2014. – No. 2. – P. 1–16.*

# РАДИОГЕОЛОГИЯ И ПРОБЛЕМЫ РУДООБРАЗОВАНИЯ

Г.Б. Наумов

Государственный геологический музей им. В.И. Вернадского РАН, Москва, Россия, gbnaumov@yandex.ru

# RADIOGEOLOGY AND PROBLEMS OF ORE FORMATION

G.B. Naumov

Vernadsky State Geological Museum, RAS, Moscow, Russia

Совместное рассмотрение данных изотопной геохронологии и стадийности процессов образования минеральных ассоциаций рудных месторождений показывает, ошибочность принципа "*одинаковое – значит одновозрастное*". Для месторождений штокверкого типа центральные части пучков рудных жил формируются на десятки млн. лет раньше, чем периферические. Совокупный анализ указывает на длительный, сложный процесс саморазвития участков земной коры, со специфической геологической историей развития.

В наше время радиогеология, одна из самых молодых геологических наук, столь органично вошла в геологическое знание, что без ее данных практически не обходится ни один производственный геологический отчет. Но так было не всегда, и даже сейчас далеко не все новые достижения радиогеологии активно влияют на практику геологических работ. Значение радиогеологии в системе научного знания и в решении геологических проблем освещались нами на предыдущих радиогеохимических конференциях [9, 15]. Сегодня мне хотелось бы сосредоточит внимание решении одной принципиальной проблемы рудообразования, где данные радиогеологии приобретают существенное значение.

## Проблема геологического времени

Сейчас, даже трудно себе представить, что еще совсем недавно проблема времени в геологии решалась исключительно на качественных соотношениях раньше – позже. Достаточно четкие палеонтологические реперы не могли определить длительность геологических процессов, которая оценивалась пропорционально мощности осадков или не оценивалась вовсе. При таком положении вещей понятия интенсивности геологических процессов вообще не могло существовать. Наиболее авторитетные исчисления Л. де Бюффона отводили всей геологической истории 181000 лет. Понятно, что первые "полученные значения" радиологов вошли в противоречия с геологическими представлениями и не могли быть легко приняты.

Идею о возможности определения геологического времени по радиоактивному распаду природных ядер впервые высказал еще Пьер Кюри, в 1902 г. на заседании Французского физического общества, где он указал, что постоянство скорости радиоактивного распада дает человечеству меру времени – "эталон времени", не зависящий от процессов, протекающих на Земле. Представители геологических направлений естественнонаучного знания никак не прореагировали на это событие. Для них тогда это было чуждо. В связи с этим в 1926 году Национальный комитет научных исследований Северо-Американских Соединенных Штатов и Вашингтонская академия наук образовали специальный подкомитет по вопросу определения возраста Земли. В конце 1931 г. вышел отчет этого комитета. В нем были сведены результаты всех новых геологических работ во всем мире, и показано, что разногласия между геологическими и радиологическими определениями могут быть устранены. Геологически оказались вполне приемлемыми определения радиологов [3]. Только в 1931 г. профессор К. Шухерт после тщательного анализа всех данных впервые был вынужден допустить 500 млн. лет до начала палеозойского времени [26].

В наши дни в связи с развитием техники масс-спектрометрии определение радиологического возраста вышло из узких стен специализированных лабораторий и все шире применяется в повседневной геологической практике. Насыщение геологической карты данными радиогеохронологии становится обычным делом. Однако при этом геолог все чаще и чаще начинает сталкиваться с дискордантными (лат. *discordans* – несовпадающие, несогласованные) результатами, получаемыми по разным изотопным отношениям или по одним и тем же изотопным парам, но в разных минералах и по разным пробам, отобранным из одного и того же геологического объекта. Причем эти расхождения выходят далеко за пределы инструментальных ошибок, и дальнейшее повышение точности аналитических методик не снимает возникающих противоречий.

По мере появления все новых методов радиологического определения возраста природных тел и накопления данных становится все более ясным, что причины возникающих расхождений должны лежать в области интерпретации получаемых изотопных значений. Одно из основных требований, необходимых для надежного изотопного определения возраста,– требование закрытости системы с момента ее возникновения и до настоящего времени далеко не всегда присуще реальным геологическим телам. Так, тщательные микрозондовые исследования распределения свинца в урановых минералах [17] показали достаточно ощутимую его внутризерновую миграцию, зависящую не только от природы минерала-хозяина, но и от электрохимических особенностей окружающей минеральной среды. Более определенное объяснение требует детальных исследований конкретных объектов, однако ясно, что значение такого эффекта может существенно влиять на получаемые результаты.

Корень проблемы радиогенного определения возра-

ста горных пород в ряде случаев может лежать еще глубже, затрагивать само исходное понятие возраста породы как таковой. Что считать возрастом гранита, образовавшегося в процессе гранитизации при отсутствии полного расплавления и гомогенизации первичной матрицы, – возраст исходной матрицы или процесса ее переработки? Именно с таким вопросом мы сталкиваемся при определении возраста палингенных гранитов по цирконам, часто сохраняющим возраст исходной гранитизируемой толщи, и по полевым шпатам, образовавшимся в процессе более позднего кремне-щелочного метасоматоза. Так, садонские граниты Кавказского хребта по цирконам, как и буронские гнейсы, имеют ранненепалеозойский – 400 млн лет – возраст, а по новообразованным полевым шпатам должны относиться к середине мезозоя [1]. Не менее редки случаи наложения на породу двух и более разновозрастных процессов, приводящих к смещению изотопных отношений.

Особенно сложная картина получается при наложении процессов метаморфизма и тектономагматической активизации. Так, радиохимический возраст гнейсов и сланцев Центрального Рудногорского массива, относимых по геологическим данным к докембрию и кембрию, дает значения среднего палеозоя [19]. Эти значения при кажущейся абсурдности хорошо согласуются с возрастом рудногорских гранитов, прорывающих данные толщи и оказывающих на них интенсивное метаморфизующее воздействие. В этих случаях мы, видимо, уже не можем говорить о каком-то едином исходном возрасте, поскольку реально существующая порода, в том виде, как она предстает перед нами (значительная часть слагающих ее минералов), образована в результате последних процессов, но несет наследие исходной осадочной, метаморфической или магматической матрицы. Во всех этих случаях следовало бы отличать палеопороду и соответствующий ей палеовозраст от времени ее преобразования до современного вида.

Получаемые многочисленные количественные данные по распределению радиоактивных элементов в горных породах свидетельствуют о том, что в процессе прогрессивного метаморфизма от фации к фации происходит постепенное удаление урана, достигающее 20–30% его первоначального количества [2, 7, 8, 18]. Для гранитизации характерна обратная тенденция [8, 18]. В осадочных толщах перераспределение урана начинается уже на стадиях диагенеза и продолжается в процессах катагенеза [5]. Миграция свинцов изучена значительно хуже. Гипотезы, предполагающие потерю свинца, связанную с кратковременными геологическими событиями [28], и допускающие его непрерывную диффузию [27] вряд ли исключают одна другую.

Несмотря на то, что в геохимии в настоящее время для определения геологического возраста используются целый ряд пар материнских и дочерних элементов: $^{238}U \rightarrow ^{206}Pb$; $^{235}U \rightarrow ^{207}Pb$; $^{232}Th \rightarrow ^{208}Pb$; $^{40}K \rightarrow ^{40}Ar$; $^{87}Rb \rightarrow ^{87}Sr$; $^{147}Sm \rightarrow ^{144}Nd$; $^{187}Re \rightarrow ^{187}Os$; $^{176}Lu \rightarrow ^{176}Hf$ и др., а техника масспектрометрических измерений шагнула далеко вперед, правильная интерпретация данных измерений остается творческой задачей геолога и геохимика. Все начинается с грамотного отбора геологического материала, учитывающего историю геологического развития конкретных территорий. Допущенные здесь неточности могут обесценить все дальнейшие усилия.

Отсюда ясно, что использование отдельных, даже самых тщательных с точки зрения техники изотопных определений, значений без учета геолого-геохимических особенностей пород может приводить к геологическим ошибкам и бесплодным спорам. Новые технические возможности поставили в этой проблеме и новые вопросы, решение которых требует совместных усилий как химиков, так и геологов, требует нового осмысливания базовых геологических понятий. Наметившаяся тенденция разделения труда, связанная с отбором материала, проведением измерений и использованием изотопных данных, не способствует правильному решению возникающих противоречий.

Говоря о проблемах геологического возраста, необходимо отметить, что увлечение данными геохронологии, особенно в магматических и рудных сериях, несколько затмило тщательное изучение относительной последовательности конкретных геологических явлений. Такая последовательность, выраженная в виде стадийности развития геологического объекта, имеет не меньшую ценность, чем точная привязка к геохоонологической шкале. Начало отсчета, начало развития одинаковых процессов в разных точках пространства может быть сдвинуто в шкале астрономического времени. В этом случае односторонний упор на сопоставление абсолютных возрастных данных вряд ли сослужит хорошую службу для понимания внутренних закономерностей природных процессов.

В геологических построениях часто доминирует постулат: *одинаковое – значит одновозрастное*. Такое допущение, остающееся без доказательств, может уводить в сторону от реальной последовательности событий, проявляющихся на данной территории. Достаточно учесть, что даже температурное поле в одно и то же время в разных точках пространства может иметь разное значение, а, следовательно, и возникающие в это время парагенезисы магматические, метасоматические или рудные будут различны. По мере изменения температурного поля, равно как и других термодинамических параметров, одинаковые физико-химические условия в разных точках пространства появятся не одновременно и соответствующие им парагенезисы возникнут в разное время. Уместно задать вопрос: что важнее для возникновения одинаковых ассоциаций – одно и то же время или одинаковые условия – и не уводит ли нас от истины примат времени над условиями?

## Хронология и последовательность формирования минеральных ассоциаций рудных месторождений

Примат времени над условиями хорошо проявляется при определении длительности формирования рудных месторождений. В большинстве случаев на месторождении делается несколько определений изотопного возраста какого-либо минерала, и эти единичные данные распространяются на все месторождение. Однако по мере накопления эмпирических данных появляются сомнения в справедливости такого допущения.

Так на медно-молибденовом месторождении Эрдэнэтуин-Обо (С. Монголия) [20] общая продолжительность гидротермального рудообразования составила 50–60 млн лет. Для крупного уранового месторождения Шлема–Альберода (Германия) [4] точечное определение возраста четырех проб настурана месторождения, показало "наличие широкого спектра дат по *kku*-настурану (более 100 млн лет)" [6]. Постмагматическая низкоградная минерализация месторождения в Норильском рудном поле [22] формировалась в течение, по крайней мере, 110 млн лет [21].

В литературе пока описан только один пример, где проведены массовые определения возраста одного и того же минерала (настурана) одной и той же стадии минерализации с их привязкой к пространству и структурам месторождения. Это месторождение Шлема–Альберода, занимающее площадь 16 км$^3$, разведанное до глубины 2 км и тщательно изученного в структурном и минералогическом отношении [4, 25]. Ю.А. Шуколюковым с соавторами [24] было сделано более 50 определений настурана *kku*-жил (кварц-карбонат-настурановой) стадии. Полученные значения, охватывающие центральную часть месторождения (от горизонта –420 до –1710), заняли временной интервал от 300 до 120 млн лет (от карбона до мела, когда в районе уже установился платформенный режим). Прежде всего, эти данные, с учетом всех возможных погрешностей, которые, по утверждению авторов, не превышают 14 млн лет, показывают, что на данном месторождении не было единовременного акта отложения урана, общего для всего месторождения. Но этого мало.

Наличие маркшейдерской привязки образцов позволило спроектировать полученные данные на вертикальный разрез месторождения (рис. 1). Была выявлена достаточно четкая и очень интересная пространственная закономерность распределения уранового оруденения. Наиболее древние отложения настурана (250–300 млн лет) тяготеют к центральным участкам рудных узлов, а по мере перемещения от центра к периферии жильного пучка возраст ураноносных жил постепенно уменьшается. Такая закономерность выявилась независимо в трех рудных узлах.

При этом во всех жилах полностью сохраняется относительная последовательность формирования минеральных ассоциаций месторождения (относительный возраст), установленная и подтвержденная всеми авторами, изучавшими месторождение.

Полученный значительный интервал формирования одной минеральной ассоциации (хронологический интервал 180 млн лет), и, в то же время, сохранение относительной последовательности отложения минеральных ассоциаций, приводят к выводу, что в разных частях месторождения одни и те же минеральные ассоциации формировались в разное время. Когда на периферии пучков рудных жил идет формирование *kku* ассоциации в их центре могут откладываться более поздние минеральные ассоциации *mgu* и даже *biconi* формации.

Это, в свою очередь, исключает идею об одноактном поступлении "единого рудообразующего раствора" для каждой стадии минерлообразования. Тезис *одинаковое – значит одновозрастное*" (хронологически) в данном случае неприменим, а возможно также и к другим геологическим ситуациям. Во всяком случае, он требует

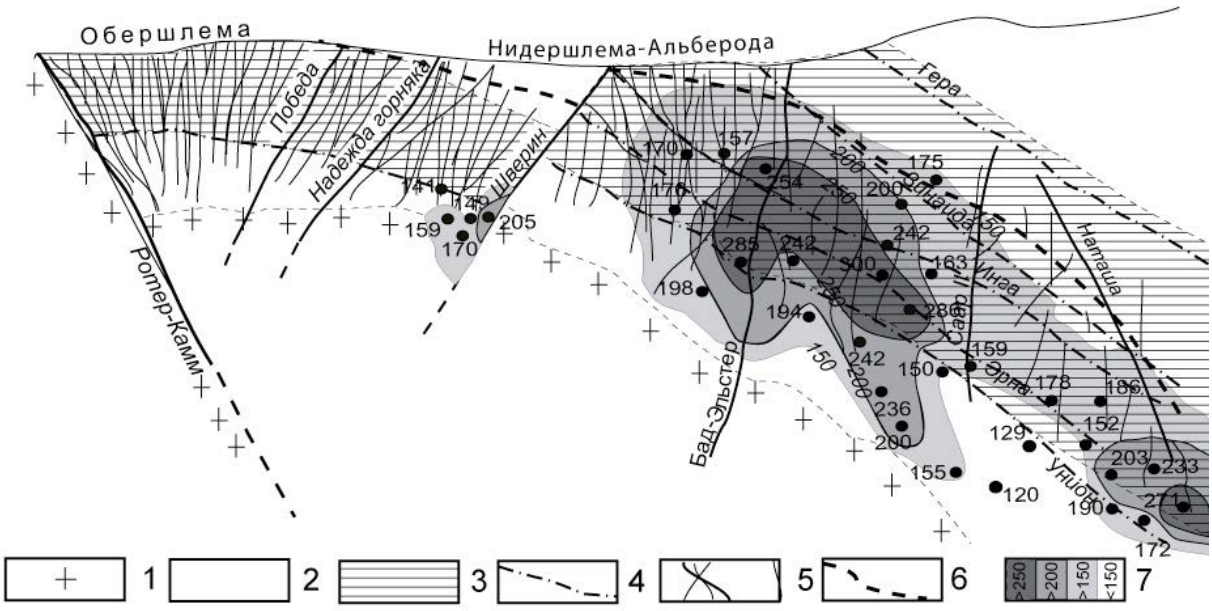



***Рис. 1.*** *Схема распределения значений возраста кварц-карбонат-настурановых жил в проекции на вертикальную плоскость месторождения Шлема–Альберода. 1 – граниты; 2 – слюдистые сланцы; 3 – породы "продуктивной" пачки; 4 – послойные нарушения; 5 – секущие жилы; 6 – граница зон контактового метаморфизма; 7 – области развития оруденения различного возраста. По данным Ю.А. Шуколюкова и др.*

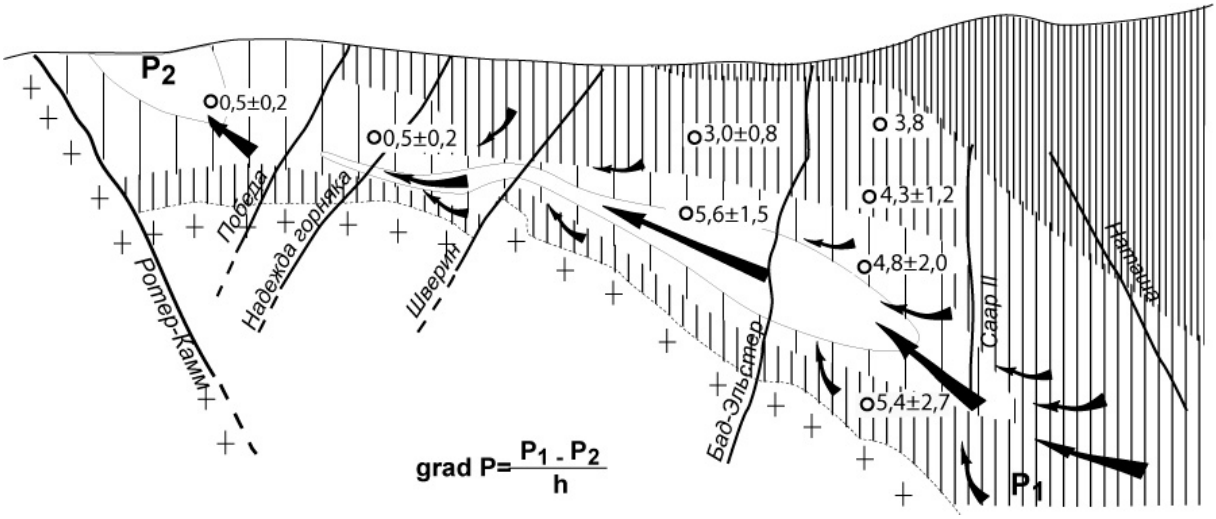



***Рис. 2.*** *Схематический разрез месторождения Шлема–Альберода с изолиниями густоты жил и прожилков (>0,5 мм) в проекции на вертикальную плоскость. Удельная трещинная проницаемость обратно пропорциональна густоте штриховки (без гранитов). Цифры – средние значения содержаний углекислоты во флюидных включениях в минералах рудной стадии в мас %. Стрелками указано направление наименьшего гидродинамического сопротивления среды и наиболее вероятного генерального направления движения растворов*

конкретного геолого-геохимического обоснования (картирования).

К этому следует добавить результаты специального изучения генерального направления миграции эндогенных флюидов, полученные для того же месторождения (рис. 2), общий тренд которых направлен не от наиболее крупных разрывных структур (ранее считавшихся "рудоподводящими"), а наоборот к наиболее нарушенным блокам, которые и тяготеют к крупным структурным нарушениям (структурный блок участка Обершлема) [12].

Все это показывает, что формирование месторождения это не последовательное внедрение где-то зародившихся рудоносных флюидов, а длительный, сложный процесс *саморазвития* участков земной коры, со специфической историей геологического развития [13].

Здесь гидротермальная система, насыщается не из гипотетического "очага питания" а из рассредоточенной области контактового метаморфизма [16] и устремляется к зоне разгрузки за счет разности флюидного давления в этих двух областях в период его тектонической активизации. Общая модель процесса хорошо описывается с позиций синергетики открытых систем, включающих ряд взаимосвязанных подсистем, развивающихся в градиентном термобарическом поле [10, 11, 14].

***Литература***


1. *Итоги геохронологических исследований магматических горных пород Кавказа / Г.Д. Афанасьев, Р.Ш. Абдулаев, Г.П. Багдасарян и др. // МГК. XXI сессия : докл. сов. геологов. – М. : Изд-во АН СССР, 1960. – С. 214–217.*
2. *Беженцев Я.Н., Комаров А.И. Уран в метаморфических породах и процессах // Тр. ИГиГ СО АН СССР. – 1975. – Вып. 286. – С. 133–140.*
3. *Вернадский В.И. Возраст Земли. Геологическое время и жизненное значение его изучения. Ч. 1–2 // Веч. Москва. –1933. – 28, 29 авг.*
4. *Власов Б.П., Матюшин Л.В., Наумов Г.Б. Жильное урановое месторождение Шлема-Альберода (Рудн. горы) // Геол. рудных месторожд. – 1993. – № 3. – С. 205–221.*
5. *Гавшин В.М. Постседиментационное перераспределение урана в осадочных толщах // Наст. сб. – С. 107–122.*
6. *Голубев В.Н., Кюне М., Поти Б. Фазовый состав и U-Pb-изотопные системы настурана кварц-кальцит-настурановых жил месторождения Шлема-Альберода (Рудные горы) // Геология рудных месторождений. – 2000. – Т. 42, № 6. – С. 513–525.*
7. *Ермолаев Н. П. Анализ процессов перераспределения и отторжения урана от горных пород при их прогрессивном метаморфизме // Геохимия. – 1971. – № 8. – С. 949–961.*
8. *Митропольский А. С. Уран и торий в эволюции земной коры южной части Алтае-Саянской складчатой области. – М. : Наука, 1979. – 205 с.*
9. *Наумов Г.Б. Радиогеология в системе научного знания // Труды II Международн. конф. Томск. – 2004. – С. 425–428.*
10. *Наумов Г.Б. Структурно-геохимический подход к решению вопросов рудообразованию // Основные проблемы рудообразования. – М. : Наука, 1990. – С. 167–183.*
11. *Наумов Г.Б. Структурные и вещественные преобразования в зонах тектонических нарушений. Триггерные эффекты в геосистемах. – М. : Геос, 2015. – С. 164–173.*
12. *Наумов Г.Б., Власов Б.П., Миронова О.Ф. К вопросу о движении гидротермальных растворов (на примере жильного месторождения Шлема-Альберода) // Геология рудных месторожд. – 2014. – Т. 56, № 5. – С. 387–398.*

13. *Геохимическая роль и место рудоподготовительных процессов в моделях эпигенетического рудообразования / Г.Б. Наумов, Н.П. Ермолаев, З.М. Моторина и др. // Генетические модели эндогенных рудных формаций. – Новосибирск : Наука, 1983. – Т. 1. – С. 34–42.*

14. *Наумов Г.Б., Кременецкий А.А. Комплексный геолого-геохимический анализ перспектив конкретных территорий на твердые полезные ископаемые // Благородные, редкие и радиоактивные элементы в рудообразующих системах. – Новосибирск : ИНГГ СО РАН, 2014. – С. 484–505.*

15. *Наумов Г.Б., Омельяненко Б.И. Радиогеология в решении геологических проблем. Радиоактивные элементы. в среде обитания человека. – Томск, 1996.*

16. *Наумов Г.Б., Цимбал Л.Ф. Метаморфогенные источники рудного вещества // Процессы и закономерности метаморфогенного рудообразования. – Киев : Наук. думка, 1988. – С. 34–44.*

17. *Поведение радиогенного свинца в некоторых урановых минералах / В.В. Павшуков, Л.В. Комлев, Е.Б. Андерсон, И.Г. Смыслова // Распределение радиоактивных элементов и их изотопов в земной коре. – М. : Недра, 1973. – С. 84–95.*

18. *Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – М. : Недра, 1974.*

19. *Соколова Н.Т., Матюшин Л.В., Чернышев И.В. Некоторые возрастные особенности регионального метаморфизма кембрийских пород Западных рудных гор (ГДР) // Проблемы радиогеологии. – М. : Наука, 1983. – С. 259–264.*

20. *Геохронологические рубежи магматизма медно-молибден-порфирового месторождения Эрдэнэтуин-Обо (Монголия) / В.И. Сотников, В.А. Пономарчук, А.П. Берзина и др. // Геология и геофизика. – 1995. – № 3. – С. 78–89.*

21. *Спиридонов Э.М., Голубев В.Н., Гриценко Ю.Д. Изотопный состав свинца галенита, алтаита и интерметаллов палладия норильских сульфидных руд // Геохимия. – 2010. – № 8. – С. 1–10.*

22. *Спиридонов Э.М., Гриценко Ю.Д. Эпигенетический низкоградный метаморфизм и Co-Ni-Sb-As минерализация в норильском рудном поле. – М. : Научный мир, 2009. – 218 с.*

23. *Применение свинцово-изотопного метода исследования для решения вопроса о генезисе свинцовых месторождений Северо-Кавказской рудной провинции / А.И. Тугаринов, Е.В. Бибикова, Т.Б. Грачева и др. // Геохимия. – 1975. – № 8. – С. 1156–1163.*

24. *Возраст кварц-кальцит-настурановых жил месторождения Шлема-Альберода (Рудные горы, Германия) / Ю.А. Шуколюков, Н.Т. Соколова, А.П. Мешик и др. // Известия АН, серия геологическая. – 1992. – № 1. – С. 78–91.*

25. *Harlass H., Schutrel E., Zur H. Paragenetischen Stellung der Uranpechblende in der hydrothermal lagerstatten des westlicher Erzgebirges // Zeitschr. fur Angew. Geologie. Bd. II. – 1965. – Hf. 11. – S. 569–581.*

26. *Rosholt G.N., Prigana J., Noble D.C. Mobility of Uranium and Thorium in glassy and crystallized Silesia volcanic rocks // Econ. Geol. – 1971. – Vol. 66, No. 7. – P. 1061–1069.*

27. *Tilton G.R. Volume diffusion as a mechanism for discordant lead ages // J. Geophys. Res. –1960. – No. 65. – P. 2933.*

28. *Wetherill G.W. An interpretation of the Rodesia and Witwatersrand age patterns // Geochim. et Cosmochim. Acta. – 1956. – Vol. 9, No. 5/6. – P. 290.*

# ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ МИКРОПРИМЕСЕЙ В ОБЛУЧЕННОМ ГРАФИТЕ УРАН-ГРАФИТОВЫХ ЯДЕРНЫХ РЕАКТОРОВ

И.Ю. Новоселов[1], С.В. Макаревич[2], Е.Ю. Давыдов[3]

Томский политехнический университет, Томск, Россия, [1]iynovoselov@tpu.ru, [2]makarevich@tpu.ru, [3]davydov@mail.ru

# ASSESSMENT OF STATE OF RADIOACTIVE IMPURITIES IN IRRADIATED GRAPHITE OF URANIUM-GRAPHITE NUCLEAR REACTOR

I.Yu. Nosovelov, S.V. Makarevich, E.Yu. Davydov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

В работе представлен анализ основных микропримесей, накапливающихся в особо чистом ядерном графите при его производстве. Показано, что в процессе эксплуатации канального уран-графитового ядерного реактора происходит активация накопленных микропримесей при нейтронном облучении. Представлены результаты гамма-спектрометри( ческого анализа образцов графита, отобранных из графитовой кладки энергетического реактора. Сделан вывод о том, что наибольший вклад в общую активность облученного ядерного графита вносят радионуклиды $^{14}C$, $^{60}Co$, $^{36}Cl$, $^{137}Cs$. Приведены результаты термодинамического моделирования равновесного состава смеси микропримесей, находящихся в графите при эксплуатации реактора. Проведена оценка формы нахождения выбранных радионуклидов в образцах графита.

Analysis of the main trace, accumulated in a particularly pure graphite nuclear in its production was presented in the article. During the operation of the channel uranium-graphite nuclear reactor is activated when the accumulated trace neutron irradiation was shown. Results of gamma spectrometric analysis of graphite samples taken from the graphite stack of energy reactor were represented. It concluded that the greatest contribution to the overall activity of irradiated nuclear graphite is made radionuclides $^{14}C$, $^{60}Co$, $^{36}Cl$, $^{137}Cs$. The results of thermodynamic modeling of equilibrium composition of impurities in the graphite in the operation of the reactor were given. Evaluation of forms of occurrence of selected radionuclides in graphite samples was carried out.

С момента зарождения атомной промышленности в России были простроены 18 энергетических реакторов типа РБМК и 13 промышленных уран-графитовых реакторов [1]. Основной конструкционной особенностью таких ядерных реакторов является использование графита в качестве замедлителя нейтронов. Графитовая кладка уран-графитовых реакторов выполнена в форме цилиндра, собранного из прямоугольных блоков. При этом все графитовые элементы кладки эксплуатировались при высоких температурах (с различным градиентом) и больших потоках нейтронов в контакте с тепловыделяющими элементами.

Несмотря на то, что в атомной энергетике используется особо чистый графит, в процессе его производства происходило накопление различных микропримесей. Все загрязнители реакторного графита можно условно разделить на следующие группы [2]:

1. $O_2$, $H_2$, $Cl_2$ и др. газообразные соединения, способные образовать прочную ковалентную связь с углеродом.
2. Ti, Zr, Nb, Ta, которые при высоких температурах находятся в форме карбидов.
3. B, $N_2$, замещающие углерод в узлах кристаллической решетки.
4. Fe, Co, Ni, Mn, Cu, Li, K, Na, которые находятся в виде твердых растворов внедрения.
5. Mg, Sn, Zb, Pb, находящиеся в свободном состоянии и не образующие прочных связей с углеродом.
6. Хлориды переходных и редкоземельных металлов высшей валентности и хлориды третьей группы.

При длительном облучении графита внутри реактора происходит накопление радионуклидов с различным периодом полураспада из-за активации микропримесей, которые не были извлечены при его производстве (в процессе графитации). В процессе графитации при росте графитовых сеток атомы углерода, имеющие на границе обрыва свободные связи, могут присоединять атомы различных элементов ($H_2$, $O_2$, $Cl_2$ и др.). Удаление этих элементов, связанных с периферийными атомами углерода, приводит к дальнейшему росту графитовой сетки. Однако ненасыщенные атомы могут образовывать с некоторыми элементами настолько прочные связи, что разрыв их и удаление этих элементов будут затруднены. Некоторые элементы, такие, как бор и азот, могут замещать атомы углерода в узлах кристаллической решетки, образуя твердый раствор замещения. Внедрение атомов кремния и германия связано со значительной деформацией решетки графита. При этом активность облученного графита определяется изотопным составом и зависит от энергии и плотности потока нейтронов, времени облучения, истории эксплуатации реактора, химического состава исходного материала. После остановки реактора возникает необходимость переработки радиоактивных графитовых блоков.

На сегодняшний день разрабатываются технологии утилизации облученного ядерного графита: традиционное сжигание и сжигание в кипящем слое, пиролиз с помощью перегретого водяного пара, лазерное испарение. Сжигание имеет ряд особенностей, например, скорость окисления зависит от температуры, размера частиц, вида и количества окислителя. С ростом температуры возрастает скорость окисления, а, следовательно, и количество перерабатываемого графита. Однако все эти способы ведут к накоплению большего количества радиоактивных отходов (РАО) [3]. Энергоэффективный способ очистки графита от технологических примесей может быть разработан на основе использования имеющих наибольшее различие физико-химических свойств радионуклидов.

Целью исследований является анализ физико-химических свойств радиоактивных микропримесей, входя-

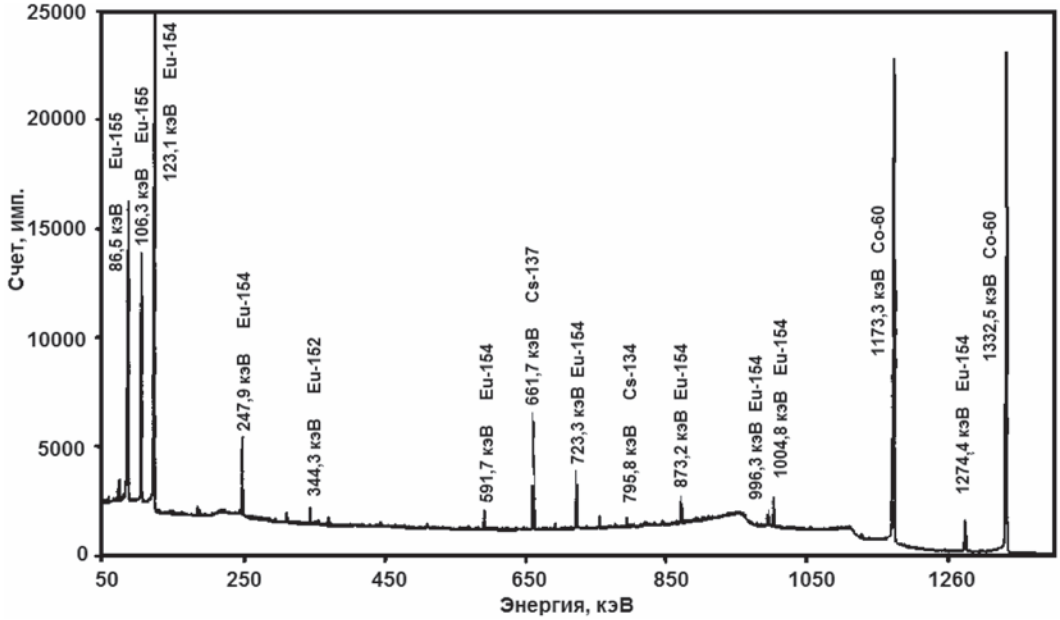



***Рис. 1.*** *Внешний вид регистрируемого спектра гамма-излучения*

*Таблица 1. Результаты исследования радионуклидного состава графита*

| Нуклид | Активность, Бк/г | Нуклид | Активность, Бк/г |
|---|---|---|---|
| $^{14}$C *(определен косвенно)* | $6{,}9\cdot10^{8}$ | $^{90}$Sr | $3\cdot10^{4}$ |
| $^{60}$Co | $1{,}9\cdot10^{6}$ | $^{154}$Eu | $3\cdot10^{2}$ |
| $^{137}$Cs | $2{,}4\cdot10^{5}$ | $^{155}$Eu | $2\cdot10^{2}$ |
| $^{36}$Cl *(определен косвенно)* | $1\cdot10^{5}$ | | |

щих в состав облученного графита, и соединений этих элементов.

Исследование радионуклидного состава образцов облученного графита, как правило, проводится методами радиационной спектрометрии. Спектрометрический анализ гамма-активных радионуклидов проводился с помощью спектрометрического комплекса Canberra ISOCS с HPGe-детектором из особо чистого германия. Графитовый образец, отобранный из кладки реактора, сначала взвешивался, а потом помещался на поверхность коаксиального детектора, размещенного внутри свинцового коллиматора для уменьшения фонового излучения. Поскольку полупроводниковые детекторы нуждаются в непрерывном охлаждении, то материал детектора находился в среде жидкого азота, содержащегося внутри сосуда Дьюара. Время набора спектра при гамма-спектрометрическом анализе составляло порядка 60–90 минут. Внешний вид регистрируемого спектра представлен на (рис. 1).

Исследовались образцы графита из графитовой кладки одного из энергетических канальных уран-графитовых ядерных реакторов. Единственным радионуклидом из продуктов деления и актиноидов, содержание которого было определено практически во всех образцах, стал продукт деления $^{137}$Cs. Он испускает гамма-излучение с энергией 661,7 кэВ, измерение которого обычно не представляет особых трудностей. Кроме $^{137}$Cs, в спектрах многих образцов наблюдались пики $^{134}$Cs, но этот радионуклид имеет двойственное происхождение и является не только продуктом деления, но и продуктом активации примеси $^{133}$Cs. Результаты идентификации других радионуклидов, находящихся в облученном графите, представлены в (табл. 1).

Для определения формы нахождения обнаруженных радионуклидов в облученном реакторном графите было проведено термодинамическое моделирование, имитирующее процесс работы графитовых элементов кладки реактора в широком диапазоне температур. Термодинамическое моделирование заключается в проведении полного термодинамического анализа, связанного с анализом равновесного состава системы в целом. При этом экстенсивными термодинамическими параметрами являются: энтропия *S*, внутренняя энергия *U*, объем *V*, энтальпия *L*, энергия Гиббса *G*, энергия Гельмгольца *F*. В свою очередь, к интенсивным параметрам относятся: температура *T*, давление *p*, концентрация *n*, мольные и удельные термодинамические величины. Критерием достижения системой состояния термодинамического равновесия является достижение максимума ее

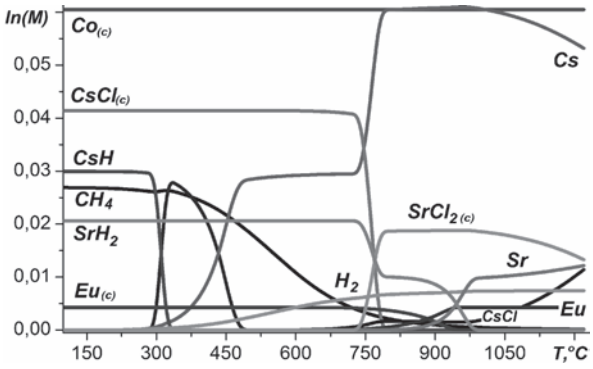



***Рис. 2.*** *Равновесный состав смеси микропримесей при облучении графита в ядерном реакторе*

характеристической функции. Для изолированной системы такой функцией является энтропия *S*, а максимальное значение энтропии – критерий достижения равновесного состояния [4, 5]:

$$S = \sum_{i=1}^{k} S_i^{(p_i)} \cdot n_i + \sum_{l=1}^{L} S_l \cdot n_l = \sum_{i=1}^{k} (S_i^0 -$$

$$- R_0 \ln \frac{R_0 T n_i}{\nu}) \cdot n_i + \sum_{l=1}^{L} S_l^0 \cdot n_l, \qquad (1)$$

где $S_i^{(pi)}$ – энтропия *i*-компоненты газовой фазы при парциальном давлении $p_i$ (в равновесном состоянии); $S_l$ – энтропия конденсированной фазы *l*; *v* – удельный объем системы; $S_i^0$ – стандартная энтропия *i*-компоненты газовой фазы при температуре *T* и давлении 1 атм.

Для этих целей использовалась специализированная программа ТЕРРА [6]. Расчет проводили в диапазоне температур от 100 до 1200 °С при давлении близком к атмосферному. Предполагалось, что в таком термодинамическом режиме эксплуатируются различные графитовые элементы в кладке энергетического уран-графитового реактора. Результаты расчета равновесного состава в логарифмическом масштабе представлены на (рис. 2). Из графиков исключен углерод, находящийся в конденсированной фазе, поскольку его концентрация во много раз превышает концентрацию соединений радиоактивных элементов.

Из графика видно, что при критических режимах эксплуатации ядерного реактора могут образовываться различные химические соединения радионуклидов, например, хлориды и гидриды. При этом при штатной работе ядерного реактора радионуклиды $^{154}$Eu, $^{155}$Eu, $^{60}$Co и $^{90}$Sr находятся в форме металлов. С другой стороны, радионуклид $^{137}$Cs, образующийся при разгермитизации ТВЭЛа, может соединяться с $^{36}$Cl, в случае прямого контакта между молекулами. В результате в облученном ядерном графите накапливается хлористый цезий CsCl в конденсированной фазе, существенно отличающийся по физико-химическим свойства от других соединений

радионуклидов в графите. Поэтому, при достаточном количестве, он может быть извлечен из общей массы облученного графита химическими путями (реагентная дезактивация). Однако вероятность образования такого соединения очень мала, поскольку радионуклид $^{36}Cl$, как правило, находится на глубине в несколько микрон, что обусловлено процессов графитации при производстве ядерного графита.

С повышением температуры графита происходит образование газообразных соединений (CsCl, $H_2$, $CH_4$). Однако они могут накапливаться в облученном графите только в порах (пористость графита 23%) при их закупорке в результате теплового и радиационного воздействия. В некоторых случаях могут образовываться хлориды $SrCl_2$, находящиеся в конденсированной фазе. Стоит учитывать тот факт, что облученный графит имеет неравномерное загрязнение продуктами деления и активации, поэтому образование гидридов и хлоридов будет зависеть от термодинамических параметров (давление, температура).

**Вывод**

Из результатов термодинамического моделирования видно, что различные неуглеродные радионуклиды, находящиеся в облученном графите энергетических уран-графитовых ядерных реакторов, могут образовывать различные химические соединения с углеродом и друг другом. Однако наиболее вероятной формой нахождения радиоактивных микропримесей является металлическая форма.

*Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16–38–00382 мол_а.*

***Литература***

1. *Izmestiev A., Pavliuk A., Kotlyarevsky S. Application of void-free filling technology for additional safety barriers creation during uranium-graphite reactors decommissioning // Advanced Materials Research. – 2015. – Vol. 1084. – P. 613–619.*
2. *Авдеенко М.А., Багров Г.Н. Конструкционные углеграфитовые материалы. – М. : Металлургия, 1964. – 34 с.*
3. *Проблема утилизации реакторного графита остановленных промышленных уран-графитовых реакторов / А.А. Цыганов, Е.А. Комаров, А.О. Павлюк и др. // Известия Томского политехнического университета. – 2007. – Т. 310, № 2. – С. 94–98.*
4. *Трусов Б.Г. Программная система ТЕРРА для моделирования фазовых и химических равновесий в плазмохимических системах // III Междунар. симп. по теор. и прикл. плазмохимии : сб. матер., Иваново, 16–21 сентября. – 2002. – Т. 1. – С. 217–220.*
5. *Пупышев А.А. Термодинамическое моделирование термохимических процессов. – Екатеринбург : УГТУ-УПИ, 2007. – 115 с.*
6. *Белов Г.В., Трусов Б.Г. Термодинамическое моделирование химически реагирующих систем. – М. : МГТУ имени Н.Э. Баумана, 2013. – 96 с.*

# РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ И РАДИОГЕННАЯ ТЕПЛОГЕНЕРАЦИЯ В ВЕРХНЕЙ КОРЕ ЕНИСЕЙСКОГО КРЯЖА

А.Д. Ножкин[1], О.М. Туркина[1,2]

[1]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, nozhkin@igm.nsc.ru
[2]Новосибирский государственный университет, Новосибирск, Россия, turkina@igm.nsc.ru

# RADIOACTIVE ELEMENT DISTRIBUTION AND RADIOGENIC HEAT PRODUCTION IN UPPER CRUST OF THE ENISEI RIDGE

A.D. Nozhkin[1], O.M.Turkina[1,2]

[1]Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, Siberian Branch, RAS
[2]Novosibirsk State University

Впервые систематизированы данные по распределению радиоактивных элементов и получены оценки радиогенной теплогенерации в верхнекоровом осадочно-метаморфическом слое западной части Сибирской платформы. Радиогенное тепловыделение краевого выступа платформы дифференцировано с различием между блоками достигающим двух раз. Для наиболее крупного Центрального блока Заангарья с мощным разрезом докембрийской коры установлена максимальная для Сибирской платформы величина радиогенной теплогенерации (1,83 мкВт/м$^3$), превышающая среднюю оценку для верхней континентальной коры.

Paper is firstly summarized data on concentrations of radioactive elements and estimations of radiogenic heat production in upper crustal sedimentary-metamorphic layer of the western part of the Siberian Platform. There are relatively large variation in radiogenic heat production within the basement uplift of the Siberian Platform, and mean heat production values differ between terrenes and zones in two times. The Central Block of the Transangarian region has the thickest Precambrian crust section and is characterized by highest mean heat production (1.83 mW m$^{-3}$), which exceeds the mean values of upper continental crust.

## Введение

Исследование состава и энергетического состояния вещества составляет важнейшие разделы естественных наук. Знание энергетической основы, геотермического режима геологических процессов, происходящих в недрах планеты и на ее поверхности, необходимо для выявления взаимосвязи эндогенных и экзогенных явлений, для геодинамического анализа развития Земли. Установлено, что для современной эпохи доля радиогенной коровой составляющей в общем тепловом балансе Земли составляет до 50–70%. С выделением радиогенного тепла в земной коре связано возникновение зон температурных аномалий и резкого изменения геотермического градиента [7]. Понимая это, В.И. Вернадский в свое время неоднократно настаивал на количественном выражении зависимости содержания радиоактивных элементов (РАЭ) и генерации радиогенного тепла. Более 99% радиогенного тепла обусловлено распадом трех естественных радиоактивных семейств U, Th и K. Для характеристики радиогенного тепловыделения необходимо знать содержание и особенности распределения этих трех РАЭ в породах и комплексах земной коры.

В этой связи нами проводились исследования вещественного состава и закономерностей распределения радиоактивных элементов в породах осадочных, метаморфических и магматических комплексов кристаллического основания Сибирской платформы с целью количественной оценки латеральной неоднородности радиогенного тепловыделения, его вклада в тепловой поток и аномалии теплового поля. В данной работе приведены результаты изучения комплексов верхней континентальной коры Енисейского кряжа.

## Основные черты геологического строения Енисейского кряжа

Енисейский кряж – это докембрийская складчатая область в пределах западной окраины Сибирской платформы. Здесь вскрывается достаточно представительный разрез докембрия от палеопротерозоя до конца неопротерозоя включительно. По сравнению с соседними регионами глубина залегания поверхности Мохо под Енисейским кряжем увеличена и составляет от 40 до 50 км. В строении Енисейского кряжа выделяется два крупных сегмента: Южно-Енисейский и Заангарский, разделенные субширотным Нижнеангарским разломом. К югу от него выделяется два структурных элемента – раннедокембрийский Ангаро-Канский блок, образованный канским гранулитогнейсовым и енисейским гнейсовосланцевым комплексами и палеопротерозойскими гранитоидами, и неопротерозойский островодужный Предивинский блок.

К северу от Нижнеангарского разлома, в заангарской части, Енисейский кряж сложен палеопротерозойскими и мезо-неопротерозойскими комплексами, составляющими Восточный (приплатформенный) и Центральный блоки. Северо-Западный (Исаковский) тектонический блок представлен неопротерозойскими офиолитами и островодужными комплексами. Исаковский и Предивинский блоки (террейны) аккретированы к Сибирскому континенту в венде [4]. Все тектонические блоки разделены крупными региональными разломами преимущественно северо-западного простирания – Ишимбинским, Татарским, Приенисейским и Анкиновским. В кристаллическом основании Заангарья развиты палеопротерозойские образования гаревского комплекса и тейской серии, представленные существенно метатерригенными и метатерригенно-карбонатными комплексами, обнаженными на поверхности только в Центральном блоке. Они перекрыты мощным (дл 10–15 км) комплексом мезо- и неопротерозойских отложений, объединенных в ряд серий (сухопитская, тунгусикская, верхневороговская (орловская), ослянская, чингасанская, чапская, тасеевская). Возраст сухопитской и тунгусикской серий мезопротерозойский, а всех вышележащих – неопротерозойский. [2].

Восточный приплатформенный блок амагматичен. В нем представлен наиболее полный разрез неопротерозоя, раннедокембрийский фундамент не обнажен, но судя по геофизическим данным [1], он имеет фемически-сиалический состав и вероятно является частью Тунгусской гранит-зеленокаменной провинции Сибирского кратона. Кристаллическое основание Центрального блока сиалическое, гранулитогнейсовое, подобное палеопротерозойским комплексам Анагаро-Канского блока. В мезо-неопротерозойском разрезе этого блока наряду с карбонатно-терригенными отложениями локально развиты на ряде уровней (низы сухопитской в Рыбинско-Панимбинском вулканическом поясе, орловская, верхневороговская, чингасанская серии) вулканогенные образования. В этом блоке широко представлены гранитогнейсовые купола, интрузии гранитных и щелочных пород, объединенные в тейский, каламинский, аяхтинский, глушихинский, кутукасский и татарский комплексы и сформированные в связи с ранне- и поздненеопротерозойскими коллизионными и внутриплитными событиями.

В связи с неоднородностью строения и состава структурно-вещественных комплексов для целей радиогеохимического районирования Центральный блок разделен на три зоны: западную, северо-восточную и юго-восточную (рис. 1). В западной зоне на значительной территории (~40%) Приенисейского поднятия распространены нижнепротерозойские образования гаревского комплекса и тейской серии. По геолого-геофизическим данным в восточной части разрез начинается с тейской серии, обнаженной в пределах Центрального и Панимбинского поднятий и залегающей предположительно на породах гранулитогнейсового комплекса. В северо-восточной зоне поздненеопротерозойская часть разреза отличается широким развитием вулканитов основного и кислого состава (Верхневороговская структура). Для юго-восточной зоны характерна большая мощность терригенно-карбонатных отложений неопротерозоя. Северо-Западный (Исаковский) блок сложен преимущественно образованиями Исаковского офиолитового пояса, представляющего аллохтонную пластину, обдуцированную на край Сибирского континента и залегающую преимущественно на нижнепротерозойских образованиях. В поясе выделяются океанические и островодужные комплексы, включающие метаперидотиты, метаба-

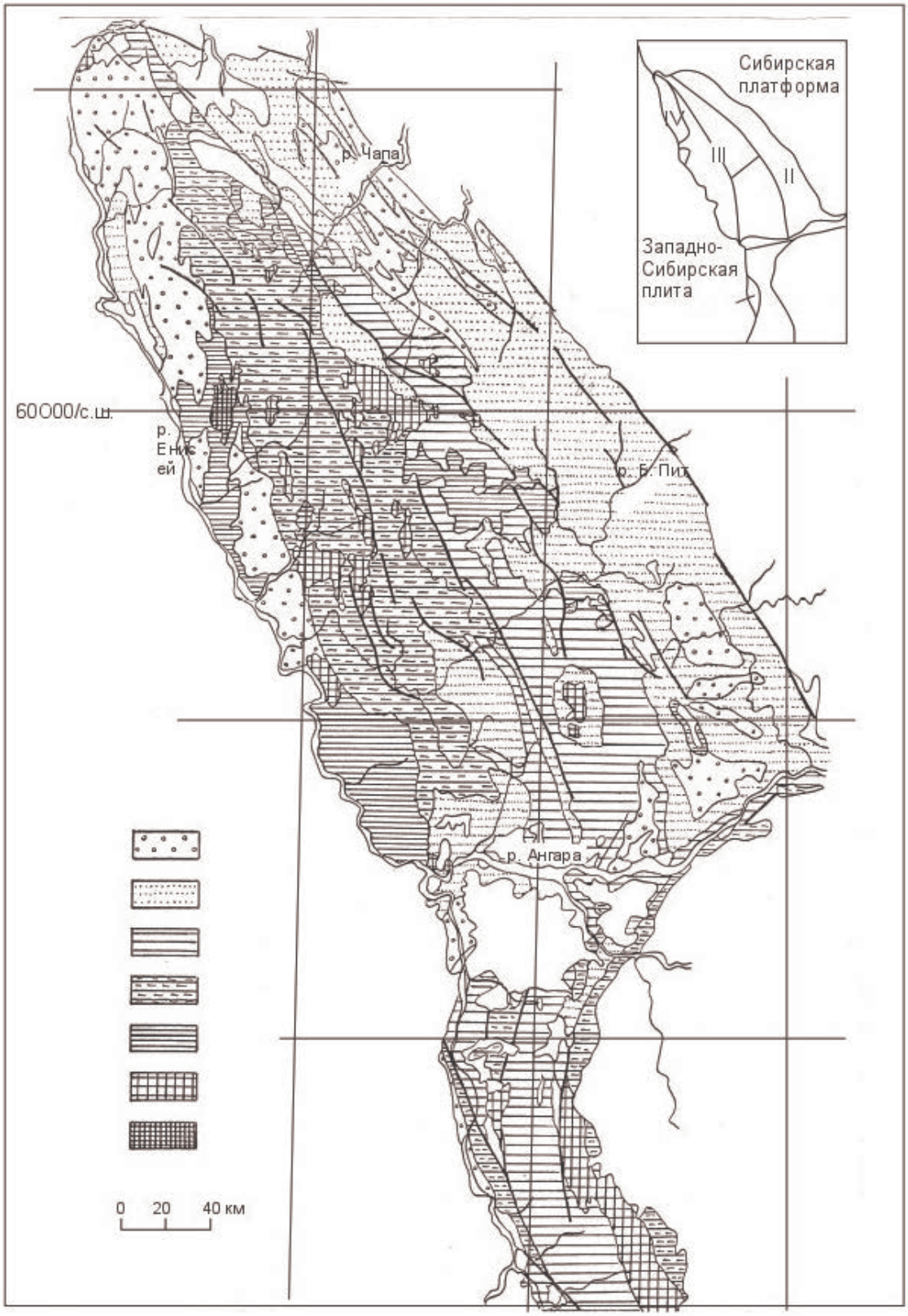



***Рис. 1.*** *Схематическая карта радиогенного тепловыделения в стратифицированных и интрузивных комплексах верхнего слоя земной коры Енисейского кряжа. Интенсивность радиогенного тепловыделения A (в мкВт/м³):* 1 *– 0–0,7;* 2 *– 0,7–1,2;* 3 *– 1,2–1,7;* 4 *– 1,7–2,2;* 5 *– 2,2–3,0;* 6 *– 3–5;* 7 *– более 5. На врезке, тектонические блоки: I – Ангаро-Канский; II – Восточный (приплатформенный); III – Центральный; IV – Северо-западный; V – Предивинский террейн. Зоны Центрального блока:* 1 *– западная,* 2 *– северо-восточная,* 3 *– юго-восточная*

зальты, вулканиты риолит-андезит-базальтовой ассоциации и метаосадки.

**Распределение радиоактивных элементов и радиогенная теплогенерация**

Геологической основой радиогеохимических и геотермических исследований является макет геологической карты Енисейского кряжа масштаба 1:500 000, а также многочисленные геологические разрезы и стратиграфические колонки. На этой основе определены количественные соотношения пород в составе серий и формаций и объемные соотношения последних в каждом из блоков. Для расчета радиогенной теплогенерации использовано ~11000 определений РАЭ – U, Th, K, выполненных в лабораториях ИГМ СО РАН методами низкофоновой гамма-спектрометрии (U, Th, K), лазерно-люминисцентным (U) и фотоколориметрическим (Th) с контролем качества измерением стандартных образцов. Величина радиогенной теплогенерации рассчитывалась по уравнению [3]: $A = 0{,}01 \cdot \rho \cdot (9{,}71U + 2{,}64Th + 3{,}58K)$ (мкВт/м$^3$), где $\rho$ – плотность (г/см$^3$), концентрации U и Th (г/т) и K (%). Оценки средних содержаний РАЭ и величина теплогенерации в осадочно-метаморфических сериях и магматических комплексах, а также верхней коре каждого из блоков суммированы в таблицах 1–3 и графически представлены на карте радиогенного тепловыделения в приповерхностном слое (рис. 1), демонстрирующей различия отдельных блоков.

Южно-Енисейский кряж. Основной объем данного сегмента коры сложен канским чарнокит-гранулитовым комплексом, имеющим в среднем гранодиоритовый состав и отличающийся повышенными концентрациями Th и K, что определяет повышенную теплогенерацию – 1,7 мкВт/м$^3$ (табл. 1). В зависимости от P-T параметров метаморфизма и *флюидного режима* Th/U изменяется от 10 до 50. Енисейский амфиболит-гнейсовый комплекс близок по радиогеохимическим параметрам, прежде всего по концентрациям Th и K к гранулитам канского. Пониженное Th/U (5–10) для гнейсов енисейского комплекса свидетельствует об относительной инертности U в условиях амфиболитовой фации метаморфизма. Поскольку U дает основной вклад (до 90%) в генерацию радиогенного тепла это определяет более высокую теплогенерацию енисейского комплекса (1,9 мкВт/м$^3$),. Наиболее высокие концентрации РАЭ и величины A (3,58 мкВт/м$^3$) присущи Na-K гранитам Таракского массива ($PR_1$), а также гнейсогранитам и лейкогранитам ($PR_2$) (A = 3,2–3,6 мкВт/м$^3$). Минимальные концентрации РАЭ и теплогенерация отличают метаосадочно-вулканогенный передивинский комплекс (A = 0,53 мкВт/м$^3$) и ассоциирующие с ним интрузивные базит-ультрабазиты (табл. 1). Терригенные осадочные породы неопротерозоя, представляющие усредненный состав палеопротерозойского кристаллического основания в целом унаследуют его радиогеохимические характеристики. Радиогенная теплогенерация кварцито-сланцевого комплекса сухопитской серии (A = 1,88 мкВт/м$^3$) вполне сопоставима с таковой канского и енисейского комплексов (табл. 1). Средняя радиогенная теплогенерация гранулитогнейсового комплекса верхней коры оценивается 1,94 мкВт/м$^3$ (табл.3).

Заангарский сегмент представлен тремя блоками. В Центральном блоке, включающем три зоны, максимальные концентрации РАЭ и величины радиогенного тепловыделения установлены для обнаженной нижней части верхнекорового слоя в западной зоне, представленной нижнепротерозойскими гаревским комплексом (A = 2,4–2,8 мкВт/м$^3$) и тейской серией (2,0 мкВт/м$^3$). Это обусловлено как существенно метапелитовым их составом, так и широко развитыми на этом коровом уровне автохтонными гранитогнейсовыми куполами (табл. 1, 2), формирование которых сопровождалось накоплением РАЭ и ростом теплогенерации гранитоидов до 3,7 мкВт/м. В восточных зонах отложения тейской серии характеризуются сменой породных ассоциаций, что определяет пониженную теплогенерацию нижней части разреза. С севера на юг происходит уменьшение доли метапелитовой и рост карбонатной составляющий, что приводит к снижению теплогенерации от 1,6 до 1,2 мкВт/м$^3$. Высокой (A = 1,74–1,83 мкВт/м$^3$) теплогенерацией характеризуются алевроглинистые сланцы вышележащей сухопитской серии, обогащенной РАЭ, особенно U (2,6–3,2 г/т). Теплогенерация осадочных и вулканогенно-осадочных отложений тунгусикской и орловской серий сильно варьирует в разных бассейнах осадконакопления. Максимальные значения (1,85 мкВт/м$^3$)присущи отложениям с существенной долей обогащенных РАЭ кислых вулканитов, развитых в северной части Ангаро-Тисского синклинория. Напротив, низкими значениями тепловыделения отличаются существенно карбонатные отложения токминской свиты (A = 0,86 мкВт/м$^3$) и кварцито-черносланцевые толщи свиты Сухого хребта (A = 1,3 мкВт/м$^3$), развитые в юго-восточной зоне. Низкой теплогенерацией (A = 1,1 мкВт/м$^3$) обладают также терригенно-карбонатные отложения Кадринского синклинория. Резко выделяются в тепловом поле приповерхностного слоя терригенно-вулканогенные отложения вехневороговской серии в северо-восточной зоне, обогащенные РАЭ (U = 2,8–5,0 г/т, Th = 11–45 г/т, K = 2,2–2,9%) с высокой величиной A = 2,46 мкВт/м$^3$. В этой же зоне низкая теплогенерация (1,2 мкВт/м$^3$) типична для карбонатно-терригенных отложений чингасанской серии (табл. 1)

Следовательно, для западной зоны Центрального блока характерны: высокие значения теплогенерации протерозойских метатерригенных отложений, обогащенность РАЭ кислых вулканитов, а также широкое развитие гранатогнейсовых куполов и поздненеопротерозойских гранитоидных интрузий, отличающихся повышенными величинами A (3,5–4,0 мкВт/м$^3$) (табл. 2) Эти параметры определяют общую максимальную теплогенерацию осадочно-метаморфического слоя верхней коры западной зоны (2,5 мкВт/м$^3$) (табл. 3). Повышенное радиогенное тепловыделение осадочного-метаморфического слоя северо-восточной зоны (A = 2,1 мкВт/м$^3$) обусловлено вкладом как протерозойских метапелитовых отложений (A = 1,6–2,0 мкВт/м$^3$), так и гранитогнейсовых куполов и гранитных интрузий (A=3,3–3,7 мкВт/м$^3$). В юго-восточной зоне наиболее высокой теп-

*Таблица 1. Содержание радиоактивных элементов и радиогенная теплогенерация в протерозойских стратифицированных комплексах Енисейского кряжа*

| Комплекс, серия, свита | n | U, г/т | Th, г/т | K, % | A, мкВт/м$^3$ |
|---|---|---|---|---|---|
| ***Южно-Енисейский сегмент*** | | | | | |
| Чарнокит-гранулитовый (канский) | 510 | 1,2 | 15,0 | 2,7 | 1,69 |
| Амфиболит-гнейсовый (енисейский) | 480 | 2,3 | 14,6 | 2,6 | 1,91 |
| Кварцито-сланцевый (сухопитский) | 60 | 2,7 | 13,7 | 2,8 | 1,88 |
| Карбонатно-терригенный (тунгусикский) | 70 | 2,1 | 6,3 | 1,3 | 1,12 |
| Терригенный (тасеевский) | 60 | 2,0 | 7,2 | 2,2 | 1,24 |
| Метаосадочно-вулканогенный (предивинский) | 400 | 0,9 | 2,3 | 1,3 | 0,53 |
| ***Заангарский сегмент*** | | | | | |
| Центральный блок | | | | | |
| **Западная зона** | | | | | |
| Гаревский комплекс* | 450 | 3,0 | 19,4 | 3,5 | 2,45 |
| Тейская серия* | 890 | 2,7 | 15,3 | 2,7 | 2,03 |
| Сухопитская серия | 266 | 2,6 | 12,7 | 2,6 | 1,83 |
| Тунгусикская, орловская серии | 500 | 2,9 | 12,1 | 2,4 | 1,85 |
| **Северо-восточная зона** | | | | | |
| Тейская серия | 103 | 2,4 | 10,7 | 1,8 | 1,58 |
| Сухопитская серия | 461 | 2,3 | 12,8 | 2,5 | 1,74 |
| Верхневороговская серия | 700 | 3,9 | 16,8 | 2,7 | 2,46 |
| Чингасанская серия | 118 | 1,6 | 7,9 | 2,4 | 1,2 |
| **Юго-восточная зона** | | | | | |
| Тейская серия | 128 | 2,2 | 6,7 | 1,3 | 1,18 |
| Сухопитская серия | 266 | 2,6 | 12,7 | 2,6 | 1,83 |
| Токминская свита | 40 | 1,3 | 5,3 | 1,5 | 0,86 |
| Свита Сухого хребта | 51 | 1,9 | 8,5 | 2,1 | 1,3 |
| Восточный блок | | | | | |
| Сухопитская серия | 461 | 2,3 | 12,8 | 2,5 | 1,74 |
| Тунгусикская серия | 331 | 2,1 | 6,3 | 1,3 | 1,12 |
| Чингасанская серия | 472 | 1,9 | 7,9 | 1,7 | 1,22 |
| Ослянская серия | 231 | 1,5 | 3,8 | 1,1 | 0,77 |
| Тасеевская серия | 100 | 4,5 | 8,4 | 2,7 | 2,02 |
| Северо-Западный блок | | | | | |
| Офиолитовый комплекс | 337 | 1,0 | 4,5 | 1,0 | 0,68 |
| Островодужный комплекс | 212 | 1,3 | 6,1 | 1,3 | 0,90 |
| Вороговская серия | 55 | 1,4 | 3,6 | 0,8 | 0,69 |
| Чапская серия | 36 | 0,0 | 3,2 | 1,0 | 0,55 |

Примечание: n – число проб, * включая гранитогнейсовые купола.

логенерацией обладают существенно метапелитовые отложения сухопитской серии (A = 1,6–1,8 мкВт/м$^3$). Напротив, терригенно-карбонатные отложения тейской и тунгусикской (широкинской) серий характеризуются низкими значениями A: 1,2 и 0,86–1,3 мкВт/м$^3$, соответственно. Повышенные содержания РАЭ и величины A (2,5–3,4 мкВт/м$^3$) установлены только для неопротерозойских гранитных интрузий. Все это обуславливает пониженную радиогенную теплогенерацию осадочно-метаморфического слоя юго-восточной зоны –1,54 мкВт/м$^3$ (табл. 3).

Восточный блок отчетливо выделяется низкой теплогенерацией пород приповерхностного слоя (рис. 1). Основная часть разреза представлена карбонатно-филлитосланцевыми толщами верхнего протерозоя, теплогенерация которых составляет 0,7–1,74 мкВт/м$^3$, понижаясь с увеличением доли карбонатного компонента. Низкое тепловыделение (0,7 мкВт/м$^3$) присуще и неопротерозой-вендским доломито-песчанистым отложениям. Предполагается, что неопротерозойские отложения подстилаются нижнепротерозойской толщей тейской серии, аналогичной по составу и теплогенерирующим свойствам отложениям, развитым по восточной окраине Центрального блока (A = 1,6 и 1,2 мкВт/м$^3$ со-

*Таблица 2. Содержание радиоактивных элементов и радиогенная теплогенерация в гранитоидах Енисейского кряжа*

| Комплекс, массив | n | U, г/т | Th, г/т | K, % | A, мкВт/м$^3$ |
|---|---|---|---|---|---|
| ***Южно-Енисейский сегмент*** | | | | | |
| Анортозит-пироксенит-габбровый (зимовейнинский) | 27 | 0,3 | 0,8 | 1,4 | 0,31 |
| Гнейсогранит-гранитный (таракский) | 195 | 3,0 | 35,8 | 3,9 | 3,58 |
| Гранит-лейкогранитов (березовский) | 92 | 1,1 | 18,5 | 3,4 | 1,86 |
| Гнейсогранит-гранитный (посольненский) | 90 | 2,9 | 30,4 | 4,0 | 3,22 |
| Гранитовый (канский) | 62 | 1,7 | 10,7 | 3,0 | 2,58 |
| Габбро-амфиболитовый (ярлычихинский) | 24 | 0,3 | 0,9 | 0,5 | 0,21 |
| ***Заангарский сегмент*** | | | | | |
| Комплекс рапакивоподобных гранитов ***(чернореченский, гусянковский)*** | 40 | 4,6 | 40,4 | 4,8 | 4,38 |
| Тейский комплекс | | | | | |
| Гранитогнейсовые купола, западная зона | 232 | 3,7 | 26,1 | 4,2 | 3,12 |
| Тоже, северо-восточная зона | 226 | 3,8 | 31,9 | 4,3 | 3,55 |
| **Каламинский комплекс** | | | | | |
| Каламинский, нойбинский | 123 | 1,9 | 11,6 | 3,0 | 1,54 |
| ***Чиримбинский*** | 127 | 2,8 | 21,2 | 3,8 | 2,51 |
| Гурахтинский, Рязановский | 68 | 4,5 | 27,5 | 3,9 | 3,20 |
| **Татаро-аяхтинский комплекс** | | | | | |
| Аяхтинский | 34 | 3,9 | 22,8 | 3,8 | 2,91 |
| Татарский | 112 | 4,5 | 27,5 | 4,0 | 3,44 |
| Глушихинский комплекс | | | | | |
| Гаревский | 73 | 7,8 | 46,0 | 4,7 | 5,50 |
| Чистопольский, Глушихинский, Рассохинский, Стрелковский | 70 | 5,1 | 26,9 | 4,8 | 3,58 |
| Лендахский, Гремихинский | 260 | 7,2 | 17,5 | 4,2 | 3,37 |
| Верхнекиликейский, Савинский, Куликовский, Вятский | 70 | 5,8 | 17,2 | 4,3 | 3,04 |
| **Кутукасский комплекс** | | | | | |
| Тырадинский, Верхнеисаковский, Хребтовый, Верхнесурнихинский, Нойбинский | 123 | 6,3 | 52,0 | 4,5 | 5,58 |
| **Средневороговский комплекс** | | | | | |
| Средневороговский, Верхнекутукасский, Захребетнинский | | 124 | 4,4 | 24,0 | 5,3 3,25 |
| **Субщелочные и щелочные комплексы** | | | | | |
| Осиновский | 35 | 5,4 | 27,7 | 4,5 | 3,64 |
| Кийский | 20 | 11,7 | 76,9 | 6,2 | 8,88 |
| Ягодкинский | 32 | 5,6 | 27,5 | 4,8 | 3,77 |
| Севернинский | 29 | 3,7 | 29,8 | 4,4 | 3,32 |

ответственно для северо- и юго-восточной зон). С учетом этих данных, средневзвешенная радиогенная теплогенерация Восточного блока на всю мощность верхнекорового осадочно-метаморфического слоя оценивается 1,3 мкВт/м$^3$.

Северо-Западный блок. Минимальное среднее тепловыделение (0,7 мкВт/м$^3$) офиолитового комплекса обусловлено низким содержанием РАЭ, слагающих его компонентов: преобладанием в основной части разреза метамагматитов основного состава, туфогенных и карбонатно-терригенных сланцев. Немного выше радиогенное тепловыделение (0,9 мкВт/м$^3$) в островодужном вулканогенно-терригенном комплексе. Близкие радиогеохимические параметры и теплогенерация (0,55–0,7 мкВт/м$^3$) установлены и для перекрывающих карбонатно-терригенных отложений вороговской и чапской серий. С учетом тектонически подстилающего офиолиты гаревского метаморфического комплекса средняя теплогенерация осадочно-метаморфического слоя Северо-Западного блока оценивается 1,0 мкВт/м$^3$ (табл. 3).

Таким образом, выделенные в Заангарском сегменте Енисейского кряжа блоки отчетливо различаются по величине радиогенного тепловыделеня как приповерх-

*Таблица 3. Содержание радиоактивных элементов и радиогенная теплогенерация в верхнекоровом слое Енисейского кряжа*

| Блок, зона | U, г/т | Th, г/т | K, % | A, мкВт/м$^3$ |
|---|---|---|---|---|
| Центральный блок | 2,5 | 13,2 | 2,5 | 1,83 |
| Западная зона | 3,4 | 18,6 | 3,3 | 2,47 |
| Северо-восточная зона | 2,6 | 15,8 | 2,7 | 2,05 |
| Юго-восточная зона | 2,1 | 10,4 | 2,1 | 1,5 |
| Восточный блок | 2,1 | 8,5 | 1,7 | 1,3 |
| Северо-Западный блок | 1,4 | 7,2 | 1,5 | 1,0 |
| ***Осадочно-метаморфический слой Заангарья*** | 2,2 | 10,8 | 2,1 | 1,54 |
| ***Гранулитогнейсовый слой Ангаро-Канского блока*** | 1,1 | 18,5 | 3,4 | 1,94 |

ностного слоя (рис. 1), так и верхнекорового слоя в целом, достигающей для последнего 1,8 раза (табл. 3). Максимальной теплогенерацией верхнекорового слоя выделяется Центральный блок (A = 1,83 мкВт/м$^3$), что превышает среднюю величину для верхней континентальной коры (1,75 мкВт/м$^3$) [6]. Минимальная радиогенная теплогенерация офиолитового комплекса Северо-Западного блока близка к оценкам для кайнозойской Курило-Камчатской островодужной системы [5]. Теплогенерация осадочно-метаморфического слоя Восточного блока (A = 1,3 мкВт/м$^3$) ниже средней оценки для верхнекорового слоя континентальной коры. Среднезвешенная теплогенерация верхней коры Заангарской части Енисейского кряжа составляет 1,54 мкВт/м$^3$. Максимальное радиогенное тепловыделение (A = 1,94 мкВт/м$^3$) характерно для палеопротерозойского гранулитогнейсового слоя, включающего гранитоиды, в пределах Южно-Енисейского кряжа.

***Литература***


1. *Болдырев М.В. Роль горизонтальных движений в формировании структуры Енисейского кряжа // Геология и геофизика, 1979. – № 8. – С. 20–34.*
2. *Легенда Енисейской серии Гсударственной геологической карты Российской Федерации масштаба 1:200000 / гл. ред. Л.К. Качевский. – Красноярск, 1998. – 197 с.*
3. *Любимова Е.А. Термика Земли и Луны. – М., Наука, 1968. – 280 с.*
4. *Вендское аккреционно-коллизионное событие на юго-западной оскраине Сибирского кратона / А.Д. Ножкин, О.М. Туркина, Ю.К. Советов и др. // ДАН. – 2007. – Т. 415, № 6. – С. 782–787.*
5. *Пузанков Ю.М. Радиоактивные элементы и теплогенерация в земной коре восточной окраины Охотоморской плиты (Камчатка) // Температура, криолитозона и радиогенная теплогенерация в земной коре Северной Азии. – Новосибирск : ОИГГМ СО РАН, 1994. – С. 112–131.*
6. *Розен О.М. Теплогенерация земной коры Анабарского щита и проблемы формирования нижней коры континентов // Геология и геофизика. – 1992. – № 12. – С. 22–29.*
7. *Смыслов А.А., Моисеенко У.И., Чадович Т.З. Тепловой режим и радиоактивность Земли. – Л. : Недра, 1979. – 191 с.*

# ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ОЗ. САРБАЛЫК (БАРАБИНСКАЯ РАВНИНА)

Е.А. Овдина[1], В.Д. Страховенко[1], Н.И. Ермолаева[2], Е.Ю. Зарубина[2], А.И. Сысо[3], Ю.В. Ермолов[3]

[1]Институт геологии и минералогии СО РАН, г. Новосибирск, Россия, e-mail: oka_2506@mail.ru
[2]Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Новосибирск, Россия
[3]Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, г. Новосибирск, Россия

# PECULIARITIES OF DISTRIBUTION OF RADIONUCLIDES IN THE LAKE. SARYBALYK (BARABA STEPPE)

E.A. Ovdina[1], V.D. Strahovenko[1], N.I. Ermolaeva[2], E.Yu. Zarubina[2], A.I. Syso[3], Yu.V. Ermolov[3]

[1]V.S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy
[2]Institute for Water and Environmental Problems, SB RAS, Novosibirsk, Russia
[3]Institute of Soil Science and Agrochemistry

На территории Новосибирской области расположено более 4000 озер, а с площадью зеркала свыше 1 км$^2$ – около 520. Озера, в основном, бессточные, мелководные, от пресных до соленых, являются основным элементом гидрографии Обь-Иртышского междуречья и конечными водоприемниками [О состоянии..., 2012].

Территория Новосибирской области подвергается загрязнению техногенными радионуклидами с начала испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне в 1949 г. [Рихванов, 2009]. Все эти события отразились в составе донных отложений озер и повышенные активности радиоцезия могут являться реперными точками.

Озеро Сарбалык (рис. 1) расположено в Барабинской лесостепи в 25 км на северо-восток от г. Куйбышев. Характер поверхности территории типичен для центральной Барабы: поверхность осложнена строго параллельными, северо-восточного простирания, чередующимися гривами и лощинами, в которых расположены многочисленные мелкие и крупные озера, болота и суходолы. Вследствие такого устройства ландшафта происходит местное перераспределение влаги и легкорастворимых солей: их переток с грив в межгривное пространство [Ильин, Сысо, 2001].

Преимущественно осадочные образования четвертичного возраста представлены на территории Барабинской равнины. Почвообразующие породы представлены озерно-аллювиальными и субаэральными лессовидными отложениями преимущественно суглинистого гранулометрического состава и с разной степенью засоления. Минеральный состав почвообразующих пород по большей части определяется составом коренных пород Алтае-Саянской горной системы и Казахского мелкосопочника. В нем преобладают минералы легкой фракции: кварц, полевые шпаты, слюды. Все они содержат малые количества элементов примесей [Страховенко, 2011].

Полевые работы проводились в 2013–2014 гг. в составе комплексной экспедиции ИГМ СО РАН, ИВЭП СО РАН, ИПА СО РАН. Колонки донных отложений отбирались с катамарана при помощи цилиндрического пробоотборника с вакуумным затвором конструкции НПО “Тайфун” (диаметр 82 мм, длина 120 см) в 2013 г., а в 2014 г. из-за обмеления озера – штангой. Керн опробовался поинтервально с шагом 5 см на глубину до 60 см. Отбор проб воды на все анализы производился по стандартным методикам ГОСТ 31861. Непосредственно в полевых условиях определяли значения показателей pH, Eh, общей минерализации воды, содержания кислоро-




***Рис. 1.*** *Схема отбора проб в озерной системе Сарбалык, вынесенная на фото с Google Maps, 2015 г.*




***Рис. 2.*** *Типы и классы сапропелей озерных систем центральной части Барабинской равнины*

*Таблица 1. Содержание естественных и искусственных радионуклидов в донных отложениях исследованных озерных систем центральной части Барабинской равнины*

| Озеро | U(Ra), мг/кг | Th, мг/кг | K, % | $^{137}$Cs, Бк/кг |
|---|---|---|---|---|
| оз. Бергуль | 2,4 | 3,4 | 0,77 | 93 |
| оз. Ярголь | 3,9 | 4,5 | 0,53 | 24 |
| оз. Чулым | 2,6 | 4,0 | 0,48 | 140 |
| **оз. Сарбалык** | 2,7 | 6,2 | 0,97 | **0** |
| оз. Мостовое | 1,3 | 5,4 | 0,70 | 11 |
| оз. Горка | 2,3 | 5,5 | 0,44 | 75 |
| оз. Барчин | 3,6 | 1,9 | 0,31 | 154 |
| оз. Кайлы | 2,3 | 3,9 | 0,63 | 180 |
| оз. Бол. Кайлы | 3,0 | 4,1 | 0,56 | 166 |
| оз. Суеток | 2,4 | 4,1 | 1,23 | 160 |
| оз. Жилое К | 2,9 | 8,9 | 1,75 | 141 |
| оз. Чистое | 3,3 | 9,5 | 1,54 | 151 |
| оз. Камбала | 2,4 | 5,2 | 0,86 | 57 |
| оз. Бол. Казатово | 1,3 | 2,9 | 0,81 | 108 |
| оз. Бугристое | 2,1 | 5,2 | 0,97 | 113 |
| оз. Бол. Курган | 2,0 | 1,8 | 0,65 | 90 |
| оз. Цыбово | 1,5 | 6,9 | 1,04 | 169 |

да, а также пробы донного осадка сразу взвешивались для дальнейшего расчета влажности.

Методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии с использованием методов пламенной и электротермической атомизации в пробах воды и донных осадков определялись значения концентраций микро- и макроэлементов (спектрометр Solaar M6 фирмы Thermo Electron, Англия, снабженный зеемановским и дейтериевым корректором фона). Изучение морфологии, фазового и химического состава образцов проводилось с использованием сканирующего электронного микроскопа LEO1430VP, снабженного энергетическим спектрометром “OXFORD”. Определение содержания естественных радионуклидов и радиоцезия проводилось гамма-спектрометрическим методом на колодезном коаксиальном детекторе из сверхчистого германия (HPGe) с предусилителем и низкофоновым криостатом EGPC 192-P21/SHF 00–30A-CLF-FA (производство фирмы “EURYSIS MESURES”, Франция).

*Таблица 2. Состав воды оз. Сарбалык (по формуле Курлова)*

| Озеро | Формула Курлова | Тип воды | TDS, г/л |
|---|---|---|---|
| Сар- | HCO3 94 [Cl 3 SO4 3] | Гидрокарбонатная | 0,3 |
| балык | Na 58 Mg 26 [Ca 17] | натриевая, пресная | |



***Рис. 3.*** *Заросли тростника вдоль береговой линии оз. Сарбалык*

Объектами исследования стали 20 озерных систем с сапропелевыми донными отложениями, территориально расположенные в пределах центральной части Барабинской равнины. Все исследованные озера нами классифицированы по типам и классам сапропеля (рис. 2). Оз. Сарбалык относится к органо-минеральному типу, органо-силикатному классу сапропеля.

Состав донных отложений всех исследованных озер проанализирован на содержание естественных и искусственных радионуклидов (табл. 1). В составе донного осадка оз. Сарбалык не обнаружен $Cs^{137}$, хотя в озерах, расположенных в непосредственной близости к нему (озера Бол. Курган и Суеток) содержание радиоцезия в донных отложениях составляет 90 и 160 Бк/кг соответственно.

Состав вод исследованного озера (табл. 2), рассчитанный по формуле Курлова [Курлов, 1928], относится к щелочным (pH=8,36) гидрокарбонатным натриевым пресным водам со значением общей минерализации воды равной 0,3 г/л.

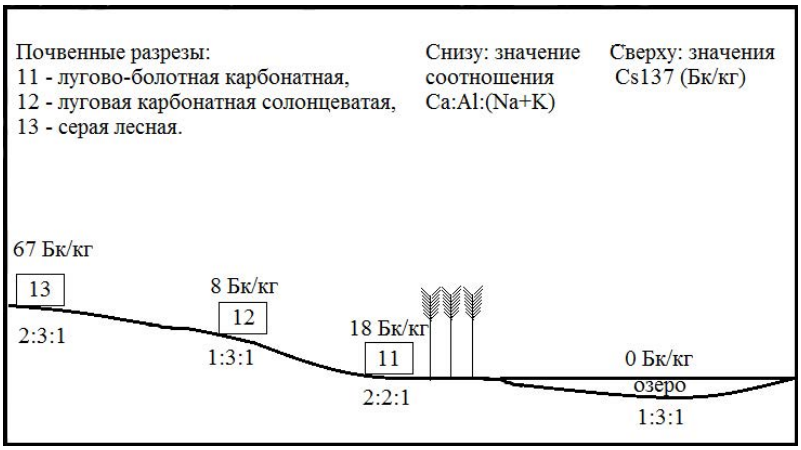



***Рис. 4.*** *Схема соотношений Ca:Al:Na+K и активности $Cs^{137}$ в пробах различных почвенных типов и донном осадке оз. Сарбалык*

*Таблица 3. Элементный состав тростниковых кочек из оз. Сарбалык*

| Кочка | K | Th/U | $Cs^{137}$ |
|---|---|---|---|
| **верх** | 0,4 | 10,71 | **54** |
| **низ** | 1,2 | 3,92 | **6** |

Исследованы основные физико-химические свойства почв (гранулометрический состав, содержание гумуса, pH, радионуклидный $^{238}U$, $^{232}Th$, $^{40}K$, $^{137}Cs$, макро- и микроэлементный состав почв. На водосборе оз. Сарбалык основными типами почв водосборной поверхности являются, сменяющие друг друга от озера к гриве: лугово-болотная карбонатная (СРП-11) → луговая карбонатная солонцеватая (СРП-12) → серая лесная почвы (СРП-13) → чернозем выщелоченный.

По степени зарастания макрофитами и величине образуемой ими первичной продукции оз. Сарбалык относится к бордюрно-займищному типу (рис. 3). Зарастание интенсивное, доминирует жесткая воздушно-водная растительность (господствующая роль принадлежит тростнику *Phragmites australis*), продуцирующая в год 1386,6–1625,1 г/м$^2$ органического вещества при площади зарастания до 40%. Мощность сплошных тростниковых зарослей ~50 м.

Элементный состав почв отличается высокими концентрациями Al (до $8 \cdot 10^4$ ppm) и Fe (до $4{,}2 \cdot 10^4$ ppm), а также Ca (до $10{,}7 \cdot 10^4$ ppm). Однако распределение элементов в зависимости от почвенного типа не является постоянным (рис. 3), как и их соотношение между собой. Соотношение Ca:Al:(Na+K) в серых лесных почвах (на гриве) представлено в виде 2:3:1, в луговых карбонатных солонцеватых почвах (на склоне) – 1:3:1, в лугово-болотных карбонатных почвах (берег озера) 2:2:1, а непосредственно в донном осадке 1:3:1.

Активности радиоцезия, исходя из различного состава почв, широко варьируют. Значимые значения активности $Cs^{137}$ обнаружены только в первых 0–15 см почвенного покрова, ниже по разрезу содержания радиоцезия не выявлено. В разрезе №13 активности радиоцезия превышают глобальный фон как минимум в 2 раза и составляют 67 Бк/кг, в №12 – уже 8 Бк/кг, а в №11 – 18 Бк/кг (рис. 4).

В составе донных отложений оз. Сарбалык, исследованном разными методами, по разрезу не выявлено каких-либо аномалий в распределении содержаний макро- и микроэлементов или минеральных фаз и, в целом, состав не меняется. Особенное внимание привлекает отсутствие в донных отложениях по всему разрезу содержания радиоцезия.

В 2014г повторно отобраны образцы донного осадка и тростниковых кочек, окаймляющих все озеро. Кочки разделены на две части: верхняя часть – живой тростник и нижняя часть – туго переплетенные корневища. В элементном составе кочек присутствовал $Cs^{137}$ (табл. 3).

Таким образом, проанализировав особенности распределения естественных и искусственных радионуклидов в почвах водосборных площадей, тростниковых кочек и донного осадка озера Сарбалык, можно сделать вывод, что отсутствие радиоцезия в донном осадке связано с несколькими факторами:

1. Во-первых, механическое воздействие. Стебли, листья и корни густо растущего тростника не пропускают почвенные частицы, сносимые со склона, которые содержат радиоцезий.
2. Во-вторых, происходит сорбция растворенных форм $Cs^{137}$ и накопление его в тростниковых кочках.

*Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 16–05–00132.*

***Литература***

1. *Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2001. – 229 с.*
2. *Курлов М. Г. Классификация сибирских целебных минеральных вод. – Томск, 1928.*
3. *О состоянии и об охране окружающей среды Новосибирской области в 2011 году. – Новосибирск, 2012. – 148 с.*
4. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии : учебное пособие. – Томск : STT, 2009. – 4300 с.*
5. *Страховенко В.Д. Геохимия донных отложений малых континентальных озер Сибири : автореф. дис. ... докт. геол.-мин. наук. – Новосибирск, 2011. – 36 с.*

# РАДИОАКТИВНОСТЬ РЕДКОМЕТАЛЛЬНЫХ РУД И ПРОДУКТОВ ИХ ПЕРЕДЕЛА: УРОВНИ, НОРМИРОВАНИЕ И КОНТРОЛЬ

Т.М. Овсянникова

ФГБУ "ВИМС", г. Москва, Россия

# THE RADIOACTIVITY OF RARE METAL ORES AND CONVERSION PRODUCTS: LEVELS, REGULATION AND MONITORING

T.M. Ovsyannikova

VIMS, Moscow, Russia

Экспериментально получены уровни удельной активности природных радионуклидов в редкометалльных рудах и продуктах их передела, оценены коэффициенты техногенного концентрирования и эмиссия радионуклидов в окружающую среду.

The article provides experimental data on specific activities of natural radionuclides in rare metal ores, conversion products and wastes. It also assesses factors of technogenic concentration and corresponding emission of radionuclides into the environment.

Производство редких металлов – извлечение из недр и переработка больших объемов минерального сырья с повышенным содержанием природных радионуклидов (ПРН) – обусловливает эмиссию радиоактивных материалов и дополнительную дозовую нагрузку, величины которых сопоставимы с уровнями, характерными для ядерно-топливного цикла (ЯТЦ) и других радиационно-опасных производств.

Масштаб и сфера использования редких металлов (РМ), к которым относят около 50 химических элементов (в том числе все радионуклиды), весьма велики. В последние десятилетия наблюдался бурный рост производства металлов редкоземельной группы, являющихся необходимым компонентом "чистой" энергетики и технико-технологического развития ключевых отраслей промышленности [9, 11, 15, 16]. Мировые ресурсы так называемых легких редкоземельных металлов (РЗМ) большей частью заключаются в карбонатитах, бастнезитовых и монацитовых рудах; основная сырьевая база сосредоточена в месторождениях бастнезита в Китае и США, им уступают монацитовые (Австралия, Бразилия, Китай и др.) и другие типы руд [24]. Значительная часть наиболее востребованных тяжелых РЗМ (Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, также Y) находится в ксенотимовых и монацитовых рудах, формирующихся в разнообразных геологических условиях и ассоциированных с редкометалльными и другими месторождениями (Y, Ta, Nb, Zr, U, P и др.). Бастнезит (преимущественно китайского происхождения) до сих пор являлся преобладающим редкоземельным сырьем, однако привлекаются и альтернативные источники РЗМ, в том числе техногенные (например, хвосты урановой добычи) [11]. Развитие отечественной базы РЗМ связывают с месторождениями Томторское, Чуктуконское, Катугинское, а также красноуфимским монацитовым концентратом, фосфогипсами, эвдиалитом и др. [5, 8, 9].

Редкие металлы часто сопутствуют друг другу в геологической среде и формируют комплексные руды, многие из которых радиоактивны. Урановые руды нередко содержат Mo, Sc, V, Se и другие РМ, которые могут извлекаться как попутные; некоторые источники РЗЭ, Y и Sc ассоциированы с промышленной урановой минерализацией [1, 4–7, 18]. В других редкометалльных рудах значительные количества урана и тория позволяют рассматривать их в качестве полезных компонентов [1, 18], к ним относятся руды месторождений Среднезиминское, Катугинское, Средняя Падма и др. (U); Аллуайвское, россыпи Австралии, Африки и др. (Th); Карасугское, Маунтин-Пасс, Зашихинское и др. (U, Th). В рудах уран и торий встречаются в виде собственных минералов и примесей, в сорбированном виде. Как примеси эти радионуклиды (РН) находятся в основных минералах тантала, ниобия и редких земель: пирохлоре (U, Th), гатчеттолите (Th), мариньяките (U), микролите (U), ксенотиме (U), бастнезите (Th), паризите (Th), иттросинхизите (Th), фергюсоните (U, Th), эвксените (U, Th), гагаринте (U, Th) [10]. Большинство редкоземельных минералов содержат уран и/или торий.

Как в геологической среде, так и в процессах переработки минерального сырья, включая его обогащение, наблюдаются перераспределение и фракционирование родоначальников рядов радиоактивного распада $^{238}U$, $^{235}U$, $^{232}Th$ и их дочерних продуктов (ДПР), обусловленные различиями химических и ядерно-физических свойств радионуклидов. Изотопный состав руд не всегда равновесный: например, отношения активностей изотопов U, Th и Ra в урановых рудах разного возраста и происхождения варьируют в пределах одного математического порядка (0,4 – 2) [2, 3]. В технологической цепочке "руда – продукты передела" перераспределение природных радионуклидов (ПРН) – U, Pa, Ra, Th, Ac, Po и др. – является скорее правилом, чем исключением. В результате селективного концентрирования относительно короткоживущих ДПР U и Th образуются и поступают в окружающую среду (ОС) материалы с повышенной и аномально высокой радиоактивностью (рудные концентраты, производственные отходы и др.), которые в международной практике разделяют на NORM и TENORM. Наибольший риск для персонала и населения связан с высокотоксичными $^{210}Po$, $^{210}Pb$, изотопами

радия, урана, а также газообразными $^{222}$Rn и $^{220}$Rn и их ДПР. Урану свойственна высокая химическая токсичность, превосходящая радиационную. Степень техногенного концентрирования ПРН существенно выше, чем для природных аномалий.

Урановые руды являются источником TENORM с суммарной удельной активностью (УА) ПРН на уровне $(1,1–11)\cdot10^4$ Бк/кг; отходы добычи монацитовых, ксенотимовых и бастнезитовых руд характеризуются УА ПРН от 210 до $1,2\cdot10^5$ Бк/кг, а отходы передела циркониевых руд – $(0,3–4,8)\cdot10^4$ Бк/кг [26]. Дезактивация перовскитового, лопаритового, эвдиалитового, сфенового, колумбитового, пирохлорового и других концентратов при производстве тантала, ниобия и РЗМ дает радиоактивные кеки, а пирометаллургический передел концентратов с получением слабоактивных товарных продуктов – шлаки с УА ПРН порядка $10^5$ Бк/кг [12]. В связи с этим до сих пор при извлечении РЗЭ предпочтение отдавалось бастнезитовым рудам с малым содержанием урана [23].

Гамма-спектрометрическое измерение активности изотопов радия и определение эффективной удельной активности ($A_{эфф}$) руд Томторского месторождения и продуктов их переработки показывают, что в технологической цепочке происходит концентрирование радия, особенно его короткоживущих изотопов (табл. 1). Коэффициенты концентрирования по $^{226}$Ra варьируют от 3,3 (рудный концентрат) до 5,9 (кек), по $^{228}$Ra – от 5,6 (концентрат) до 35 (кек). Если в хвостах и концентратах активности $^{228}$Ra и $^{224}$Ra еще остаются равновесными, то в кеках после вскрытия руды происходит разделение этих изотопов, по-видимому, объясняемое селективным отделением тория. Индивидуальная УА $^{228}$Ra в пробах кека достигает $5,7,10^4$ Бк/кг. Для Зашихинского месторождения наблюдается следующая зависимость: концентрат обогащается всеми ПРН за исключением $^{40}$K, минимальный коэффициент концентрирования у $^{210}$Po (11), максимальный – у $^{232}$Th (35); в хвостах сепарации по сравнению с исходной рудой уменьшаются активности всех ПРН, за исключением $^{230}$Th (табл. 2). Конечные продукты – чистые оксиды и соли редких земель – также могут селективно обогащаться короткоживущими ПРН из ряда $^{235}$U, в частности, $^{227}$Th, активности которых в исходном сырье пренебрежимо малы (табл. 3).

Резкое смещение радиоактивного равновесия между ПРН в продуктах передела, включая производственные отходы, имеет принципиальное значение в оценке радиационной и радиоэкологической опасности, возникающей при обращении с данными видами материалов, и радиационного контроля (РК). Согласно санитарно-гигиеническому законодательству РФ в зависимости от эффективной удельной активности $A_{эфф}$ радионуклидов в минеральном сырье и материалах их разделяют на 4 класса, для которых предусмотрены различные правила обращения [17].

Расчет параметра $A_{эфф}$ выполняется по формуле:

$$A_{эфф} = A_{Ra} + 1,3\cdot A_{Th} + 0,09\cdot A_K, \quad (1)$$

где $A_{Ra}$, $A_{Th}$ и $A_K$ – соответственно удельные активности $^{226}$Ra, $^{232}$Th и $^{40}$K (Бк) при условии равновесия в рядах распада урана и тория.

Категоризация производственных отходов выполняется по значениям $A_{эфф}$ в зависимости от наличия равновесия в рядах распада $^{238}$U и $^{232}$Th. При условии равновесия для расчета используется формула (1), иначе рекомендуется определять $A_{эфф}$ с учетом вклада отдельных гамма-излучающих РН. Как типичные случаи нару-

*Таблица 1. Результаты измерения УА ПРН в руде Томторского месторождения и продуктах ее переработки гамма-спектрометрическим методом*

| Пробы | Удельная активность (УА), Бк/кг | | | | $A_{эфф}10^4$ |
|---|---|---|---|---|---|
| | $^{226}$Ra | $^{228}$Ra | $^{224}$Ra | $^{40}$K | |
| Исходная руда (Северный участок) | 240±40 | 1660±200 | 1650±190 | ≤50 | 0,24 |
| ТББ – 3/1, концентрат обогащения № 1 | 782±135 | 9360±1070 | 8840±1000 | ≤50 | 1,3 (1,7) |
| ТББ – 3/2, концентрат обогащения № 2 | 832±150 | 9360±1080 | 8680±990 | ≤50 | 1,3 (1,7) |
| ТББ – 3/3, концентрат обогащения № 3 | 865±154 | 9780±1130 | 9460±1080 | ≤50 | 1,4 (1,7) |
| ТББ – 3/4, хвосты | 1200±200 | 10600±1220 | 11000±1250 | ≤50 | 1,5 (1,9) |
| ТБ-2, кек после вскрытия руды | 1239±148 | 36050±4070 | 21110±2380 | ≤30 | 4,8 (6,2) |
| ТБ-3, кек после вскрытия руды | 1425±198 | 57510±6490 | 36540±4120 | ≤30 | 7,6 (9,9) |

*Таблица 2. Результаты измерения удельных активностей радионуклидов в руде Зашихинского месторождения и продуктах ее переработки*

| Пробы | Измеренная активность, Бк/кг | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $^{238}$U | $^{234}$U | $^{232}$Th | $^{228}$Th | $^{230}$Th | $^{210}$Po | $^{210}$Pb | $^{226}$Ra | $^{40}$K |
| Руда, № З-1 | 186 | 179 | 2592 | 2166 | 166 | 230 | 247 | 172 | 622 |
| Хвосты сепарации, № З-хгс-1 | 104 | 87 | 1391 | 1367 | 288 | 104 | 182 | 105 | 594 |
| Концентрат Ta-Nb, № З-к-1(Ta-Nb) | 4504 | 4527 | $8,68\cdot10^4$ | $4,10\cdot10^4$ | 4552 | 2532 | 2937 | 3348 | ≤70 |

шения равновесия в [17] рассматриваются: селективное поступление в отходы изотопов радия ($^{226}$Ra, $^{228}$Ra, $^{224}$Ra) и нарушение равновесия в результате интенсивного эманирования. Для первого случая при отсутствии материнских изотопов $^{238}$U и $^{232}$Th значение $A_{эфф}$ рассчитывают по формуле:

$$A_{эфф} = A_{Ra\text{-}226} + 1{,}3 \cdot k \cdot A_{Ra\text{-}228} + 0{,}09 \cdot A_K, \quad (2)$$

где $A_{Ra\text{-}226}$, $A_{Ra\text{-}228}$ и $A_K$ – соответственно удельные активности $^{226}$Ra, $^{228}$Ra и $^{40}$K (Бк), k – коэффициент, учитывающий длительность периода накопления радионуклидов в отходах и время хранения отходов. Если для отходов не установлены периоды хранения и накопления радионуклидов, то принимается k=1,3, если период накопления превышает 5 лет, а время хранения отходов превышает 6 лет, то $A_{эфф}$ рассчитывают как:

$$A_{эфф} = A_{Ra\text{-}226} + 1{,}7 \cdot A_{Ra\text{-}228} + 0{,}09 \cdot A_K.$$

Если нарушение равновесия в ряду $^{238}$U связано с высоким коэффициентом эманирования $^{222}$Rn ($K_{эм} > 10\%$), а в ряду $^{232}$Th равновесие соблюдено, то для расчета $A_{эфф}$ рекомендуется использовать формулу:

$$A_{эфф} = (1\text{-}K_{эм}) \cdot A_{Ra} + 1{,}3 \cdot A_{Th} + 0{,}09 \cdot A_K.$$

Численно коэффициент эманирования может быть определен как:

$$K_{эм} = (A_{Ra} - A_{ДПР}) / A_{Ra},$$

где $A_{Ra}$ – удельная активность $^{226}$Ra (без ДПР); $A_{ДПР}$ – удельная активность одного из гамма-излучающих ДПР $^{226}$Ra.

Для случая, когда отходы характеризуются нарушением равновесия в ряду $^{232}$Th и интенсивным эманированием $^{222}$Rn, используется формула:

$$A_{эфф} = (1\text{-}K_{эм}) \cdot A_{Ra\text{-}226} + 1{,}3 \cdot k \cdot A_{Ra\text{-}228} + 0{,}09 \cdot A_K.$$

Согласно [17] $A_{эфф}$ ПРН в производственных отходах с другими видами нарушения радиоактивного равновесия в рядах $^{238}$U и $^{232}$Th в каждом конкретном случае должна определяться с учетом характера нарушения равновесия.

Рассмотренный способ расчета $A_{эфф}$ имеет недостатки. Наличие в отходах высоких неравновесных содержаний $^{228}$Ra приводит к значительному увеличению $A_{эфф}$ по сравнению с результатом, полученным по стандартной формуле (1). В таблицах 1 и 2 значения УА $^{232}$Th равны измеренной УА $^{228}$Ra при условии равновесия с $^{232}$Th. Значения $A_{эфф}$ получены по формуле (1) по измеренным УА $^{226}$Ra и $^{228}$Ra (при условии равновесия в рядах $^{238}$U и $^{232}$Th), в скобках даны значения $A_{эфф}$, полученные по формуле (2) при отсутствии радиоактивного равновесия в ряду $^{232}$Th. Все расчеты выполнены на момент измерения образцов, практически сразу после их получения. Расчеты по двум вариантам дают разные значения $A_{эфф}$ для радиоактивного кека после вскрытия томторской руды (проба ТБ-2): $4{,}8 \cdot 10^4$ Бк/кг при условии равновесия в ряду $^{232}$Th и $6{,}2 \cdot 10^4$ Бк/кг при его отсут-

*Таблица 3. Результаты измерения УА изотопов тория (Бк/г) в чистых окислах и солях РЗЭ*

| РН/образцы | $La_2O_3$ | $LaBr_3$ (1) | $LaBr_3$ (2) | $La(Ce)Br_3$ (3) | $CeO_2$ | Оксиды РЗЭ (1) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $^{232}$Th | – | – | – | – | – | – |
| $^{228}$Th | 4,10–4 | 5,10–4 | 6,10–4 | 0,003 | 0,03 | – |
| $^{227}$Th | 0,150 | 0,023 | 0,033 | 0,021 | 0,052 | 43,1 |
| $^{230}$Th | – | – | – | 0,003 | – | – |

*Таблица 4. Содержания (г/т) U, Th и их отношения в промышленно-ценных минералах-концентраторах РЗМ из приоритетных видов минерального сырья и техногенных ресурсов России (по [21]), оценка максимальной суммарной эмиссии $^{232}$Th и $^{238}$U (12 тыс. т)*

| Минералы (местонахождение) | Th | U | Th/U | Эмиссия, Ки·год$^{-1}$ |
|---|---|---|---|---|
| Лопарит (Ловозеро) | 4600 | 200 | 23 | 6,8 |
| Эвдиалит (Ловозеро) | 60–80 | 20 | 3–4 | 0,19 |
| Апатит (Ловозеро, горизонт II-7) | 140 | – | – | 0,18 |
| Апатит (Хибины) | 10–31 | 3,5–15,0 | 2 – 5 | 0,10 |
| Ловчоррит (Хибины) | ≤10000 | 200 | 50 | 14 |
| Фосфогипс (Балаковский БМУ) | 15 | 3 | 5 | 0,03 |
| Монацит (г. Красноуфимск) | 55400 | 2000 | 27,6 | 81 |
| Куларит (Якутия) | 11000 | – | – | 14 |
| Природный концентрат (Томтор) | 1500 | 50 | 30 | 2,2 |
| СО руды (Чуктукон), ФГБУ “ВИМС” | 515 | 28 | 19 | 0,78 |

ствии. Очевидно, что способ определения $A_{эфф}$ непосредственно влияет на категоризацию и дальнейшее обращение с продуктами передела.

Инструментальная гамма-спектрометрия (ГСМ) во многих случаях не позволяет достоверно установить изотопные отношения в образцах, особенно при существенном преобладании изотопов ряда тория (типично для руд РЗМ), и получить надежные значения $A_{эфф}$ и индивидуальных активностей радионуклидов. На практике УА $^{238}$U часто принимают равной УА $^{226}$Ra. Другим способом определения $^{238}$U является измерение гамма-излучения короткоживущего $^{234m}$Pa. Однако для продуктов передела равновесие $^{234}$Th ($^{234m}$Pa) и $^{238}$U может не соблюдаться, а выдержка образцов в течение 4 месяцев для его достижения будет неприемлемой для РК. Даже при равновесном составе образцов анализ по $^{234}$Th и $^{234m}$Pa представляет собой непростую задачу ("мягкие" гамма-линии $^{234}$Th подвержены влиянию вариаций насыпной плотности и элементного состава образцов, фона от комптоновского рассеяния и др. факторов, предел определения $^{234m}$Pa достаточно велик) и должен апробироваться на конкретных объектах.

Активность $^{226}$Ra не всегда удается измерить по аналитической линии 186,2 кэВ (выход 3,53%), на которую накладывается линия 185,7 кэВ от $^{235}$U (57%). Более надежным является измерение гамма-квантов от его ДПР $^{214}$Pb и $^{214}$Bi, однако при интенсивном эманировании рыхлых материалов (например, переотложенные карбонатитовые руды, технологические отходы и др.) измерения должны предваряться герметизацией и длительной выдержкой проб. УА $^{232}$Th рассчитывается по результатам измерения гамма-излучения равновесных $^{228}$Ac, $^{212}$Bi, $^{212}$Pb, являющихся ДПР $^{228}$Ra и $^{224}$Ra, при условии радиоактивного равновесия. Как было показано выше, руды и продукты их передела во многих случаях не подчиняются этому правилу.

В связи с недостатками ГСМ для измерений могут привлекаться другие виды анализа, например, гамма-активационный ($^{238}$U измеряют по реакции $^{238}$U($\gamma$, n)$^{237}$U после облучения тормозным излучением на линейном ускорителе электронов, $^{235}$U, $^{231}$Pa – по реакции $^{231}$Pa($\gamma$, n)$^{230}$Pa) или масс-спектрометрический. Широкое использование последнего ограничено высокими пределами определения короткоживущих ПРН и высокой стоимостью аппаратуры. Другим относительно простым и доступным для рядовых лабораторий, но в то же время точным методом является альфа-бета-спектрорадиометрия с радиохимической подготовкой, позволяющая получать результаты в приемлемые сроки (2–3 дня). В международной практике гамма-спектрометрический анализ используется ограниченно – на объектах, где установлено радиоактивное равновесие.

Как в России, так и за рубежом потенциальная радиационная опасность материалов с природной радиоактивностью оценивается по результатам измерения и суммирования индивидуальных УА ПРН, однако схемы расчетов и оценок различаются. Например, в Канаде для производственных отходов установлены условно безопасные уровни УА "ключевых" ПРН – UDLR, при непревышении которых обращение с отходами не ограничивается. Потенциальные риски оцениваются путем сопоставления измеренных УА ключевых ПРН с соответствующими уровнями ограничения DRL в различных формах NORM. Анализ материалов, предварительно относимых к NORM, проводится поэтапно [25]: измеряется интенсивность гамма-, альфа- и бета-излучения на поверхности объекта, затем, при превышении гамма-фона в 2 раза и контрольного уровня поверхностной активности 1 Бк/см$^2$, выполняется представительный пробоотбор и радиохимический анализ проб на ключевые ПРН. При превышении UDLR объекты определяются как NORM и классифицируются. Основные лабораторные методы: высокоразрешающая гамма-спектрометрия ($^{226}$Ra, $^{228}$Ra, $^{228}$Th, $^{234}$Th) и альфа-спектрометрия с радиохимической подготовкой ($^{228}$Th, $^{210}$Po и др.). При оценке транспортируемых NORM учету подлежат только ПРН с периодами полураспада более 10 суток: $^{234}$Th (в равновесии с $^{238}$U, $^{234}$U), $^{230}$Th, $^{226}$Ra, $^{210}$Pb (в равновесии с $^{210}$Po), $^{228}$Th и $^{228}$Ra. Если для объекта установлено радиоактивное равновесие, то для определения ПРН может использоваться высокоразрешающая гамма-спектрометрия. Суммарная удельная активность (TRC) рассчитывается как:

$$TRS = 3A_{234Th} + A_{230th} + A_{226Ra} + 2A_{210Pb} + A_{228Th} + A_{228Ra}. \quad (3)$$

Из сопоставления формул (1), (2) и (3) очевидны различия в оценке суммарной активности согласно российскому и международному стандарту. Нормы и правила РК при обращении с радиоактивным минеральным сырьем и отходами имеют и другие отличия (рассмотрены в [14]), но в целом согласованы между собой. В международном регулировании используются правила, разработанные МАГАТЭ, установленные контрольные уровни УА ПРН получены на основе средних содержаний в объектах ОС.

Перечисленные проблемы в радиоизотопном анализе и РК на предприятиях по добыче и производству РМ связаны не только с отсутствием простых методик измерения и доступной аппаратуры, но и с отсутствием стандартных образцов. Вместе с тем, эмиссия радиоактивных веществ в отрасли выходит на уровень наиболее опасных производств. Рассмотрим несколько примеров.

Технологическая схема передела ловозерских лопаритов включает разложение лопаритового концентрата минеральными кислотами и высокотемпературную обработку с последующим водным выщелачиванием солей РЗМ. Отделение РЗМ от тория может производится разными способами: осаждением Th в виде оксалата, пирофосфата или безводного сульфата, выделением РЗМ в виде двойных сульфатов со щелочными металлами или аммиаком, ступенчатой нейтрализацией растворов с осаждением фосфатов Th и РЗЭ, экстракционным разделением и др. [8]. Во всех случаях получают высокоактивный концентрат тория. В 2011–2013 гг. при максимальной мощности производства лопаритового концентрата Ловозерским ГОК ~12 тыс. тонн в год Соликамский магниевый завод давал порядка 3,6 тыс. тонн ок-

сидов РЗМ [9, 11, 13]. Если считать, что среднее содержание тория в лопарите 4600 г/т, а урана 200 г/т [9], то среднегодовая эмиссия радиоактивных продуктов составила ~2,5,$10^{11}$ Бк (6,8 Ки); подавляющая часть активности (~90%) связана с получаемым ториевым концентратом. Использование в качестве сырья РЗМ красноуфимского монацита с содержанием тория 55400 г/т и урана 2000 г/т при тех же мощностях производства приведет к годовой эмиссии долгоживущих $^{232}$Th и $^{238}$U на уровне 80 Ки; существенно меньшими уровнями эмиссии ПРН будет характеризоваться производство РЗМ из других альтернативных источников (табл. 4). При использовании комплексной технологии переработки томторских руд, разработанной в ИХХТ СО РАН [21], масса отходов (хвостов) на 1 тонну руды составит ≤0,5 тонны, предположительно ПРН будут концентрироваться в отдельный продукт массой ~60 кг с УА 1,1·$10^5$ Бк/кг.

Значения в таблице 4 приведены без учета ДПР $^{232}$Th и $^{238}$U; в общем случае оценка эмиссии даст увеличение в *n* раз, в том числе за счет эксхаляции радона. Последняя, по оценке Г.И. Россмана (2016 г.) для проектируемого карьера на участке Буранный (Томтор), обусловливает годовую дозу облучения персонала за счет $^{222}$Rn 11,6 мЗв при допуске 5 мЗв. Реальные величины общей эмиссии ПРН и доз облучения не могут быть оценены без привлечения радиоизотопных данных.

Полученные значения годовой эмиссии при производстве РЗМ сопоставимы с наиболее радиационно-опасными объектами, относящимися к ЯТЦ и нефтегазовому комплексу (НГК). На АЭС мощностью 1000 МВТ в течение года образуются отходы объемом 200–300 м$^3$ с суммарной активностью ~8,$10^{13}$ Бк (расчет по данным [20]), основная доля которой (более 85%) приходится на короткоживущий $^{60}$Co ($T_{1/2}$=5,3 года). На предприятиях НГК за год накапливаются твердые отходы массой от менее чем 1 до 10 и более тонн и активностью изотопов Ra и их ДПР в диапазоне 1–1000 Бк/г; объемы извлекаемых вод на нефтяном производстве обычно варьируют от 2400 до 40000 м$^3$ в сутки [22]. При среднем содержании в пластовых водах изотопов радия 6,2 Бк/л (месторождения в Норвегии) годовая эмиссия составит 5,4,$10^6$–9,1,$10^7$ Бк. Максимальная дополнительная эмиссия за счет твердых отходов НГК оценивается на уровне n·$10^7$ Бк.

## Выводы

1. Оцененная эмиссия радионуклидов и дозовая нагрузка персонала при добыче и переработке руд РМ сопоставима с уровнями, характерными для наиболее радиационно-опасных производств.
2. В технологических процессах происходит селективное концентрирование ПРН, как высокотоксичных короткоживущих, так и долгоживущих (с периодами полураспада ~$10^n$ лет).
3. Коэффициенты технологического концентрирования более чем на порядок превышают природные вариации.
4. Радиационный контроль и категорирование техногенных объектов по радиационной опасности должны выполняться с учетом наличия или отсутствия радиоактивного равновесия в рядах распада урана и тория, в последнем случае стандартная схема категорирования по величине $A_{эфф}$ не применима.

***Литература***


1. *Быховский Л.З., Потанин С.Д. Геолого-промышленные типы редкометалльных месторождений. – М. : РИС ВИМС, 2009.*
2. *Ядерно-физическое исследование радиоактивного равновесия в древних урановых рудах Украины [Электронный ресурс] / А.А. Вальтер, Н.П. Дикий, А.Н. Довбня и др. // Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine. – 2009. – № 7. – URL: http://dspace.nbuv.gov.ua/bitstream.*
3. *Домаренко В.А., Краморенко С.В., Чернев Е.М. Поведение урана и радия при формировании руд месторождения Дыбрын (Витимский урановорудный район, Республика Бурятия) [Электронный ресурс]. – URL: http://shakhov.igm.nsc.ru/pdf.*
4. *Косынкин В.Д., Глебов В.А. Возрождение российского производства редкоземельных металлов – важнейшая задача отечественной экономики : пленарный доклад на III Междунар. конф. "Функциональные наноматериалы и высокочистые вещества", г. Суздаль, Россия, 4–8 окт. 2010 г.*
5. *Косынкин В.Д., Трубаков Ю.М., Сарычев Г.А. Прошлое и будущее редкоземельного производства в России [Электронный ресурс] / Евразийское научное объединение. – URL: http://esa-conference.ru/wp-content/uploads/files.*
6. *Кулешевич Л.В., Голубев А.И. Благороднометалльная минерализация щелочных метасоматитах Средней Падмы Онежской структуры [Электронный ресурс]. – URL: http://igkrc.ru/assets/publication.*
7. *Кулешевич Л.В., Дмитриева А.В. Минералы и источники редкоземельных элементов в Карелии // Ученые записки Петрозаводского государственного университета. Науки о Земле. – 2012. – № 4. – С. 62–63.*
8. *Литвинова Т.Е. Получение соединений индивидуальных РЗМ и попутной продукции при переработке низкокачественного редкометального сырья : дис. ... докт. техн. наук / ФГБОУ ВПО Национальный минерально-сырьевой университет "Горный". – СПб., 2014.*
9. *Мелентьев Г. Редкоземельные приоритеты России [Электронный ресурс] // Редкие земли. – 2015. – URL: http://rareearth.ru.*
10. *Методические рекомендации по применению Классификации запасов месторождений и прогнозных ресурсов твердых полезных ископаемых. Ниобиевые, танталовые руды и редкоземельные элементы. – М. : НП НАЭН, 2007.*
11. *Никулин А.А. Металлы для высоких технологий: тенденции мирового рынка редкоземельных элементов // Проблемы национальной стратегии. – 2014. – № 1 (22). – С. 134–152.*
12. *Россман Г.И., Бахур А.Е., Петрова Н.В. Промышленная радиационная экология минерального сырья // Минеральное сырье. – 2012. – № 25. – С. 236–237.*
13. *Обзор рынка редкоземельных металлов [Электронный ресурс]. – URL: http://www.kdbl.kz/upload/analitika/2007.*

14. *Овсянникова Т.М. Проблемы радиоактивности редкометалльных руд // АНРИ. – 2015. – № 3 (82). – С. 2–14.*
15. *Редкоземельные металлы: перспективы мирового рынка [Электронный ресурс]. – URL: http://www.ereport.ru/articles.*
16. *Самсонов Н.Ю., Семягин И.Н. Обзор мирового и российского рынка редкоземельных металлов [Электронный ресурс]. – URL: http://lib.ieie.nsc.ru/docs.*
17. *СанПиН 2.6.1.2800-10.*
18. *Солодов Н.А., Семенов Е.И., Усова Т.Ю. Минеральное сырье: Иттрий и лантаноиды : справочник. – М. : Геоинформмарк, 1998.*
19. *Твердохлебова Т.В., Усова Е.А. Мировой и российский рынок редких металлов: текущее состояние // Проблемы современной экономики. – 2011. – № 4 (40). – С. 102–105.*
20. *Технологические и организационные аспекты обращения с радиоактивными отходами / IAEA-TCS-27. – Вена : МАГАТЭ, 2005.*
21. *Томтор как приоритетный инвестиционный проект обеспечения России собственным источником редкоземельных элементов [Электронный ресурс] // Всероссийский экономический журнал. – URL: http://ecotrends.ru/subscribe.*
22. *Radiation protection and the management of radioactive waste in the oil and gas industry. – Vienna : International Atomic Energy Agency, 2003.*
23. *Ragheb M. Thorium resources in rare earth elements [Электронный ресурс]. – URL: http://www.mragheb.com.*
24. *Holdsworth R., Lebedeva E. Rare Earth Elements [Электронный ресурс] / Intertek group plc. – URL: http://www.intertek.com.*
25. *Technical Report on the Management of Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) in Waste. Final Draft // NORM Waste Management Technical Committee. – 2005.*
26. *EPA [Электронный ресурс]. – URL: www.epa.gov.*

# ОЦЕНКА ТРЕБОВАНИЙ К ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЕ ПРИ ЗАХОРОНЕНИИ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В ГЛУБОКИЕ ГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ФОРМАЦИИ

А.Ю. Озерский

ОАО "Красноярская горно-геологическая компания" (ОАО "Красноярскгеология"), г. Красноярск, Россия, ozerski@krasgeo.ru

# EVALUATION OF REQUIREMENTS TO GEOLOGICAL CONDITIONS FOR THE DEEP GEOLOGICAL DISPOSAL OF NUCLEAR WASTE

A. Ozerskiy

Krasnoyarskaya Mining Geological Company, Krasnoyarsk, Russia

Russian national normative documents regulating the requirements for the geological conditions of sites for deep disposal of nuclear waste were evaluated. The flaws of regulatory requirements for the study of geological conditions were shown. Recommendations for the improving of the requirements have been proposed.

## Введение

С 2011 г. в соответствии с вступившим в силу Федеральным законом Российской Федерации от 11 июля 2011 г. № 190-ФЗ "Об обращении с радиоактивными отходами..." "радиоактивные отходы... подлежат обязательному захоронению в пунктах захоронения радиоактивных отходов" [17, ст. 12, п. 1]. При этом особое место отводится захоронению высокоактивных и среднеактивных отходов: "Захоронение твердых высокоактивных долгоживущих и твердых среднеактивных долгоживущих радиоактивных отходов осуществляется в пунктах глубинного захоронения радиоактивных отходов..." [17, ст. 12, п. 2]. Закон также формулирует критерий глубины для создания пунктов глубинного захоронения радиоактивных отходов (далее – ПГЗРО), под которыми понимается "сооружение, размещенное на глубине более ста метров от поверхности земли".

По отношению к геологической среде в настоящее время следует считать действующими два нормативных документа, в которых сформулированы требования к выбору площадок с целью захоронения радиоактивных отходов (РАО) в глубокие геологические формации.

Первый документ "Захоронение радиоактивных отходов. Принципы, критерии и основные требования безопасности (НП-055-14)" (далее именуется "НП-055-14") был разработан и утвержден приказом Ростехнадзора России от 22 августа 2014 г. № 379 [15]. Этот документ зарегистрирован в Минюсте России 02.02.2015 № 35819. В силу этого обстоятельства нормы и правила НП-055-14 имеют наиболее высокий статус и обязательный характер для применения.

Второй документ, носящий название "Методические рекомендации по обоснованию выбора участков недр для целей, не связанных с добычей полезных ископаемых" [9], был разработан Федеральным бюджетным учреждением "Государственная комиссия по запасам полезных ископаемых" (ФБУ "ГКЗ"), подчиненным Федеральному агентству по недропользованию (Роснедра) Министерства природных ресурсов и экологии Российской Федерации (МПР). Указанные "Методические ре-

комендации...” (далее мы их именуем “МР-2007”) были рекомендованы к использованию протоколом МПР от 03.04.2007 №11-17/0044-пр. МР-2007 имеют рекомендательный характер, однако, этот документ служит основой при принятии решения Роснедрами о пригодности выбранной площадки для подземного захоронения РАО в глубокие геологические формации.

Нужно сказать, что оба этих документа не основаны на четких теоретических концепциях или надежных эмпирических решениях, как при подсчете запасов полезных ископаемых. В их основу положен главным образом здравый смысл и самые общие представления о влиянии различных элементов геологической среды на условия глубинного захоронения РАО. Это объясняется полным отсутствием опыта глубинного захоронения РАО в нашей стране и довольно ограниченным опытом подобной деятельности за рубежом.

Мы рассмотрели и проанализировали требования, которые выдвинуты к геологической среде глубоких формаций в обоих упомянутых документах [9, 15]. При этом мы использовали опыт, полученный при геологическом изучении Енисейского участка (Нижне-Канский массив, Красноярский край) [1, 8, 11]. При анализе мы уделили основное внимание обоснованности требований, их увязке между собой, ясности и однозначности понятий и критериев.

Вопросы сейсмичности и вулканизма, представляющие собой весьма специфические отрасли знаний, в этой статье мы не рассматриваем.

**Анализ документов**

*Глобальное геоструктурное положение площадок глубинного захоронения*. Упомянутые нормативные документы [9, 15] не накладывают никаких ограничений на расположение ПГЗРО в геологических структурах различного возраста и генезиса. Древние платформы (кратоны), молодые платформы (плиты), подвижные пояса (орогены), их отдельные фрагменты (террейны) – все они считаются пригодными для глубинного захоронения РАО. Действительно, ПГЗРО и подземные лаборатории по изучению глубинного захоронения РАО созданы или создаются в различных структурах [18]. По нашему мнению, в нормативные документы должны быть внесены крупные геологические структуры, в пределах которых нежелательно осуществлять глубинное захоронение РАО, в том числе: границы литосферных плит и крупных геологических регионов – зоны спрединга, субдукции и коллизии, в том числе рифты, сутуры, глубинные разломы вне зависимости от их активности. При этом, по-видимому, целесообразно рекомендовать минимальное допустимое расстояние объектов захоронения от указанных геоструктурных зон.

*Локальное структурно-геологическое положение площадок ПГЗРО*. В обоих рассмотренных нормативных документах [9, 15] содержатся в общем достаточно конкретные, но не всегда однозначно понятные ограничения по размещению ПГЗРО в пределах некоторых локальных геологических структур. В основном ограничения относятся к участкам проявления дизъюнктивных нарушений, главным образом, к *активным разломам*, а также к *“активным геодинамическим зонам”.*

Так, НП-055-14 [15, п. 48] не допускает размещение ПГЗРО “на площадках, расположенных непосредственно на активных разломах или в активных геодинамических зонах”. Методические рекомендации ФБУ “ГКЗ” [9, п. 3.3.15] также относят “активные разрывные нарушения” к неблагоприятным условиям подземного строительства.

Термин “активный разлом” ввел в современную науку в 1949 г. американский сейсмолог Роберт Уоллес (R.E. Wallace), который дал ему следующее определение: активный разлом (active fault) – разлом земной коры или всей литосферы, по которому в историческое время или в голоцене (последние 10 тысяч лет) происходили смещения либо локализовались очаги землетрясений [3].

Однако, определения этого термина в нормативных источниках отличаются от научного определения. При этом в различных действующих документах Ростехнадзора и Минстроя записаны различные временные сроки активизации разломов (от 100 тыс. до 2 млн лет назад), а также различные величины перемещений блоков пород (от 0,5 м до неопределенной, представляющей “опасность для сооружений”) [13, 14, 16].

Применительно к задаче глубинного захоронения РАО содержание термина “активный разлом” должно быть сформулировано специально.

Кроме термина “активный разлом” в нормативных документах существует также термин “активная геодинамическая зона”, в пределах которой не допускается строительство ПГЗРО [15, п. 48]. Это понятие также требует понятной формулировки.

*Литологический (петрографический) состав пород.* В рассматриваемых нормативных документах (НП-055–14 и МР-2007) названы примерно одни и те же породы, в которых возможно захоронение РАО (табл. 1).

При этом в НП-055–14 назван более широкий набор потенциально пригодных пород, чем в МР-2007. В част-

*Таблица 1. Породы, пригодные для захоронения РАО, согласно [9, 15]*

| НП-055–14 [15] | МР-2007 [9] |
|---|---|
| “53. ...вмещающие породы должны быть представлены одним из потенциально пригодных типов (кристаллические магматические или метаморфические породы, в том числе граниты, гнейсы, туфы, предпочтительно основного или ультраосновного состава; каменная соль или ангидрит; глины)”. | “3.1.2.4. Пригодными для захоронения твердых отходов на специально сооружаемых подземных полигонах являются ... участки недр, сложенные практически водонепроницаемыми породами (глины, каменная соль, нетрещиноватые магматические породы), исключающие контакт отходов с подземными водами”. |

ности, метаморфические и туфогенные породы, а также ангидриты, вообще не упоминаются в документе ФБУ "ГКЗ", хотя именно в метаморфических породах (архейских гнейсах) расположен Енисейский участок.

Государственная экспертиза оценочных геологоразведочных работ на данном участке проводилась в ФБУ "ГКЗ" и ее результаты утверждены протоколом Роснедра [8]. Эксперты в данном случае, по-видимому, руководствовались здравым смыслом и соображениями целесообразности. Таким образом, Методические рекомендации ФБУ "ГКЗ" [9] нуждаются в некотором уточнении в отношении расширения набора пород, пригодных для захоронения РАО.

*Глубина захоронения РАО*. Как уже сказано выше, согласно Федеральному закону № 190-ФЗ "Об обращении с радиоактивными отходами...", пункт глубинного захоронения радиоактивных отходов включает в себя "сооружение, размещенное на глубине более ста метров от поверхности земли" [17]. В НП-055-14 глубина захоронения не регламентируется и не классифицируется. В то же время в МР-2007 предлагается классификация размещения по глубине "Полигоны подземного захоронения твердых и отвержденных отходов (ППЗ ТО) по глубине заложения подразделяются на ППЗ ТО глубокого заложения (300–1500 м) и ППЗ ТО приповерхностного неглубокого заложения (до 300 м)" [9]. Данное положение нормативного документа вступает в противоречие с Федеральным законом, согласно которому все сооружения, расположенные глубже 100 м, следует считать глубинными, поэтому нормативный документ МПР [9] требует некоторой корректировки.

*Гидрогеологические условия*. Согласно МР-2007, "Основными характеристиками, обосновывающими выбор участка недр и проектирование специальных полигонов подземного захоронения твердых отходов, являются показатели физико-механических, теплофизических и фильтрационных свойств пород". При этом к числу основных факторов, определяющих условия строительства подземных сооружений, относятся "гидрогеологические условия (наличие подземных вод, их химический состав, агрессивность по отношению к металлическим конструкциям, оболочкам кабелей и бетону, водообильность и водопроницаемость пород, распределение напоров подземных вод)". К участкам, непригодным с гидрогеологической точки зрения, МР-2007 относит участки, где "возможны катастрофические прорывы подземных вод с большими притоками воды в горные выработки" [9].

Содержательно очень близкие требования содержатся в п. 53 НП-055-14: "массив пород не должен содержать водоносных горизонтов, линз подземных вод или трещиноватых зон, по которым возможны водоприток в горные выработки и их затопление".

В отношении требований к проницаемости пород массива нормативные документы, к сожалению, не конкретны. Согласно п. 53 НП-055-14, "в пределах рабочей толщи не должно содержаться линз рассолов, пластов проницаемых пород", при этом предпочтение надо отдавать тем участкам недр, когда "выше предполагаемой глубины заложения сооружений ПЗРО располагаются водоупорные и не пригодные для водоснабжения водоносные горизонты" [15, п. 54].

По нашему мнению, в нормативных документах должны быть сформулированы требования к проницаемости не только самого целевого интервала, предназначенного для захоронения РАО, но также и к проницаемости надцелевых и подцелевых горизонтов. На сложность условий и обводнение горных выработок существенным влияет обводнение перекрывающих отложений. Кроме того, при больших глубинах создания ПГЗРО, в подстилающей толще неизбежно будут формироваться большие напоры на подошву подземной выработки.

Поэтому в нормативные документы предлагается включить рекомендации о предпочтительности тех участков недр, в которых перекрывающие и подстилающие представлены водонепроницаемыми либо слабо проницаемыми породами.

Кроме этого, в нормативных документах должны быть даны определения водонепроницаемых и слабопроницаемых пород. Согласно ГОСТ 25100-2011, к водонепроницаемым относят грунты с коэффициентом фильтрации менее 0,005 м·сут$^{-1}$. Коэффициент фильтрации слабопроницаемых грунтов находится в пределах от 0,005 до 0,03 м·сут$^{-1}$ [4]. Преобладающая часть инженерно-хозяйственной деятельности человека осуществляется в приповерхностных условиях, для которых оба нормативных пороговых значения коэффициента фильтрации вероятно справедливы. Эта классификация была нами использована при гидрогеологическом изучении недр Енисейского участка, результаты которого прошли экспертизу Роснедр [11].

Формальное применение пороговых значений коэффициента фильтрации входит в некоторое противоречие с реально наблюдаемыми гидрогеологическими условиями. Хотя проницаемость массива архейских пород Енисейского участка очень мала (средний коэффициент фильтрации 0,0007 м·сут$^{-1}$), массив нельзя считать абсолютно водонепроницаемым. В массиве, в том числе на большой глубине, наблюдается крайне медленное перемещение водных масс, что подтверждается картами гидроизогипс, режимными наблюдениями, химическим и изотопным составом подземных вод. При этом, учитывая очень малые размеры пор и трещин, движение подземных вод происходит с участием капиллярных и вязкостных сил, вероятно весьма сильно искажающих нормальную фильтрацию, описываемую законом А. Дарси [11, 21]. Опыт изучения Енисейского участка показал, что для глубинных условий создания ПГЗРО следует разработать специальную классификацию пород по проницаемости.

По своему пространственному положению в недрах, горно-геологическим условиям строительства, гидрогеологической и инженерно-геологической обстановкам участки глубинного захоронения РАО наиболее близки к месторождениям твердых полезных ископаемых. Исходя из аналогии участков создания ПГЗРО и этих месторождений, метод аналогий совершенно правомерно применять для оценки пригодности изучаемых участков недр с геолого-гидрогеологических позиций. Так, при изучении гидрогеологических условий месторождений

твердых полезных ископаемых, “исследования проводятся в пределах разведуемого месторождения ... и прилегающей территории”. “Гидрогеологическое изучение проводится в зоне возможного дренирующего влияния водоотлива и осушительных систем с учетом характера границ основных водоносных горизонтов” [7].

Это положение обосновано тем, что основной водоприток поступает в подземные горные выработки из зоны дренирования, размеры которой определяются радиусом депрессионной воронки, который значительно превышает размеры горных выработок в недрах.

Второй важный аспект выражается в том, что миграция радионуклидов из ПГЗРО, в случае их поступления в подземные воды, будет происходить вне территории подземного хранилища. Прогнозы водной миграции радионуклидов важны и нужны именно для этой внешней зоны миграции, а не для участка подземного сооружения. Вот почему необходимо изучение фильтрационных и миграционных параметров геологической среды вне участка ПГЗРО, в зоне формирования водопритоков и на путях возможной водной миграции радионуклидов.

В МР-2007 имеется требование изучения участка недр на значительно большей площади, чем площадь сооружений ПГЗРО: “площадь участка недр для строительства подземного сооружения должна быть в 2,5–3 раза больше расчетной полезной (выемочной) площади объекта”. Однако это условие отсутствует в НП-055-14, что делает изучение участка и оценку его пригодности для захоронения РАО неполным, не достаточно объективным.

Мы полагаем, что в нормативные документы должно быть включено требования о проведении гидрогеологического изучения участков захоронения РАО в зоне возможного радиуса дренирующего влияния водоотлива и осушительных систем подземного сооружения, а также в пределах расстояния вероятной миграции радионуклидов.

Ни один из рассмотренных нормативных документов, к сожалению, не регламентирует взаимное расположение подземного сооружения и поверхностных водных объектов (рек и озер). Учитывая большую глубину расположения ПГЗРО мелкие водные объекты можно не принимать во внимание. Однако крупные реки совершенно справедливо считаются опасными для подземных горных выработок, влияющими на условия их затопления или катастрофические прорывы [2, 10]. В связи с этим обстоятельством целесообразно ввести предельно допустимые расстояния ПГЗРО от крупных и средних рек со средним расходом свыше 100 $м^3 \cdot с^{-1}$.

*Теплофизические свойства пород*. Как уже говорилось выше, МР-2007 относит теплофизические свойства пород к основными характеристикам, обосновывающим выбор участка недр для подземного захоронения отходов [9]. В то же время в НП-055-14 эти свойства совсем не упоминаются. Оценка теплофизических свойств при геологическом изучении представляется важной для захоронения высокоактивных отходов (ВАО), характеризующихся большим тепловыделением. Как известно, горные породы, как правило, являются плохими проводниками тепла. Поэтому ожидается, что породы с относительно повышенной теплопроводностью ($\lambda$) будут отводить тепло от ВАО в окружающие недра, тогда как в породах с низкой теплопроводностью возможен перегрев отходов, а также барьерных веществ, окружающих пород и подземных вод. Породы, рекомендуемые для захоронения РАО, характеризуются широким разбросом значений теплопроводности (табл. 2). В отличие от монолитных, трещиноватые и пористые разности пород, полости которых заполнены водой ($\lambda$=0,6 $Вт \cdot м^{-1} \cdot К^{-1}$) и/или воздухом ($\lambda$ = 0,022 $Вт \cdot м^{-1} \cdot К^{-1}$), имеют значительно меньшую теплопроводность и, по-видимому, неблагоприятны для захоронения ВАО.

*Таблица 2. Теплопроводность пород, рекомендуемых для захоронения РАО*

| Породы | Коэффициент теплопроводности ($\lambda$), $Вт \cdot м^{-1} \cdot К^{-1}$ [6] |
|---|---|
| Ангидрит | 2,5...5,8 |
| Глина | 0,1...3 |
| Гнейсы | 0,9...4,9 |
| Граниты | 1,1...3,9 |
| Каменная соль | 1,7...5,5 |
| Туфы | 1,3...4,0 |

Для глубинного захоронения ВАО рекомендуется включить в НП-055-14 в дополнение к изучению литологического (петрографического) состава пород обязательное изучение теплофизических свойств пород и установить нижний допустимый предел теплопроводности.

## Заключение

Анализ обоих документов, предъявляющих требования к геологической среде участков недр для захоронения радиоактивных отходов показал, что они не свободны от недостатков, исправить которые рекомендует эта статья. Несмотря на недостатки, имеющиеся нормативные документы представляют собой исходный пункт, практическую базу для обсуждения получаемых результатов и для дальнейшего совершенствования требований. Используя этот исходный пункт, ученые могут двигаться дальше в изучении глубинного захоронения РАО, развивая теоретические подходы, которые “имеют тенденцию во все большей степени приближаться к истине” [12].

Мы выражаем надежду, что нормативные документы будут изменяться в лучшую сторону в течение всего времени, когда будет осуществляться деятельность по захоронению РАО. Зная о несовершенстве и неполноте современных нормативных документов, мы не избавлены от сомнений в том, что их применение гарантирует полную безопасность хотя бы на исторически длительную перспективу. Ученые, как писал философ науки К. Поппер, способны “сомневаться без критики и критиковать без сомнения” [12]. Изучая столь сложные объекты в направлении обеспечения их будущей многовековой безопасности, “мы никогда не должны забывать о нашей погрешимости” [12].

***Литература***

1. *Подземная изоляция радиоактивных отходов / Е.Б. Андерсон, С.В. Белов, Е.Н. Камнев и др. ; под ред. В.Н. Морозова. – М. : Горная книга, 2011. – 592 с.*
2. *Временная инструкция по гидрогеологическому и инженерно-геологическому обслуживанию горноэксплуатационных работ на месторождениях твердых полезных ископаемых. Утверждена Мингео СССР 03.08.1960. – М. : ВСЕГИНГЕО, 1960. – 51 с.*
3. *Геологический словарь / Гл. ред. О. В. Петров. – 3-е изд., перераб. и доп. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2010.*
4. *ГОСТ 25100–2011. Грунты. Классификация. Издание официальное. – М. : МНТКС, 2011. – 62 с.*
5. *Государственная геологическая карта Российской Федерации. Масштаб 1 : 1 000 000 (третье поколение). Серия Ангаро-Енисейская. Лист O-46 – Красноярск. Объяснительная записка. – СПб. : Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 2009. – 500 с.*
6. *Добрынин В.М., Вендельштейн Б.Ю., Кожевников Д.А. Петрофизика (Физика горных пород) : учеб. для вузов. – 2-е изд., перераб. и доп. / под ред. Д.А. Кожевникова. – М. : Нефть и газ, 2004. – 368 с.*
7. *Изучение гидрогеологических и инженерно-геологических условий месторождений твердых полезных ископаемых. – М. : Недра, 1986. – 172 с.*
8. *Выбор расположения и обоснование пригодности участка для создания подземной исследовательской лаборатории на Нижнеканском массиве горных пород / Н.Ф. Лобанов, В.П. Бейгул, П.В. Лопатин и др. // Горный журнал. – 2015. – № 10. – С. 59–63.*
9. *Методические рекомендации по обоснованию выбора участков недр для целей, не связанных с добычей полезных ископаемых. – ГКЗ, 2007. – 37 с.*
10. *Норватов Ю.А. Изучение и прогноз техногенного режима подземных вод (при освоении месторождений полезных ископаемых). – Л. : Недра, 1988. – 261 с.*
11. *Озерский А.Ю., Караулов В.А. Гидрогеологические исследования при изысканиях для подземного строительства в пределах массива кристаллических пород в южной части Енисейского кряжа // Инженерные изыскания. – 2012. – № 11. – С. 52–59.*
12. *Поппер К.Р. Объективное знание. Эволюционный подход / пер. с англ. Д.Г. Лахути ; отв. ред. В.Н. Садовский. – М. : Эдиториал УРСС, 2002. – 384 с.*
13. *СП 14.13330.2014: Строительство в сейсмических районах. СНиП II-7–81*. – Утвержден приказом Минстроя РФ от 18,02,2014 № 60/пр. М., Минстрой России, 2014. – 125 с.*
14. *СП 151.13330.2012 Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Часть II. Инженерные изыскания для разработки проектной и рабочей документации и сопровождения строительства. – Утвержден приказом Федерального агентства по строительству и жилищно-коммунальному хозяйству (Госстрой) от 25.12. 2012 г. № 110/ГС. – 178 с.*
15. *Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. "Захоронение радиоактивных отходов. принципы, критерии и основные требования безопасности" (НП-055–14). – Утв. приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 22 августа 2014 г. № 379. – 54 с.*
16. *Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. "Размещение ядерных установок ядерного топливного цикла. Основные критерии и требования по обеспечению безопасности" (НП-050–03). – Утв. приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 31 декабря 2003 г. № 11. – 7 с.*
17. *Федеральный закон Российской Федерации от 11 июля 2011 г. № 190-ФЗ "Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации" // Российская газета. – 2011. – № 5529. – С. 19–20*
18. *Deep geological repository [Электронный ресурс] // Wikipedia, The Free Encyclopedia. – URL: https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Deep_geological_repository&oldid =701286590.*
19. *Grambow B., Bretesche S. Geological disposal of nuclear waste: II. From laboratory data to the safety analysis. Addressing societal concerns // Applied Geochemistry. – 2014. – [Vol.] 49. – P. 247–258.*

# СОВРЕМЕННЫЙ РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ ПОЧВ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ РОССИИ

П.М. Орлов, М.И. Лунев

ВНИИ агрохимии им. Д.Н. Прянишникова, г. Москва, Россия, milunev@yandex.ru

# MODERN RADIATION MONITORING OF RUSSIAN AGRICULTURAL SOILS

P.M. Orlov, M.I. Lunev

VNII of Agrochemistry n.a. D.N. Pryanishnikov, Moscow, Russia

По данным локального мониторинга оценены современные уровни загрязнения почв России $^{137}$Cs и $^{90}$Sr. Проведено сравнение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения и содержания этих радионуклидов в основных типах почв. Исследована динамика изменения статистических показателей загрязнения радионуклидами почв России с 1991 по 2014 гг. Рассчитаны уровни загрязнения почв в районах Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей, подвергшихся интенсивному загрязнению $^{137}$Cs от Чернобыльской аварии.

According to local monitoring estimated current levels of soil contamination of Russia $^{137}$Cs and $^{90}$Sr. Comparisons of the exposure dose of gamma-radiation and the content $^{137}$Cs and $^{90}$Sr in the main types of soils. Dynamics of changes of statistical indicators of pollution called radionuclides of soils of Russia from 1991 to 2014. Calculated levels of soil contamination in the areas of Bryansk, Kaluga, Orel and Tula regions, have been subjected to intense $^{137}$Cs contamination from the Chernobyl accident.

В настоящее время на планете действуют более 430 энергетических реакторов суммарной мощностью около 370 ГВт. По оценке МАГАТЭ, к 2030 г. суммарная мощность атомной энергетики в мире составит 700 ГВт. Сдерживающим фактором развития этого вида энергетики является опасность загрязнения объектов окружающей среды долгоживущими радионуклидами.

Чернобыльская авария привела к загрязнению обширных территорий Украины, Белоруссии и Европейской части Российской Федерации [1, 4, 5]. В России почвы 19 областей были загрязнены $^{137}$Cs с плотностью загрязнения выше 1 Ки/км$^2$. Особенно сильно пострадали сельскохозяйственные угодья Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областей [2].

В агрохимической службе страны осуществляется регулярный контроль содержания природных и техногенных радионуклидов в почвах сельскохозяйственного назначения. Работа проводится на реперных и контрольных участках, расположенных по всей территории страны. В 2014 г. получены данные от 70 субъектов РФ с 869 реперных участков. Результаты их статистической обработки по техногенным радионуклидам $^{137}$Cs и $^{90}$Sr представлены в таблице 1.

Среднее значение МЭДГ равняется 11,4 мкр/ч, стандартное отклонение 2,9 мкр/ч, верхняя граница распределения соответственно равна 14,3 мкр/ч. Таким образом, на 95% сельскохозяйственных угодий РФ мощность экспозиционной дозы гамма-излучения находится в интервале 8,5–14,3 мкр/ч. Статистическая погрешность в определении среднего значения составляет 0,1 мкр/ч. Среднее содержание $^{137}$Cs в почве составляет 12,9 Бк/кг, стандартное отклонение – 18,0 Бк/кг, верхняя граница распределения – 30,9 Бк/кг. Статистическая погрешность в определении среднего значения равняется 0,3 Бк/кг. Таким образом, на 95% площадей почв России уровень загрязнения $^{137}$Cs меньше 31 Бк/кг. Обращает на себя внимание большое значение эксцесса распределения, Это показывает, что основная масса результатов находится вблизи средних значений. Крайние значения являются достаточно редкими. Среднее содержание $^{90}$Sr в почве равно 5,6 Бк/кг, стандартное отклонение 3,9 Бк/кг. Следовательно, на 95% площадей сельхозугодий России уровень загрязнения почвы $^{90}$Sr находится в интервале 1,7–9,5 Бк/кг.

*Таблица 1. Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭДГ) и содержание $^{137}$Cs и $^{90}$Sr в почвах России в 2014 г.*

| Статистический параметр | МЭДГ, мкр/ч | Содержание, Бк/кг $^{137}$Cs | Содержание, Бк/кг $^{90}$Sr |
|---|---|---|---|
| среднее | 11,4 | 12,9 | 5,6 |
| стандартное отклонение | 2,9 | 18 | 3,9 |
| стандартное отклонение среднего | 0,1 | 0,3 | 0,1 |
| эксцесс | 0,9 | 87 | 4,5 |
| медиана | 11,2 | 8,4 | 4,5 |
| количество участков | 793 | 869 | 755 |

*Таблица 2. Средние значения и стандартные отклонения МЭДГ и содержания $^{137}$Cs и $^{90}$Sr в основных типах почв сельскохозяйственных угодий РФ в 2014 г.*

| Типы почв | Среднее значение / стандартное отклонение | | |
|---|---|---|---|
| | МЭДГ, мкр/ч | Содержание, Бк/кг $^{137}$Cs | Содержание, Бк/кг $^{90}$Sr |
| черноземы | 11,6 / 2,7 | 16,7 / 17,8 | 6,0 / 4,4 |
| дерново-подзолистые | 11,0 / 3,5 | 9,4 / 7,5 | 5,2 / 3,2 |
| серые лесные | 11,5 / 2,5 | 13,0 / 22,3 | 6,1 / 4,8 |
| каштановые | 11,7 / 2,3 | 8,3 / 3,3 | 4,5 / 2,1 |
| Дальний Восток | 11,3 / 2,0 | 6,2 / 2,8 | 5,4 / 3,9 |

*Таблица 3. Динамика изменения МЭДГ и уровней загрязнения почв России*

| Период наблюдения, гг. | Среднее значение / стандартное отклонение / стандартное отклонение среднего | | | Количество участков |
|---|---|---|---|---|
| | МЭДГ, мкр/час | $^{137}$Cs, Бк/кг | $^{90}$Sr, Бк/кг | (субъектов) |
| 1991–1994* | 11,4 / 2,3 / 0,3 | 15,7 / 22 / 3,0 | 5,4 / 4,6 / 0,6 | 1066 (60) |
| 1995–1998* | 11,2 / 2,2 / 0,3 | 17,7 / 30,6 / 3,9 | 5,0 / 3,8 / 0,5 | 1685 (62) |
| 2003 | 11,1 / 3,8 / 0,1 | 13,8 / 24,2 / 0,8 | 5,6 / 3,1 / 0,1 | 928 |
| 2007 | 10,8 / 2,5 / 0,1 | 13, 4 / 20,0 / 0,5 | 5,1 / 4,4 / 0,1 | 1903 |
| 2011 | 11,6 / 3,8 / 0,1 | 13,8 / 17,3 / 0,5 | 4,7 / 3,9 / 0,1 | 1338 |
| 2014 | 11,4 / 2,9 / 0,1 | 12,9 / 18,0 / 0,3 | 5,6 / 3,9 / 0,1 | 869 |

Примечание: * – расчеты статистических данных для периодов 1991–1994 и 1995–1998 гг. проведены по средним значениям для всех учитываемых субъектов РФ.

Полученная совокупность данных позволяет провести сравнительную характеристику основных типов почв по радиологическим параметрам (табл. 2).

Среднее значение МЭДГ для отдельных типов почв изменяется незначительно – от 11,0 мкр/час (дерново-подзолистые почвы) до 11,7 мкр/ч (каштановые почвы).

По содержанию $^{137}$Cs почвы располагаются по убыванию в следующем порядке: черноземы > серые лесные > дерново-подзолистые > каштановые > дальневосточные. Среднее содержание $^{137}$Cs в черноземах существенно выше, чем в прочих рассматриваемых типах почв. Этот же показатель в серых лесных почвах занимает промежуточное значение. Повышенное среднее содержание $^{137}$Cs в черноземах связано, по-видимому, с загрязнением почв Центрального черноземного района от чернобыльских выпадений. Повышенное содержание $^{137}$Cs в серых лесных почвах по сравнению с дерново-подзолистыми, каштановыми и почвами Дальнего Востока обусловлено радиоактивными выпадениями от аварии на ЧАЭС в республике Мордовия.

По содержанию $^{90}$Sr почвы располагаются по убыванию в следующем порядке: серые лесные = черноземы > дальневосточные > дерново-подзолистые > каштановые. Различия в средних значениях, находящиеся в интервале 3,7–5,3 Бк/кг, незначительны. С учетом погрешности средние значения для серых лесных и черноземных почв равны.

После Чернобыльской аварии были накоплены систематизированные данные о МЭДГ и содержании $^{137}$Cs и $^{90}$Sr в почвах реперных и контрольных участков сельскохозяйственных угодий с 1991 по 2014 гг. (табл. 3).

Изменения средних значений МЭДГ с 1991 по 2007 гг. происходили в интервале 10,8–11,4 мкр/ч. В пределах доверительного интервала наблюдалось снижение среднего значения. В 2011 г. среднее значение МЭДГ возросло по сравнению с 2007 г. на 0,8 мкр/ч. Это значение больше суммы доверительных интервалов 2007 и 2011 гг. (0,4 мкр/ч). Среднее значение МЭДГ приняло максимальное значение за время наблюдения. В 2014 г. оно снизилось до величины 11,4 мкр/ч. Можно предположить, что авария на японской АЭС “Фукусима”, которая произошла в марте 2011 г., несколько увеличила МЭДГ на полях сельскохозяйственных угодий РФ за счет присутствия в почве и приземном воздухе короткоживущих продуктов распада [6].

*Таблица 4. Площади сельскохозяйственных угодий субъектов РФ, интенсивно загрязненных $^{137}$Cs (обследование 1993 г.) [2]*

| Область | Плотность загрязнения $^{137}$Cs, Ки/км$^2$ | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 1–5 | 5–15 | 15 – 40 | более 40 |
| | Площадь, тыс. га | | | |
| Брянская | 401 | 185 | 95 | 17 |
| Калужская | 128 | 33 | 1 | – |
| Тульская | 653 | 126 | – | – |
| Орловская | 396 | 23 | – | – |

С 1995 по 2007 гг. наблюдалось некоторое снижение среднего содержания $^{137}$Cs в почвах реперных и контрольных участков. Это снижение было более медленным или соответствовало снижению за счет радиоактивного распада $^{137}$Cs. С 2003 г. средняя концентрация $^{137}$Cs в почве в пределах статистической погрешности остается постоянной.

С 1991 по 2014 гг. среднее содержание $^{90}$Sr в почвах находилось в интервале 4,7–5,6 Бк/кг. С 2003 по 2011 гг. наблюдалось снижение средних концентраций $^{90}$Sr в почве контрольных и реперных участков, в 2014 г. имело место увеличение показателя по сравнению с 2011 г.

Общий вывод о влиянии радиационной аварии на АЭС “Фукусима” на загрязнение почв $^{137}$Cs и $^{90}$Sr может быть сформулирован следующим образом: эта авария скомпенсировала те положительные тенденции по снижению уровней загрязнения почв радионуклидами, которые наблюдались с 2003 по 2011 гг. в России.

В анализируемое множество, рассмотренное выше, не были включены данные по загрязнению радиоактивностью почв Брянской, Тульской, Калужской и Орловской областей, подвергшихся наиболее интенсивному загрязнению от Чернобыльской аварии. Они образуют отдельную группу. Площади загрязнения сельскохозяйственных угодий этих областей представлены в таблице 4.

С использованием данных, приведенных в работе [5], были оценены статистические показатели, характеризующие загрязнение почв на уровне районов в указанных 4 областях (табл. 5). Загрязнение $^{137}$Cs почвы каждой из 4 областей неравномерно. Существуют районы с низким содержанием $^{137}$Cs в почве. Районы, в ко-

*Таблица 5. Загрязнение почв, подвергшихся радиоактивному загрязнению $^{137}Cs$ от Чернобыльской аварии, по отдельным районам Орловской, Калужской, Тульской и Брянской областей (в пересчете на 2015 год)*

| Область, район | Среднее значение, Бк/кг | Стандартное отклонение, Бк/кг | Максимальное содержание, Бк/кг | Количество образцов (районов) |
|---|---|---|---|---|
| Орловская | 87 | 66 | 565 | (20) |
| Болховский | 265 | 100 | 565 | 83 |
| Дмитровский | 130 | 56 | 300 | 28 |
| Залегощекинский | 120 | 85 | 390 | 51 |
| Знаменский | 120 | 125 | 315 | 4 |
| Корсаковский | 70 | 18 | 110 | 32 |
| Краснозоренский | 40 | 22 | 67 | 3 |
| Кромской | 105 | 23 | 133 | 4 |
| Мценский | 86 | 50 | 274 | 63 |
| Новодеревеньковский | 43 | 43 | | 1 |
| Новосильский | 86 | 46 | 220 | 47 |
| Покровский | 44 | 30 | 172 | 22 |
| Свердловский | 220 | 115 | 420 | 10 |
| Сосковский | 71 | 46 | 187 | 38 |
| Тросинский | 86 | 47 | 250 | 60 |
| Урицкий | 85 | 85 | 133 | 2 |
| Шаблыкинский | 115 | 64 | 310 | 51 |
| Калужская | 110 | 122 | 950 | (14) |
| Думиничский | 122 | 57 | 166 | 3 |
| Жиздринский | 218 | 133 | 750 | 59 |
| Кировский | 56 | 15 | 75 | 4 |
| Козельский | 71 | 43 | 210 | 23 |
| Куйбышевский | 66 | 21 | 108 | 31 |
| Людиновский | 173 | 71 | 349 | 27 |
| Мещорский | 32 | 31 | 104 | 15 |
| Ульяновский | 322 | 187 | 950 | 115 |
| Хвастовичский | 150 | 170 | 880 | 48 |
| Тульская | 178 | 108 | 980 | (18) |
| Арсеньевский | 304 | 71 | 474 | 63 |
| Белевский | 280 | 212 | 814 | 29 |
| Богородицкий | 228 | 86 | 407 | 24 |
| Веневский | 100 | 110 | 230 | 3 |
| Воловский | 90 | 47 | 200 | 10 |
| Ефремовский | 56 | 25 | 110 | 15 |
| Каменский | 52 | 5 | 58 | 2 |
| Климовский | 99 | 43 | 142 | 6 |
| Киреевский | 220 | 168 | 570 | 16 |
| Куркинский | 46 | 15 | 71 | 9 |
| Новомосковский | 100 | 71 | 300 | 10 |
| Одоевский | 125 | 44 | 180 | 5 |
| Плавский | 440 | 240 | 980 | 63 |
| Тепло-Огаревский | 178 | 96 | 320 | 11 |
| Уэловской | 300 | 230 | 240 | 29 |
| Чернский | 170 | 144 | 560 | 20 |
| Щекинский | 140 | 117 | 514 | 25 |
| Брянская | 224 | 377 | 4200 | (27) |
| Брасовский | 87 | 77 | 250 | 11 |

*Продолжение таблицы 5 на стр. 488*

*Окончание таблицы 5*

| Область, район | Среднее значение, Бк/кг | Стандартное отклонение, Бк/кг | Максимальное содержание, Бк/кг | Количество образцов (районов) |
|---|---|---|---|---|
| Гордеевский | 847 | 481 | 2820 | 87 |
| Дятьковский | 98 | 65 | 290 | 36 |
| Злыковский | 1220 | 720 | 2900 | 60 |
| Карачаевский | 35 | 16 | 113 | 16 |
| Клетнянский | 21 | 5 | 28 | 18 |
| Климовский | 330 | 216 | 1040 | 142 |
| Клинцовский | 570 | 430 | 1980 | 144 |
| Комаричский | 104 | 66 | 260 | 13 |
| Красногорский | 920 | 1200 | 7560 | 83 |
| Навлинский | 47 | 33 | 130 | 16 |
| Новозыбковский | 1230 | 490 | 2830 | 104 |
| Погарский | 91 | 51 | 425 | 119 |
| Рогнединский | 56 | 33 | 130 | 9 |
| Стародубский | 120 | 72 | 430 | 166 |
| Суземский | 38 | 12 | 61 | 12 |
| Трубчевский | 64 | 32 | 160 | 46 |

торых средний уровень загрязнения почв $^{137}$Cs менее 31 Бк/кг (верхняя граница стандартного интервала загрязнения почв России), в таблице не приведены.

В Брянской области очень высокое среднее содержание $^{137}$Cs в почве наблюдается в Гордеевском (847 Бк/кг), Красногорском (920 Бк/кг), Злыковском (1220 Бк/кг), Новозыбковском (1230 Бк/кг) районах. В каждом из районов загрязнение почвы также весьма неравномерно. В Гордеевском районе типичный интервал изменения концентраций $^{137}$Cs в почве равен 370–1330 Бк/кг, в Новозыбковском – 740–1720 Бк/кг, Злыковском – 500–1940 Бк/кг. В Красногорском районе неравномерность загрязнения такова, что не удается оценить нижнюю границу типичного содержания. Верхняя граница составляет 2120 Бк/кг. Такая же неравномерность имеет место и в других загрязненных районов Брянской области.

В Тульской области среднее содержание $^{137}$Cs в почве равно 178 Бк/кг, типичный интервал 70–286 Бк/кг. Плавский (440 Бк/кг), Арсеньевский (300 Бк/кг), Узловский (300 Бк/кг) и Белевский (280 Бк/кг) являются наиболее загрязненными районами области. Среднее содержание $^{137}$Cs в почве здесь ниже, чем в Брянской области. Типичные интервалы содержания радионуклида также являются широкими для всех загрязненных районов.

В Калужской области среднее содержании $^{137}$Cs в почве равно 110 Бк/кг. Нижнюю границу типичного содержания оценить не удается из-за большого стандартного отклонения. Верхняя граница равна 230 Бк/кг. Ульяновский (320 Бк/кг), Жиздринский (220 Бк/кг) и Людиновский (170 Бк/кг) являются наиболее загрязненными районами области.

В Орловской области среднее содержание $^{137}$Cs в почве составляет 87 Бк/кг. Типичный интервал изменения концентрация радионуклида в почве равен 21–153 Бк/кг. Наиболее загрязненными районами являются Болховский (265 Бк/кг) и Свердловский (220 Бк/кг).

Радиологическое обследование загрязненных Чернобыльскими выпадениями областей является весьма подробным. В наиболее загрязненных районах число отобранных и проанализированных проб, как правило, превышает сотню. Однако таковому обследованию присущ один недостаток. В районах, подвергшихся интенсивному загрязнению, отбиралось большое количество проб, а в районах, где интенсивность загрязнения была ниже, количество отобранных проб было меньше. Поэтому при статистической оценке радиационной обстановки в целом по области использованы не экспериментальные данные в точках отбора, а средние значения по району. Для более достоверной и детальной оценки желательно иметь более подробные данные по содержанию $^{137}$Cs в почвах слабо загрязненных районов.

В почве при локальном мониторинге определяются $^{90}$Sr, $^{137}$Cs, $^{226}$Ra и $^{232}$Th. Для определения вклада в облучение человека от перорального поступления радионуклидов с продукцией растениеводства этого явно недостаточно. Должна учитываться также информация о содержании в почве $^{99}$Tc, $^{134}$Cs, $^{210}$Pb, $^{228}$Ra, $^{239}$Pu $^{241}$Am [3].

Таким образом, дальнейшее совершенствование и развитие радиационного мониторинга должно быть связано с увеличением числа регионов, на которых проводятся обследования, и перечня контролируемых радионуклидов в почвах реперных и контрольных участков. Это позволит получать более полную и объективную информацию о радиационной обстановке на полях сельскохозяйственных угодий и разрабатывать на ее основе эффективные меры по снижению и предотвращению загрязнения почв и растительной продукции техногенными радионуклидами.

***Литература***

1. *Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / под ред.Ю.А. Израэля, И.М. Богдевича. – М. : Инфосфера, 2009. – 140 с.*
2. *Государственный доклад "О состоянии окружающей природной среды Российской Федерации в 1993 году". – С. 64–69.*
3. *Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Обеспечение условий радиационной безопасности при сельскохозяйственном землепользовании. – СанПиН 2.6.1. – М. : Минздрав России, 2000.*
4. *Коваленко Г.Д. Радиоэкология Украины : монография. – Харьков : Инжек, 2008. – 264 с.*
5. *Справочник по радиационной обстановке и дозам облучения населения районов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС / под ред. М.И. Баллонова. – СПб., 1992. – 140 с.*
6. *Чернобыль: радиационный мониторинг сельскохозяйственных угодий и агрохимические аспекты снижения последствий радиоактивного загрязнения почв (к 30-летию техногенной аварии на Чернобыльской АЭС) / В.Г. Сычев, М.И. Лунев, П.М. Орлов и др. – М. : ВНИИА, 2016. – 184 с.*

# РАЗВИТИЕ ИССЛЕДОВАНИЙ В ОБЛАСТИ АНАЛИЗА И ОЦЕНКИ РИСКА, СВЯЗАННОГО С ВОЗДЕЙСТВИЕМ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ

Н.А. Осипова

Томский политехнический университет, osipova@tpu.ru

# DEVELOPMENT OF STUDIES IN THE FIELD OF ANALYSIS AND RISK ASSESSMENT RELATED TO THE EXPOSURE TO IONIZING RADIATION

N.A. Osipova

Tomsk Polytechnic University

*Целью* настоящей работы является анализ методических подходов к оценке риска в ситуациях воздействия на население радиационных факторов внешней среды.

В конце 50-х – начале 60-х гг. XX в. формируется новое научное междисциплинарное направление в области анализа и оценки техногенного риска, в разных областях деятельности человека [1–5, 11], закладываются основы гигиенической оценки риска для здоровья населения при действии химических веществ. Сформировался понятийный аппарат, разработана целостная теория на основе системного подхода. Показатели риска используются в нормативных документах, инструкциях, отраслевых руководствах в области промышленной безопасности и санитарно-гигиенического нормирования [12–14]. Благодаря накопленному большому практическому опыту, оформились сферы приложения анализа риска, среди которых оценка риска, связанного с ионизирующим излучением, пополняется обширными практическими исследованиями и расчетами [6–9, 17, 19–22, 24]. Понятие "радиационный риск" вошло в научный лексикон специалистов и организаций, занимающихся проблемами радиационной безопасности.

Чернобыльская авария (все научные исследования в области промышленной, техногенной и экологической безопасности всегда инициировались какой-либо крупной промышленной аварией и катастрофой) дала толчок исследованиям в области радиационной безопасности [3, 4, 9, 10]. На рубеже веков были завершены комплексные проекты по оценке радиологических последствий атомной бомбардировки 1945 г., Чернобыльской аварии, испытаний ядерного оружия в Семипалатинске. Прогрессу в области оценки радиационного риска послужил также и тот факт, что информация о радиационных авариях и катастрофах, связанных с подземными испытаниями ядерного оружия, о воздействии малых доз радиации, стала открытой для публикации. Появляются новые данные о воздействии на население радионуклидов в быту, при медицинском радиодиагностическом облучении, при хранении и транспортировке отработанного ядерного топлива и других радиационно-опасных веществ, в районах расположения радиационно-опасных объектов, мест захоронения ядерных отходов.

Все эти факторы послужили определенному прогрессу в оценке радиационного риска, однако нельзя не упомянуть, с какими трудностями сталкиваются исследователи в данной сфере деятельности.

В первую очередь, это касается оценки отдаленных эффектов облучения низкими дозами ионизирующей радиации значительных контингентов людей. Международной комиссией по радиологической защите (МКРЗ) и Научным комитетом ООН по действию атомной радиации (НКДАР) официально признана линейная беспороговая концепция [15, 18]. Расчеты с использованием беспороговой модели показали, что ожидаемые уровни риска сильно завышены, хотя полученные дозы облучения не намного отличаются от доз, обусловленных природным радиационным фоном. Вместе с тем, числовые значения рисков при малых дозах получены с большой погрешностью из-за явной недостаточности эпидемиологических данных, используемых в пороговых моделях для обоснования численного значения порога возник-

новения радиационно-индуцированных онкологических заболеваний.

Существует *понятие, или термин* "риск радиационный", которое охватывает широкую проблематику, связанную с радиационным нормированием, защитой от ионизирующего излучения и с радиационной безопасностью [3–5, 9]. В таком контексте можно говорить о риск-ориентированном подходе в регулирующей деятельности в области ядерной и радиационной безопасности [23]. Однако в широкой практике оценки опасностей и рисков, в том числе и в деятельности таких международных организаций как МКРЗ И НКДАР, "риск радиационный" понимается как величина, которую можно количественно оценить. Настоящая работа ограничивается анализом подходов к количественной оценке радиационного риска, понимая под радиационным риском вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения [12–18]. Это безразмерная величина, если риск означает вероятность. Однако она принимает некоторую размерность, если риск означает математическое ожидание последствий, т.е. произведение вероятности и тяжести последствия события.

Первоначальный подход согласно рекомендациям НКДАР и МКРЗ [15, 18] имел сравнительный характер: сравнивались коллективные дозы или дозы на душу населения, полученные от конкретного источника ионизирующего излучения по сравнению с дозами от естественного радиационного фона. Сейчас, когда в практику вошли более совершенные методы оценки, этот подход не потерял своей актуальности, так как он позволяет избежать неопределенности, связанной с использованием коэффициентов риска в современных моделях и расчетах, о чем будет сказано ниже.

Общая теоретико-вероятностная методология анализа риска является фундаментом для оценки радиационного риска. В то же время накопленный в области анализа радиационных рисков научный и технологический потенциал расширяется на анализ и контроль химического загрязнения и его воздействия на человека и окружающую среду.

При оценке радиационного риска в современных методиках используются различные показатели, характеризующие воздействие излучения на вещество, среди которых к наиболее важным относятся поглощенная ($D$), эквивалентная ($H_{T,R}$), эффективная ($E$) дозы, доза в органе или ткани ($D_T$), линейная передача энергии (ЛПЭ) [1–5]. Использование при расчете риска эквивалентной (учитывающей различные взвешивающие коэффициенты для разных видов излучения) и эффективной (учитывающей различия в чувствительности различных тканей и органов к облучению) вместо поглощенной дозы, повысило точность в оценке радиационного риска.

Доза поглощенная ($D$) – величина энергии ионизирующего излучения, переданная веществу:

$$D = de / dm,$$

где $de$ – средняя энергия, переданная ионизирующим излучением веществу, находящемуся в элементарном объеме; $dm$ – масса вещества в этом объеме. В единицах СИ поглощенная доза измеряется в Дж/кг и имеет специальное название – грей (Гр).

Доза, поглощенная человеком, складывается из доз, поглощенных отдельными тканями организма. Для характеристики доз, поглощаемых отдельными тканями и органами человека, используют специальную дозиметрическую величину – дозу в органе.

Линейная передача энергии (ЛПЭ) – физическая характеристика качества ионизирующего излучения, характеризует локализацию поглощенной энергии излучения, зависит от природы излучения и энергии частиц. Поглощенная доза не учитывает тот факт, что излучение с большей ЛПЭ производит больше нарушений в биологической ткани. Чтобы учесть указанный эффект, вводят понятие эквивалентной дозы.

Доза эквивалентная ($H_{T,R}$) – поглощенная доза в органе или ткани, умноженная на соответствующий взвешивающий коэффициент для данного вида излучения:

$$H_{T,R} = W_R D_{R,T},$$

где $W_R$ – взвешивающий коэффициент для излучения R; $D_{T,R}$ – средняя поглощенная доза в органе или ткани T.

При воздействии различных видов излучения с различными взвешивающими коэффициентами эквивалентная доза определяется как сумма эквивалентных доз для этих видов излучения:

$$H_{T,R} = \sum H_{T,Ri} .$$

Единицей эквивалентной дозы является Зиверт.

Радиационное облучение разных органов и тканей организма характеризуется различиями в вероятностях возникновения вредных последствий и степенью их тяжести. Поэтому вводят понятие эффективной дозы.

Доза эффективная ($E$) – мера риска возникновения отдаленных последствий обучения всего тела человека и отдельных его органов и тканей с учетом их радиочувствительности. Она представляет сумму произведений эквивалентной дозы в органах и тканях $H_T$ на соответствующие взвешивающие коэффициенты для органов или тканей $W_T$:

$$E = \sum W_T H_T .$$

Доза эффективная коллективная – мера коллективного риска возникновения стохастических эффектов облучения. Она равна сумме индивидуальных эффективных доз, измеряется в (чел.-Зив.).

Действие ионизирующего излучения на организм может проявляться как в форме острой лучевой болезни (детерминированные эффекты излучения, в настоящей работе не рассматриваются), так и в возрастании степени риска отдаленных последствий, как правило, онкологических и генетических (стохастические эффекты).

Индивидуальный риск возникновения стохастических эффектов $r_{ic}$ определяется как

$$r_{ic} = \int p_i(E) r_E E dE$$

где E – индивидуальная эффективная доза; $p_i(E)dE$ – вероятность для *i*-того индивидуума получить годовую эффективную дозу от $E$ до $E + dE$; $r_E$ – коэффициент пожизненного риска сокращения длительности периода полноценной жизни в среднем на 15 лет на один стохастический эффект (от смертельного рака, серьезных наследственных эффектов и несмертельного рака, приведенного по вреду к последствиям от несмертельного рака), или номинальный коэффициент вероятности стохастических эффектов [14 ]. В НРБ-99 для доз E <200 мЗв/год (для малых доз) приняты коэффициенты риска:

а) для персонала – $r_E = 5{,}6 \cdot 10{-}2 = 0{,}056$ чел.$^{-1}$-Зв$^{-1}$;

б) для населения – $r_E = 7{,}3 \cdot 10{-}2 = 0{,}073$ чел.$^{-1}$-Зв$^{-1}$.

Коэффициенты риска отличаются при воздействии больших доз и изменяются достаточно в широких пределах в научной литературе, что вносит большой вклад в неопределенность при оценке риска [20, 21].

В практическом плане это, по сути, означает, что индивидуальный риск возникновения стохастических эффектов пропорционален эффективной дозе, коэффициентом пропорциональности является коэффициент риска. Этот принцип положен в основу государственного радиационного нормирования в РФ [13, 14]. Предел индивидуального пожизненного риска в условиях нормальной эксплуатации для техногенного облучения персонала в течение года принимается $10^{-3}$, для населения – $5 \cdot 10^{-5}$. В связи с тем, что радиационный риск традиционно оценивает "вероятность возникновения вреда здоровью", а канцерогенный риск при воздействии химических веществ – "вероятность возникновения дополнительного числа онкологических заболеваний", в большом числе научных публикаций радиационные риски оцениваются по числу дополнительных случаем онкологических заболеваний или смертельных исходов в результате воздействия ионизирующего излучения [11].

Следует различать оценки, выполненные на основе результатов непосредственных измерений (дополнительная смертность или заболеваемость, относительный риск, атрибутивный риск, и т.д.) и прогностические эффекты облучения, оцениваемые по результатам моделирования. В модели первого доклада Европейского Комитета по Радиационному Риску (EKPP), 2003, [16] использованы данные самых последних на тот момент радиологических и эпидемиологических исследований. Была предложена модель и система расчетов на ее основе, результаты которой согласуются как с механизмом действия радиации на уровне живой клетки, так и наблюдениями заболеваемости в облученной популяции.

Концептуальная модель оценки риска, создаваемого радиационным облучением при низких дозах и мощностях дозы, основывается на эпидемиологических данных, касающихся риска от высоких доз и/или мощностей дозы. Экстраполяцию к низким уровням облучения, которые и представляют интерес в экологически значимых ситуациях, проводят с помощью коэффициента эффективности дозы и мощности дозы. Сейчас МКРЗ [18] рекомендует использовать значение равное 2, что означает, что индуцирование рака при малых дозах и мощностях дозы должно быть в 2 раза меньше, чем это следовало бы из наблюдений при высоких дозах и мощностях дозы. Наибольшее распространение получили две модели прогноза риска: аддитивная и мультипликативная. В аддитивной модели прогноза риска предполагается, что облучение приводит к атрибутивному риску, который пропорционален дозе, но не зависит от естественной вероятности эффекта (естественной смертности от рака). В мультипликативной модели предполагается, что облучение приводит к атрибутивному риску, который пропорционален дозе и естественной вероятности эффекта. Обе модели уязвимы для критики. В настоящее время существует несколько вариантов моделей радиационного риска [26–28], разработанных различными международными и национальными организациями. Они учитывают возраст облучения и наблюдения, чувствительность разных органов тела человека к облучению.

Современные методики разрабатываются на основе строгих положений математического анализа, теории вероятности и математической статистики, точных математических определений показателей риска и расчетных формул. Создаются частные методики на основе обобщенных для различных ситуаций облучения [6, 7, 12 ]:

- населения за счет длительного равномерного техногенного облучения в малых дозах; а также населения, проживающего в зонах наблюдения радиационно-опасных объектов за счет источников внешнего и внутреннего облучения при нормальной эксплуатации радиационных объектов и при радиационной аварии; населения за счет радона;
- пациентов при использовании источников ионизирующего облучения в медицине;
- персонала, работающего с источниками ионизирующих излучений за счет источников внешнего и внутреннего облучения.

Разрабатываются методики, позволяющие оценивать риск в специфических или обобщенных показателях индивидуального или популяционного риска в их возможной зависимости от особенностей источника воздействия, от времени, возраста, местных условий, а также в интегрированной или усредненной форме; выбор показателей зависит от постановки задачи и практического применения результатов. С их использованием уже получены оценки риска здоровью населения на территориях России, пострадавших от ядерных испытаний и Чернобыльской аварии [6].

Параллельно с методикой развиваются компьютерные программные средства, например, BARD (Bank of Data for Analysis of Risk), развивается в НИЦ "Курчатовский институт"; TERA (Tools for Environmental Risk Assessment), НИИ ЭЧ ГОС им. А.Н. Сысина [6]; Radtran, являющийся подпрограммой Intertran-2, программа RISKIND [29–30], и многие другие.

***Литература***


1. *Алымов В.Т., Тарасова Н.П. Техногенный риск. Анализ и оценка : учебн. пос. для вузов. – М. : Академкнига, 2004. – 118 с.*
2. *Алымов В.Т., Крапчатов В.П., Тарасова Н.П. Анализ техногенного риска : учебное пособие для студентов вузов. – М. : Круглый год, 2000. – 160 с.*
3. *Барсуков О.А., Барсуков К.А. Радиационная экология. – М. : Научный мир, 2003. – 253 с.*
4. *Белозерский Г.Н. Радиационная экология : учебник . – М. : Академия, 2008. – 384 с.*
5. *Ваганов П.А. Ядерный риск. – СПб. : Изд-во СПб. ун-та, 1997. – 110 с.*
6. *Демин В.Ф., Захарченко И.Е. Риск воздействия ионизирующего излучения и других вредных факторов на здоровье человека: методы оценки и практическое применение // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – Т. 52, № 1. – С. 77–89.*
7. *Жуковский М.В. Радиационное воздействие на население оценка радиационных рисков и потенциального ущерба здоровью (на материалах Свердловской области) : автореф. дис. … докт. техн. наук. – Екатеринбург, 2003. – 48 с.*
8. *Корчевский А.А. Применение математического моделирования в задачах оценки воздействия Семипалатинского испытательного ядерного полигона на здоровье населения Павлодарской области : автореф. дис. … канд. физ.-мат. наук. – 1993. – 36 с.*
9. *Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. – М. : ИздАТ, 2000. – 383 с.*
10. *Медицинские радиологические последствия Чернобыля: прогноз и фактические данные спустя 30 лет. – Обнинск : МРНЦ им. А.Ф. Цыба, 2016. – 191 с.*
11. *Методологические подходы к оценке риска для здоровья в гигиенических исследованиях / А.М. Библин, И.А. Зыкова, Т.М. Королева и др. // Радиационная гигиена. – 2013. – Т. 6, № 2.*
12. *Методические рекомендации по оценке риска в применении к ситуациям после ядерных испытаний или аварий / В.Я. Голиков, В.Ф. Демин, В.К. Иванов и др. – 1996. – Вып. 8. – С. 133–158.*
13. *МУ 2,1,10,3014–12. Оценка радиационного риска у населения за счет длительного равномерного техногенного облучения в малых дозах. Радиационная гигиена. – 2012. – Т. 5, № 4. – С. 68–77.*
14. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). СанПин 2,6,1,2523–09. – Взамен НРБ-99: утв. Мин-вом здравоохранения РФ 07,07,2009: введ. 01.09.2009. – М., 2009. – 61 с.*
15. *Радиационная безопасность. Рекомендации Международной комиссии по радиологической защите 1990 года. Публикации 60 МКРЗ. Ч. 2. – М. : Энергоатомиздат, 1994. – 208 с.*
16. *Рекомендации 2003 Европейского Комитета по радиационному риску. Выявление последствий для здоровья облучения ионизирующей радиацией в малых дозах для целей радиационной защиты. Регламентирующее издание, Брюсель, 2003 / под ред. Крисса Басби. – М., 2004 – 218 с.*
17. *Радиация: дозы, эффект, риск. – М. : Мир, 1988. – 79 с.*
18. *Рекомендации Международной комиссии по радиационной защите (МКРЗ) от 2007 года. Публикация 103 МКРЗ / пер. с англ., под общ. ред. М.Ф. Киселева и Н.К. Шандалы. – М. : Алана, 2009. – 344 с.*
19. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
20. *Суслин В.П. Отдаленные эффекты облучения населения вследствие длительного воздействия малых доз ионизирующей радиации (Оценка радиационного риска) : руководство. – Новосибирск, 1998. – 140 с.*
21. *Суслин В.П. Последствия воздействия малых доз ионизирующих излучений на человека в регионах Сибири и Дальнего Востока : автореф. дис. … докт. мед. наук. – 2003. – 39 с.*
22. *Оценка влияния радиационного загрязнения на здоровье человека // Материалы конференции, 29 марта 2001 г. – Новосибирск : АртИнфоДата, 2001. – 92 с.*
23. *Хамаза А. Риск-ориентированный подход в регулирующей деятельности в области ядерной и радиационной безопасности // Радиация и риск. – 2015. – Т. 24, № 4. – С. 87–97.*
24. *Яблоков А.В. Миф об экологической чистоте ядерной энергетики. – М. : Психология, 2001. – 136 с.*
25. *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. UNSCEAR 1988. Report to the General Assembly. – New York: UN, 1988.*
26. *Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation (BEIR V). – Washington, D.C. : National Academy Press, 1990.*
27. *SPIDER-1: Software for evaluating the detriment associated with radiation exposure, NRPB – R261, NRPB / P.J. Stokell, J.D. Robb, M.J. Crick et al. – UK, 1993.*
28. *Radiation Dose Assessment for the Transport of Nuclear Fuel Cycle Materials // WNTI Review Series. – 2006. – No. 2.*
29. *Neuhauser K.S., Kanipe F.L., Radtran 4: A computer code for transportation risk analysis, Rep. SAND-89–2370, TTC-0943, Sandia Natl Lab., NM. – 1992.*
30. *Riskind: A computer program for calculating radiological consequences and health risks from transportation of spent nuclear fuel, Rep. ANL/EAIS-6, Argonne Natl Lab., IL / Y.C. Yuan, S.Y. Chen, D.J. Lepoire et al. – 1993.*

# ПРИМЕНЕНИЕ УГЛЕГУМИНОВЫХ ПРЕПАРАТОВ ДЛЯ ДЕТОКСИКАЦИИ ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ И ТЕХНОГЕННЫХ ВОДОЕМОВ ОТ УРАНА И РТУТИ

Ю.В. Островский[1], Г.М. Заборцев[1], И.И. Жерин[2], Н.Б. Егоров[2], Д.Ю. Островский[2]

[1]НФ АО "ГСПИ", г. Новосибирск, ost@vnipiet-nsk.ru

[2]Томский политехнический университет, Томск, Россия, gerinii@tpu.ru

# APPLICATION OF CARBON-HUMIC PREPARATIONS FOR DETOXIFICATION OF INDUSTRIAL WASTE AND INDUSTRIAL WATERS FROM URANIUM AND MERCURY

Yu.V. Ostrovsky[1], G.M. Zabortsev[1], I.I. Zherin[2], N.B. Egorov[2], D.Yu. Ostrovsky[2]

[1]State Specialized Project Institute, Novosibirsk, Russia

[2]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Одной из сложнейших и нерешенных технических задач является ликвидация "ядерного" наследия на предприятиях ГК "Росатом". Под "ядерным" наследием принято понимать накопленные радиоактивные отходы и отработавшее ядерное топливо, остановленные установки, объекты инфраструктуры и загрязненные территорий, образованные в период "гонки" вооружения между СССР и США. В данной работе рассматривался способ использование углегуминовых препаратов (УГП) для реабилитации загрязненных радиоактивными и токсичными металлами территорий. В качестве объектов исследования были выбраны модельные растворы, имитирующие по составу декантат хвостохранилища одного из заводов, входящих в состав АО "ТВЭЛ", реальный декантат хвостохранилища, твердые промышленные отходы этого предприятия. В ходе экспериментальной работы исследовался процесс сорбции урана и ртути на УГП при различных условиях. Полученные данные свидетельствуют, что УГП является перспективным природным сорбентом, который может быть использован для реабилитации загрязненных территорий.

One of the most difficult and unresolved technical problems is the elimination of the "nuclear" heritage enterprises SC "Rosatom". By "nuclear" heritage is commonly understood as the accumulated radioactive waste and spent nuclear fuel, a closed-infrastructure and contaminated areas formed during the "race" of arms between the USSR and the USA. This paper discusses ways to use coal humic preparations (CHP) for the remediation of contaminated radioactive and toxic metals territories. The objects of study were chosen model solutions that mimic the composition decantate tailing one of the plants that are part of JSC "TVEL", the real decantate tailings, industrial solid waste of the enterprise. During the experimental work investigated the uranium sorption and mercury by CHP under different conditions. The findings suggest that the CHP is a promising natural sorbent, which can be used for the rehabilitation of contaminated areas.

## Введение

Предприятия, на которых было развернуто урановое и литиевое (разделение изотопов), имеют общую структуру отходов, а также задачи по их ликвидации. Связано это с тем, что жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) сбрасывали в хвостохранилища, что по мере эксплуатации приводило к накоплению радионуклидов и тяжелых металлов. Кроме этого, поскольку за основу промышленного разделения изотопов лития был принят амальгамный метод, то вместе с этим происходило загрязнение промышленной площадки металлической ртутью, обладающей высокой проникающей способностью в строительные материалы.

В настоящее время Россия, США и другие страны (в которых реализована атомная программа) приняли решение по ликвидации "ядерного" наследия. Для ликвидации хвостохранилища предложен метод: установка выпарных аппаратов для выпаривания ЖРО. Это может занять от 30 до 40 лет, что потребует больших энергозатрат. Для реабилитации территорий, загрязненных ртутью, предложено две группы методов: термический и химический. Термический метод – требует больших энергозатрат и установки для улавливания отходящих газов. Вторая группа методов – это химическая – основана на переводе токсичных соединений ртути в нерастворимые вещества [1].

В работе предлагается использовать углегуминовый препарат (УГП), как универсальный сорбент, который может быть применим как для иммобилизации урана и ртути в декантатах хвостохранилища, так и для переработки ртутьсодержащих промышленных отходов.

## Экспериментальная работа

Углегуминовые препараты содержат в своем составе гуминовые кислоты (ГК), которые представляют собой высокомолекулярные вещества, имеющие непостоянный состав, большое количество разнообразных функциональных групп, обуславливающих большой выбор химического взаимодействия с тяжелыми металлами.

ГК могут быть улучшены путем ввода дополнительных функциональных групп, которые повышают то или иное свойство кислот. Так для повышения способности ГК взаимодействовать с тяжелыми металлами необходимо увеличить количество карбоксильных групп.

Одним из реагентов, способствующих реакции фенольного карбоксилирования является добавка перкарбонат натрия ($Na_2CO_3$*1,5 $H_2O_2$) в процессе механоактивации [2, 3], в результате которого образуются водорастворимые соли гуминовых кислот.

В исследованиях использовался бурый уголь Канско-Ачинского угольного бассейна [4] и перкарбонат натрия (7,5%), которые обрабатывались в планетарной мельнице-активаторе АГО-2. При ускорении мелящих шаров 300 м/с$^2$ выход ГК составил 16%, при 1000 м/с$^2$ – 55%. По методике, изложенной в ГОСТ 9517–94 (ИСО 5073–85) "Топливо твердое. Методы определения выхода гуминовых кислот", был определен общий выход ГК.

Углегуминовыми препаратами обрабатывали модельные и реальные декантаты хвостохранилища (табл.1), илы (образовавшиеся в результате обработки азотнокислых рафинатов щелочным агентами выпавшие в осадок на песчаный грунт), а также ртутьсодержащие строительные отходы.

*Таблица 1. Состав декантатов хвостохранилища*

| Контролируемые показатели | Концентрация, мг/л | Контролируемые показатели | Концентрация, мг/л |
|---|---|---|---|
| pH | 7,50 | $NO_3^-$ | 2089 |
| $U_{общ.}$ | 1,50 | $NO_2^-$ | 18,7 |
| $Mg^{2+}$ | 56 | $CO_3^{2-}$ / $HCO_3^-$ | 400 |
| $Ca^{2+}$ | 350 | $Cl^-$ | 151 |
| $K^+$ | 52 | $F^-$ | 3,40 |
| $Na^+$ | 445 | Минерализация | ~ 4000 |
| $Li^+$ | 7,80 | Сухой остаток | до 3500 |
| $NH_4^+$ | 21,9 | – | – |

Модельные растворы отличались от реальных повышенной концентраций урана и ртути, которые при необходимости вносились в заданном количестве раствор в виде солей $UO_2CO_3 \cdot 2(NH_4)_2CO_3$ и для ртути – $Hg(NO_3)_2$ [6–8]. В виду повышенной концентрации карбонат-иона в декантате хвостохранилища (табл. 1), то можно предположить, что уранил-ион находится в виде устойчивого комплекса $[UO_2(CO_3)_3]^{4-}$. Концентрация урана в илах до 100 мг/кг.

В модельный и реальный декантат хвостохранилища добавляли навеску с УГП, суспензию тщательно перемешивали 3 мин и оставляли на 7 суток для установления равновесия. Далее суспензию фильтровали и определяли содержания ионов тяжелых металлов в фильтрате.

Ртутьсодержащие промышленные отходы (3-го кл. опасности) (40 г) перемешивали с заданной навеской УГП, далее – добавляли 20 мл дистиллированной воды, перемешивали и выдерживали для установления равновесия в течение 5 суток.

Концентрацию ионов $Hg^{2+}$ определяли методом титрования раствором роданида [6], ионов U – с помощью арсеназо III [6]; для высокоточных анализов использо-

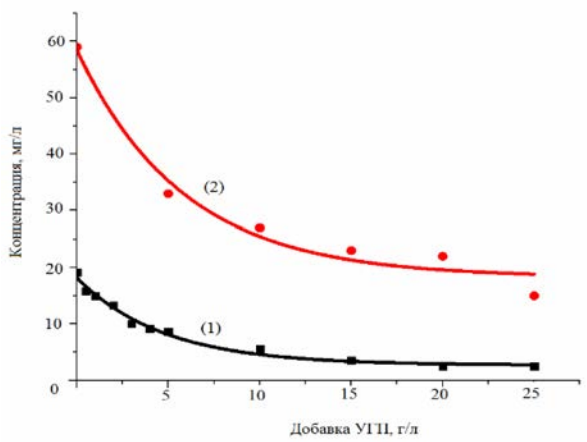



***Рис. 1.*** *Сорбция урана (1) и ртути (2) из модельных растворов на УГП*

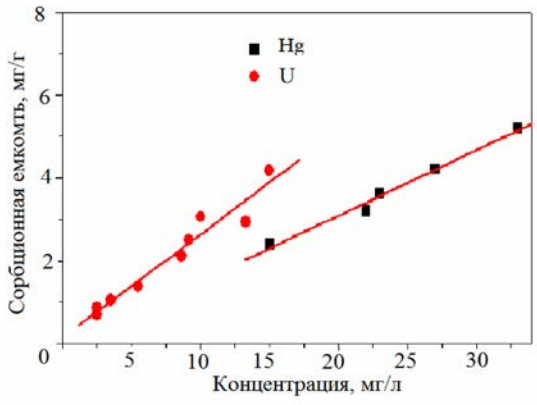



***Рис. 2.*** *Изотермы сорбции урана и ртути из модельных растворов на УГП*

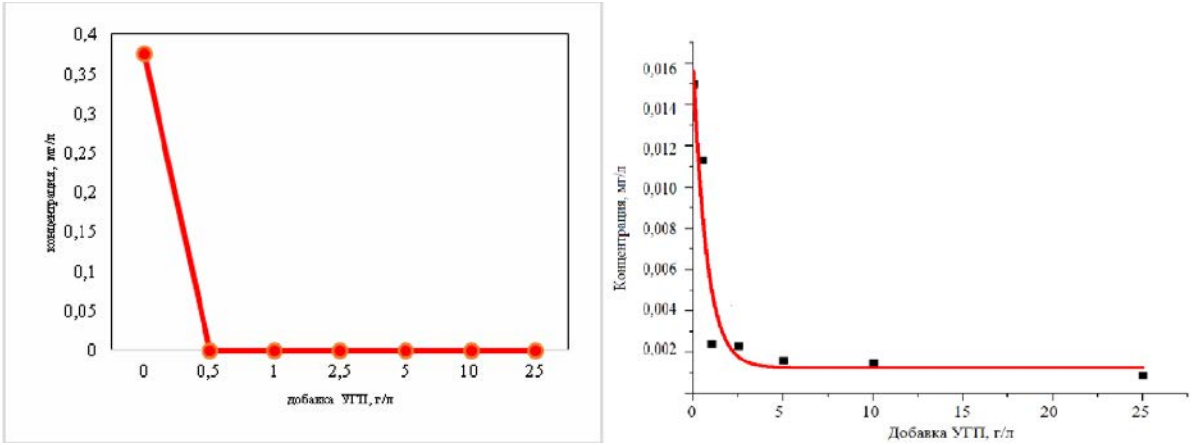



***Рис. 3.*** *Сорбция урана (а) и ртути (б) из реального раствора при добавке УГП (температура 25 °С)*

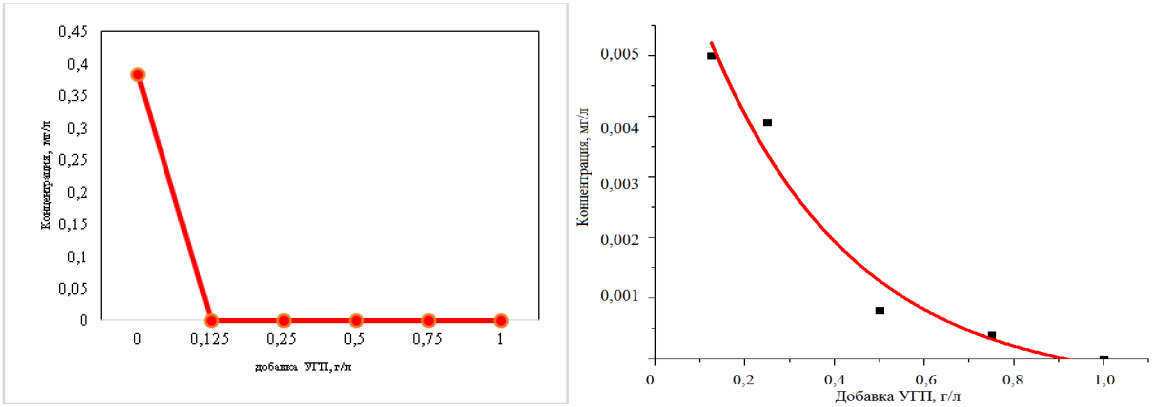



***Рис. 4.*** *Сорбция урана и ртути из реального декантата при добавке УГП с содержанием гуминовых кислот 55,0% и t=25 °С*

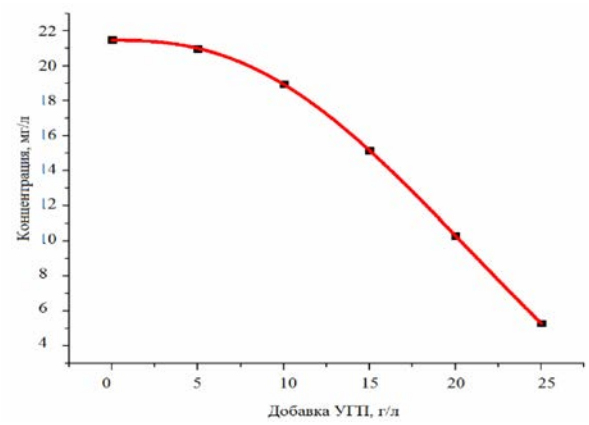



***Рис. 5.*** *Сорбция урана из реального раствора при добавке УГП (t=6 °С)*

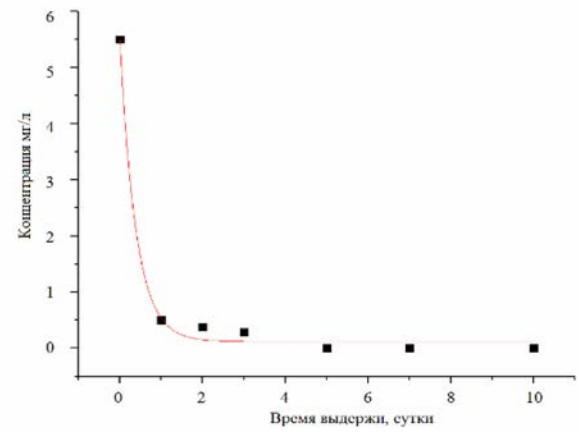



***Рис. 6.*** *Кинетика сорбции урана при добавке УГП из реального раствора*

вали атомно-эмиссионный спектрометр с индуктивной связанной плазмой iCAP 6300 Duo.

Результаты сорбции в статических условиях анализировали с использованием эмпирического уравнения Фрейндлиха.

## Результаты и обсуждения

В модельных растворах исходные концентрации урана и ртути составляли $C_{Uобщ.}$ = 19,17 мг/л и ртути $C_{Hg}$ = 59,0 мг/л. Раствор обрабатывался УГП (содержание ГК 15,8%) при температуре Т=25 ˚С (рис. 1).

Изотермы сорбция ртути и урана на УГП могут быть описаны уравнениями Фрейндлиха: $a_U$ = 0,13146 + + 0,2505·$C_U$ и $a_{Hg}$ = –0,0709 + 0,15795·$C_{Hg}$.

Поскольку температура декантата в течение года изменяется, то была исследована сорбция урана на УГП при низкой температуре t=6 ˚С. Экспериментальные данные показали незначительное влияние температуры на процесс сорбции урана на УГП.

## Обработка реальных декантатов

В реальных растворах исходная концентрация ртути и урана составляет $C_{Uобщ.}$ = 0,375 мг/л и $C_{Hg}$ = 0,015 мг/л. Раствор обрабатывался УГП (0,5–25,0 г/л) с содержанием ГК (15,8%) и при Т=25 єС (рис. 2 и 3), с добавкой УГП с содержанием ГК (55,0%) и Т=25 ˚С – рисунок 4.

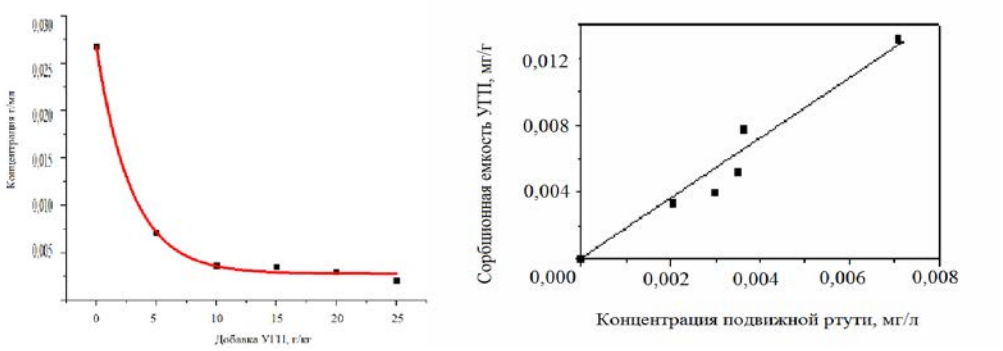
Экспериментальные данные по сорбции из реального декантата при температуре t=6 ˚С и добавке АУТК представлены в рисунке 5.

На рисунке 6 показана кинетика процесса сорбции. Использовали УГП, содержащий 14,7% гуматов, при исходной концентрации урана в растворе $C_U$ = 5,5 мг/л, температура 25 ˚С. Из полученных результатов следует, что равновесие достигается в течение 5 суток.

## Обработка гуматами системы ил декантаты на хвостохранилища

Донные илы, которые находятся в постоянном взаимодействии с декантатами хвостохранилища, сорбируют на себе часть радиоактивных и тяжелых металлов. Концентрация тяжелых металлов в них может быть в 100 раз больше, чем в самих декантатов, равновесные концентрации которых определяются температурой и pH водной среды.

Для того чтобы исключить переход тяжелых метал-




а б

***Рис. 7.*** *Сорбция ртути (а) и изотерма сорбции ртути (б) из твердых отходов*

лов из донных илов в декантат, было предложено обработать илы УГП. В систему ил-декантат (1:4), на поверхность декантата, исходная концентрация $C_{Uобщ.}$ = 0,375 мг/л, добавили 1 г/л УГП (содержание ГК 15,8%). В течение 5 суток раствор стал прозрачный, концентрация урана в декантате снизилась до 0 мг/л и оставалась такой в течение 2 мес.

Удаление примесей тяжелых и радиоактивных металлов из декантата при его контакте с илом хранилища ЖРО позволяет облегчить дальнейшую переработку декантатов при выводе хвостохранилища ЖРО из эксплуатации.

## Обработка ртутьсодержащих промышленных отходов

Принципиальная схема переработка твердых ртутьсодержащих отходов включает их измельчение и обработку в центробежном концентраторе “ИТОМАК”, где извлекается большая часть металлической ртути, но после него образуются отходы, содержащие остаточную металлическую и окисленную ртуть.

Снизить подвижность ртути в ртутьсодержащих отходах можно с помощью УГП. Сорбцию ртути из строительных отходов на УГП исследовали с использованием добавки 5,0–25,0 г/кг УГП с содержанием гуминовых кислот 56% при исходной концентрации подвижной ртути $C_{Hg}$ = 0,02676 мг/л. Время выдержки t = 5 суток, температура процесса t = 25 °С (рис. 7).

При исследовании кинетики сорбции ртути из модельных промышленных отходов на УГП, содержащем 56% гуматов, при исходной концентрации урана $C_{Hg}$ = 0,02676 мг/л и температуре 25 °С установлено, что равновесие достигается в течение 3–4 суток.

## Выводы

Проведена обработка модельных и реальных декантатов хвостохранилища углегуминовыми препаратами с содержанием гуминовых кислот 14,7–15,8%. Рассмотрено влияние величины добавки УГП на полноту извлечения ртути и урана из реальных и модельных декантатов хвостохранилища. Установлено, что гуматы достаточно эффективно сорбируют уран и ртуть из декантатов хвостохранилища. Исследована детоксикация ртути в промышленных отходах с использованием УГП.

***Литература***

1. *Бусев А.И., Типцова В.Г., Иванов В.М. Руководство по аналитической химии редких элементов. – 2-е изд. – М. : Химия, 1978.*
2. *Везенцев А.И., Крылова Л.П. Способность почв и их гуминовых кислот связывать ионы кадмия // Научные ведомости Белгородского государственного университета. Серия: Естественные науки. – 2007. – Вып. 5. – С. 109–113.*
3. *Жендарева О.Г., Мухина З.С. Анализ гальванических ванн. – М. : Химия, 1970.*
4. *Кухаренко Т.А., Екатеринина Л.И. Сравнительное исследование растворимых и нерастворимых в ацетоне фракций гуминовых кислот торфов, бурых и выветрившихся каменных углей // Химия твердого топлива. – 1968. – № 3. – С. 33–45.*
5. *Лурье Ю.Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. – М. : Химия, 1984.*
6. *Портнова А.В., Вольхин В.В. Иммобилизация ионов меди гуминовой кислотой переведенной в малорастворимое состояние // Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобачевского. – 2008. – № 4. – С. 71–75.*
7. *Тодожокова А.С., Торопчина Г.П. Комплексная переработка бурых и каменных углей Горного Алтая // Биоразнообразие и проблемы экологии Горного Алтая: прошлое, настоящее, будущее. – Горно-Алтайск, 2005. – С. 200–204.*
8. *Угольная база России. Т. 3. Угольный бассейны и месторождения восточной Сибири (Красноярский край; Канско-Ачинский бассейн; Республика Тыва, Углехимский бассейн и др. месторождения; Иркутская область, Иркутский бассейн и угольные месторождения предбайкалья). – М. : Геоинформцентр, 2002.*
9. *Шарло Г. Методы аналитической химии. – М. : Химия, 1965. – С. 773–776.*

# СПОСОБ ОПРЕДЕЛЕНИЯ УГЛЕРОДА-14 В ЛИШАЙНИКАХ РОДА КЛАДОНИЯ НА СЕВЕРЕ РОССИИ

А.А. Очеретенко[1], Г.П. Киселев[2]

ФИЦ КИА РАН, Архангельск, Россия, [1]pieepl@yandex.ru, [2]kiselevgp@yandex.ru

# A METHOD OF DETERMINATION CARBON-14 IN LICHEN GENUS CLADONIA IN THE NORTH OF RUSSIA

A.A. Ocheretenko[1], G.P. Kiseloyov[2]

[1]Federal Research Centre for Integrated Study of the Arctic, Arkhagelsk, RAS, Russia

Поиск изотопных индикаторов является актуальной проблемой. Радиоулерод постоянно образуется в атмосфере. Зафиксировано неоднородное накопление космогенных изотопов в атмосферных выпадениях и растениях на северо-западе России. Предполагается схожее накопление $C^{14}$ в лишайниках рода *Cladonia* Web. Предложен способ выделения изотопа в составе не окрашенного экстракта из талломов лишайников, позволяющий определить $C^{14}$ в соединении лихенан. При аккумуляции в лишайниках $C^{14}$ служит радиоиндикатором системы "атмосфера-биосфера". В результате анализа установлено, что существует зависимость концентраций общего углерода от способа подготовки пробы. Показано, что подготовленные образцы удовлетворяют возможности использования естественных химических соединений углерода для определения в них изотопа $C^{14}$.

Search isotopic tracers is an actual problem. Radiocarbon continuously formed in the atmosphere. We are interested in the fixed nonuniform accumulation of cosmogenic isotopes in atmospheric deposition and plants of the European North of Russia. It is assumed nonuniform accumulation of $C^{14}$ in the lichens genus Cladonia Web. The authors proposed a method of separating the radioisotope in the composition is not a colored liquid extract from the lichen thallus. It is possible to determine the radioisotope in the extracted compound lichenan. When the accumulation in lichens radiocarbon serves as isotopic indicator in the interaction between the atmosphere and the biosphere. The analysis determined that there is a dependence of the total carbon concentration of the sample preparation process. It is shown that the samples prepared fulfill possibility of using natural chemical compounds to determine the carbon isotope $C^{14}$ into them.

Изучение скоростей взаимодействия в системе "биосфера–атмосфера" на Северо-Западе России и в западном секторе российской Арктики в период глобального техногенного воздействия и изменяющегося климата приобретает особую актуальность. Современные исследования связаны с разработкой методов изучения этих взаимосвязей с использованием изотопных радиоиндикаторов космического и антропогенного происхождения. К таким индикаторам относится углерод-14 ($C^{14}$), который на Земле имеет космогенное и антропогенное происхождение. Представляет интерес зафиксированное неоднородное накопление космогенных изотопов в атмосферных выпадениях и растениях Европейского Севера России [6].

Целью исследования является разработка эффективного способа определения содержания радиоизотопа $C^{14}$ в лишайниках рода Cladonia Web.

Факторы, которые определяют лишайники как объекты биоиндикации состояния атмосферы: симбиотическая природа организма, большая абсорбционная поверхность, высокая гидрофильность, среда обитания и длительность жизни. Наиболее чувствительны к загрязнению атмосферы эпифитные лишайники. Лишайники рода Cladonia относятся к эпигейным. Содержание в их талломах $C^{14}$ связано с поступлением из почвы и атмосферы, что позволяет использовать результаты анализа в исследованиях взаимодействия атмосферы и биосферы применительно к территории Северо-Запада России и западного сектора российской Арктики.

Выбор изотопа обусловлен его преимуществами по сравнению со стабильным изотопом $C^{13}$: возможностью количественного определения малых концентраций радиоактивных атомов $C^{14}$, достаточным периодом полураспада.

Изотоп $C^{14}$ – мягкий β-излучатель, испускающий из ядра β-частицы с максимальной энергией 150 кЭв, при этом ядро $C^{14}$ превращается в ядро азота $N^{14}$ с периодом полураспада $T1/2 \approx 5730 \pm 40$ лет. Благодаря указанным ценным свойствам $C^{14}$ применяют для радиоактивной индикации и радиоуглеродного датирования. Метод широко применяется в археологии, четвертичной геологии и почвоведении [5].

Углерод-14 в атмосфере Земли является продуктом природных ядерных взаимодействий непрерывного, но неравномерного потока заряженных частиц космического происхождения с атмосферными газами. Происходящие реакции приводят к появлению ряда радиоактивных космогенных изотопов: $H^3$, $He^3$(стабильный), $Be^7$, $Be^{10}$, $C^{14}$, $Na^{24}$ и др. [13]. Впервые предположение о том, что радиоуглерод постоянно образуется в нижних слоях стратосферы в результате воздействия вторичных нейтронов космического излучения на ядра азота по реакции $N^{14}+n \rightarrow C^{14}+p$ [11], высказал S. Korff в 1940 г. [11]. В 1946 г. W.F. Libby зарегистрировал радиоуглерод в атмосфере и пришел к выводу, что он должен содержаться в биосфере [13].

Другими космогенными источниками образования изотопов являются постоянно выпадающая на земную поверхность космическая пыль (около $10^6$ т в год) и метеориты. При облучении космической пыли образуется $C^{14}$.

Рассматриваемый изотоп образуется также по указанной выше реакции в ходе широких атмосферных ливней (ШАЛ). Они представляют собой потоки космичес-

ких частиц высокой энергии, попадающих в атмосферу Земли, которые взаимодействуют с атомами и ядрами газов, составляющих атмосферу. Эти частицы вызывают каскадные процессы потоков вторичных частиц: пионов, протонов, нейтронов, мюонов, электронов, позитронов и фотонов. Далее они взаимодействуют с компонентами атмосферы. Такие процессы покрывают большую территорию [10]. Средняя космогенная скорость образования $C^{14}$ составляет 2,2–2,3 атом/с·см$^2$, что по активности составляет около 4,1 ТБк/сут, или 1,5 ПБк/год. Образующийся изотоп быстро окисляется до $C^{14}O_2$. Так как атмосферный углекислый газ является главным источником углерода, усваиваемого растениями, то вся живая органическая материя содержит определенное количество изотопа $C^{14}$. Кроме того, неорганические углеродсодержащие соединения, растворенные в воде океанов, находятся в обменном равновесии с атмосферной углекислотой и также содержат изотоп $C^{14}$. Удельная активность $C^{14}$, участвующего в углеродном кругообороте Земли, составляет около 15 расп./мин·г.

Искусственное образование изотопа $C^{14}$ в атмосфере произошло вследствие взрывов атомных и водородных бомб. По данным H. Tauber, это привело к ежегодному увеличению его содержания на 10%, начиная с 1955 г. [8]. Однако с 1968 г. концентрация ядерного $C^{14}$ в атмосфере убывает по экспоненте до настоящего времени.

В ядерных реакторах изотоп $C^{14}$ получают при взаимодействии нейтронов с ядрами азота. В настоящее время антропогенными источниками поступления в окружающую среду являются атмосферные выбросы и сточные воды АЭС.

В результате кругооборота $C^{14}O_2$ в обменной природной системе $C^{14}$ переносится из атмосферы в биосферу, гумус и в океаны. Для атмосферы глобальная средняя скорость образования $C^{14}$ (с учетом неточности знаний о параметрах, используемых в расчетах) была оценена в 2,50±0,50 атомов $C^{14}$/см$^2$·с [5]. Концентрация $C^{14}$ в атмосфере предполагается постоянной, экспериментальные исследования по определению радиоактивности образцов земной биосферы, отобранных на различных широтах и высотах относительно уровня моря, подтверждают это с высокой степенью точности [7].

Содержание $C^{14}$ в дождевой воде и водах небольших поверхностных водоемов почти равновесно его содержанию в атмосфере. Предварительные работы K.O. Munnich и J. Vogel показали, что 85%$C^{14}$ в современных подземных водах входит в состав современных пород [12].

Коэффициент перехода в цепи “атмосфера – наземные растения” равен 1. Равновесие устанавливается через 2–3 мес. В растения $C^{14}$ может поступать в небольшом количестве также из почвы. Содержание $C^{14}$ в организме животных коррелирует с содержанием его в растениях в предыдущем году (при мониторинговых исследованиях). В окружающей среде могут создаваться локальные очаги загрязнения $C^{14}$: растения, находящиеся на расстоянии 1–2 км от трубы АЭС, содержат на 50–90% больше $C^{14}$, чем находящиеся на расстоянии 20–30 км [5].

Методы, применявшиеся в прошлом и используемые в настоящее время при углубленном изучении изотопа $C^{14}$ в природных средах, имеют сложную технологию пробоподготовки и измерений, что не позволяет широко использовать их в геоэкологии и экологии. В доступной литературе авторы не обнаружили результатов замеров концентраций $C^{14}$ в таких организмах, как лишайники. Такие данные могли бы показать вариации концентрации $C^{14}$ в атмосфере, т.к. лишайники способны поглощать различные вещества из атмосферы всей поверхностью тела, что и определяет их индикаторную роль. Л.Г. Бязров утверждает, что лишайники могут накапливать $C^{14}$ в зависимости от климатических условий [9]. В литературных источниках представлены теоретические данные о высоких содержаниях полисахаридов в лишайниках рода Cladonia и методов их обработки [2, 3, 8, 9]. Содержание полисахарида лихенан $(C_6H_{10}O_5)_n$ в лишайниках: цетрарии исландской – от 43,72% [3] до 75% [2], кладонии оленьей – 82%, кладонии лесной – 76%, кладонии приальпийской – 60% [2].

Авторы предлагают способ экспериментального определения содержания радиоуглерода в экстрактах, полученных из таллома кустистых лишайников рода Cladonia, что существенно упрощает методику изучения изотопа $C^{14}$ в геосфере. Способ предполагает гидролиз в течение двух часов лишайника с предварительным выщелачиванием (24 часа) органических соединений, мешающих анализу и последующему измерению полисахаридов на жидкосцинтилляционном бета-спектрометре “HIDEX 300 SL”. Для 15 проб лишайников рода Cladonia определены радиоактивность $C^{14}$ (распад/мин) и количество общего углерода (мг/л). Данные проходят обработку.

На этапе физической пробоподготовки исследуемые лишайники дважды механически пинцетом очищаются от примесей. Работы производятся в хирургических перчатках во избежание загрязнения пробы углеродом. В дальнейшем от высушенного и очищенного таким образом лишайника методом квартования отбирается образец. На этапе химической пробоподготовки образец массой 12–14 г выщелачивают 0,5% раствором NaOH (чистый для анализа) (5 г NaOH на 1000 мл дистиллированной воды [3], объем – 250 мл). Выщелачивание занимает 24 ч, при этом производится двукратное промывание дистиллированной водой через 12 ч [2, 3, 9]. Образец тщательно промывают в 1 л дистиллированной воды через трехслойную марлю, декантируют. Промывание осуществляется четырехкратно. Декантант в дальнейшем не используется [2]. После каждой декантации образец помещают в двухлитровую колбу с 1 л дистиллированной воды, полученная смесь взбалтывается на максимальной скорости шейкера в течение 10 мин. При промежуточных и окончательной декантациях лишайник механически чистился от примесей 4 раза. Количество примесей оценивают визуально. Полноту удаления щелочи определяют двумя способами: 1) визуально, по прекращению пенообразования при взбалтывании; 2) проверяют фильтрат по универсальному лакмусу, pH нейтральный. Отмытый образец высушивают 45–60 мин в сушильном шкафу при +70 ˚С и взвешивают (все взве-

шивания осуществляются на аналитических весах с точностью до 0,0002 г). Далее снова выщелачивают в течение 12 ч. Процедура промывания от щелочи повторяется в том же объеме. Прошедший двукратное выщелачивание, декантацию и очистку от примесей образец (10 г) измельчается в фарфоровой ступке и подвергается гидролизу в кипящей дистиллированной воде в течение 2 ч. При гидролизе химический стакан закрыт наполовину часовым стеклом, т.к. потери от испарения составляют свыше 50%. Полученный раствор охлаждают и фильтруют от лишайника. Выдерживается отношение 20 частей воды к 1 части лишайника [3]. При необходимости раствор надо упарить или разбавить кипяченой дистиллированной водой до требуемых объемов (150 мл). Полученный экстракт проходит фильтрацию сначала с применением бумажных фильтров "белая лента" пористостью 3,0–3,5 мкм (3 раза), бумажных фильтров "синяя лента" пористостью 1,0–1,1 мкм (3 раза) и стеклянного фильтра пористостью 160 мкм (3 раза). Вся процедура фильтрования проводится при атмосферном давлении. Также однократно, после фильтрования через стеклянный фильтр, дополнительно в качестве поглотителя использовался активированный уголь марки "БАУ-А". При другом способе раствор фильтруется через воронку Шота с пористостью стекла 160 мкм после использования бумажных фильтров. К недостаткам описанных способов можно отнести, во-первых, невозможность учета потерь $C^{14}$, в то время как бумажные фильтры высушиваются в сушильном шкафу и в дальнейшем озоляются в муфельной печи; во-вторых, трудность промывки стеклянных фильтров от примесей. Стеклянные фильтры чистились с применением хромовой смеси. Следует отдельно отметить сложность очистки фарфоровых тиглей (размер №5) после озоления проб. Предполагаемые оксиды тяжелых металлов пробовали последовательно удалять кипящей в течении 10–15 мин. смесью Комаровского, концентрированной азотной кислотой при нагревании, концентрированной соляной кислотой при нагревании, смесью концентрированной азотной кислоты (10 мл) и концентрированной соляной кислоты (30 мл) при нагревании, хромовой смесью при нагревании. Тигли очищаются от оксидов только протиранием с небольшим количеством плавиковой кислоты, что растворяет и вымывает фарфор тигля.

Далее работы проводятся в стерильных хирургических перчатках. От полученной отфильтрованной пробы отбираем 8 мл в стеклянную пробирку 20 мл, добавляем к ним 10 мл специального реагента-сцинтиллятора, получаем измерительный коктейль. Используемый сцинтиллятор (уже смешанного с растворителем при производстве) марки "Ultima Gold LLT". Производитель – "PerkinElmer Inc." (США). Пробирку закрываем пластиковой пробкой и механически перемешиваем несколько минут. Пробирка и крышка протираются снаружи техническим этиловым спиртом для удаления загрязнений со стекла. На крышке сбоку маркером ставится номер пробы. Препарат следует оставить на 12 ч в темноте для опалесцирования. Полная обработка одной пробы занимает около месяца, поэтому целесообразно делать серию проб.

В препарате, который предположительно содержит сахароколлоид лихенан, замеряют трехкратно радиоактивный изотоп $C^{14}$ на жидкосцинтилляционном бета-спектрометре "HIDEX 300 SL" (производитель – "Hidex Oy", Финляндия). Данный прибор работает с программой "MicroWin 2000". В ходе анализа пробы получают показатели: количество отсчетов в минуту (CPM), количество распадов в минуту (DPM), отношение двойных и тройных совпадений (TDCR), химическое и физическое гашение (Chemi). Время экспозиции – 3600 с. Кроме получения данных непосредственно об активности радиоуглерода (DPM) в лишайниках рода Cladonia изучалось влияние химического гашения на регистрацию изотопа $C^{14}$. Чем ниже показатель химического и физического гашения в ходе замера пробы, тем достовернее полученные радиоактивные активности. При улучшении технологии по очистке пробы от мешающих анализу примесей снижаются погрешности измерения [8].

Способ отрабатывался на пробах, отобранных в ходе экспедиционных работ в июле 2012 г., августе 2013 г. с территории государственного природного заповедника "Костомукшский" (Республика Карелия), наименее подверженной атмосферному загрязнению. Также были получены результаты для не заповедных территорий юго-западной части Архангельской области, северной части Мурманской области и пограничной зоны указанного заповедника. Получены результаты определения общего углерода во всех экстрактах на анализаторе общего углерода "TOC-Lcsn". Анализ произведен в ЦКП научным оборудованием "Критические технологии РФ в области экологической безопасности Арктики" ИЭПС УрО РАН.

Полученные авторами данные (табл. 1) показывают, что наименьшее значение Chemi имеет проба Кладония №1 (28.01.13), очищенная дополнительно методом осаждения на активированный уголь. Условия анализа общего углерода ($C^{общ.}$): каталитическое окисление при 720 °C, определение газа без дисперсионным методом инфракрасной спектрометрии (ИК NDIR), мультиинжекция. Четыре параллельных измерения. В таблице указано для каждой пробы одно конечное значение.

Статистические показатели прибора (не метода): стандартное отклонение (SD max) составляет 0,1, коэффициент вариации (CV) – 2,0%. Общий углерод определен в 15 пробах (данные проходят обработку), его содержание колеблется в диапазоне от 180,2 до 539,1 мг/л. Вероятно, оно зависит от способа химической пробоподготовки и вида кладонии.

В ходе исследования установлено, что существует зависимость концентрации общего углерода от способа подготовки пробы. Таким образом, подготовленные образцы удовлетворяют цели исследования и позволяют определять радиоизотоп $C^{14}$ в экстрагируемом естественном органическом соединении лихенан. Среднее значение общего углерода составляет порядка 300–600 мг/л, что обеспечивает решение поставленной задачи. Данные в настоящее время проходят обработку [8].

По сравнению с методами органического синтеза, при которых получают такие углеродсодержащие соединения, как бензол, этилбензол, метан из карбида лития,

*Таблица 1. Данные измерения радиоуглерода в пробах лишайника рода* Cladonia *Web*

| Наименование пробы, дата измерения | CPM | DPM | TDCR | Chemi | $C^{общ}$ (ТС), мг/л | $C^{14}$ / $C^{общ}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Кладония №1, 09.01.13 | 544,00 | 12087,00 | 0,045 | 517,000 | 676,2 | 1,605 |
| | 394,00 | 7135,00 | 0,055 | 347,000 | | |
| | 327,00 | 4702,00 | 0,070 | 281,000 | | |
| Кладония №2, стеклянный фильтр 5 раз, 21.01.13 | 51,05 | 91,98 | 0,555 | 4,250 | 327,4 | 0,162 |
| | 53,13 | 98,59 | 0,538 | 5,630 | | |
| | 55,23 | 109,93 | 0,502 | 7,360 | | |
| Кладония №1, фильтрование через уголь, 28.01.13 | 58,80 | 93,70 | 0,627 | 0,000 | – | – |
| Кладония №1, фильтрование через уголь, 29.01.13 | 45,03 | 79,11 | 0,569 | 0,310 | – | – |
| | 47,18 | 83,32 | 0,566 | 0,410 | | |
| Ягель (Костомукшский заповедник) №1, | 44,11 | 78,79 | 0,559 | 1,850 | 394,5 | 0,111 |
| 2013 год сбора, 12.11.13 | 43,15 | 76,30 | 0,565 | 2,290 | | |
| | 45,13 | 80,46 | 0,560 | 2,890 | | |
| Ягель (Костомукшский заповедник) №2, | 43,53 | 73,79 | 0,589 | 1,000 | 491,4 | 0,089 |
| часть 1, 2013 год сбора, 24.12.13 | 44,53 | 73,68 | 0,604 | 1,230 | | |
| | 44,35 | 74,64 | 0,594 | 1,550 | | |
| Ягель с Беломоро-Кулойского плато, | 43,46 | 74,67 | 0,582 | 0,920 | 391,2 | 0,191 |
| 2014 год сбора, проба 2s, 3 раза белая лента, | 42,85 | 72,00 | 0,595 | 1,100 | | |
| 3 раза синяя лента, 28.06.14 | 44,51 | 77,71 | 0,572 | 1,420 | | |

предложенный способ отличается меньшим количеством стадий обработки пробы и требуемых химических реактивов. Перечисленные соединения летучи и ядовиты, в отличие от получаемого полисахарида. Время экспозиции одного измерения $C^{14}$ на жидкосцинтилляционном бета-спектрометре составляет 1 ч, тогда как замер пробы в исследованиях Х.А. Арсланова требует до 12 ч [1].

Технологическая трудность заключается в получении прозрачного не окрашенного жидкого экстракта для корректного замера на бета-спектрометре “HIDEX 300 SL”. Выбор способа пробоподготовки лишайника рода Cladonia для анализа содержания в нем изотопа $C^{14}$ на данном приборе определяется наибольшим выходом общего углерода при минимальном химическом и физическом поглощении сцинтилляционного эффекта (Chemi).

Полученные результаты удовлетворяют поставленной цели исследования. Теоретическая информация о высоком содержании полисахарида лихенан в работах ряда авторов [2, 3, 9] позволила разработать эффективный способ определения содержания изотопа $C^{14}$ в естественных химических соединениях углерода, который может широко применяться в геоэкологии и экологии. Отметим, что в научной литературе подобный подход к измерению концентраций $C^{14}$ для таких симбионтов, какими являются лишайники, не встречался.

***Литература***


1. *Арсланов Х.А. Радиоуглерод: геохимия и геохронология. – Л., 1987. – 300 с.*
2. *А.с. 64753 СССР, МПК: С13К 1/02. Способ получения глюкозной патоки из лишайников / Курсанов А.Л., Дьячков Н.Н. (СССР). – № 3806 (322937) ; заявл. 09,09,1943 ; опубл. 01,01,1945. – 2 с.*
3. *Берсон Г.З. Дикорастущие съедобные растения [Электронный ресурс]. – Л., 1991. – URL : http://www.skitalets.ru/books/dikorast_rast/index.htm (дата обращения: 28.01.13).*
4. *Бязров Л.Г. Лишайники – индикаторы радиоактивного загрязнения. – М., 2005. – 467 с.*
5. *Дергачев В.А., Векслер В.С. Применение радиоуглеродного метода для изучения природной среды прошлого. – Л., 1991. – 258 с.*
6. *Дружинин С.В., Киселев Г.П., Очеретенко А.А. Особенности распределения бериллия-7 в атмосферных выпадениях и растениях Европейского севера России // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV Междунар. конф. (Томск, 4–8 июня 2013 г.) / Томский политехнический университет. – Томск, 2013. – С. 184–187.*
7. *Купцов В.М. Абсолютная геохронология донных осадков океанов и морей. – М., 1986. – 271 с.*
8. *Очеретенко А.А. Разработка методики для определения радиоактивного изотопа углерод-14 в лишайниках рода кладония // Юдахинские чтения. Геодинамика и экология Баренц-региона в XXI в. : материалы докл. Всерос. конф. с междунар. участием (15–18 сентября 2014 года). – Архангельск, 2014. – С. 200–203.*
9. *Пат. 2251309 С2 Российская Федерация, МПК А23L 1/0524, А23L 1/06 Способ получения желирующего агента / Г.В. Иванова, Е.О. Никулина, заявитель и патентообладатель Красноярский государственный торгово-экономический институт. – № 2003104773/13; заявл. 17.02.2003; опубл. 20.11.2004.*
10. *Сокуров В.Ф. Физика космических лучей: космическая радиация. – Ростов н/Д., 2005. –188 с.*
11. *Тупицын И.Ф. Радиоактивный углерод – $C^{14}$. – М., 1961. – 36 с.*

12. *Углерод-14 [Электронный ресурс] // Гидрогеология : курс лекций Стэндфорд. ун-та. – URL: http://www.geohydrology.ru/uglerod-14.html (дата обращения 08.08.12).*

13. *Ферронский В.И., Поляков В.А. Изотопия гидросферы Земли. – М., 2009. – 632 с.*

# ОБ ОРГАНИЗАЦИИ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ НА НАЧАЛЬНОМ ЭТАПЕ ОСВОЕНИЯ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ЭЛЬКОНСКОГО УРАНОВОРУДНОГО РАЙОНА (ЮЖНАЯ ЯКУТИЯ)

И.В. Павлова[1], В.А. Галактионов[2], В.Г. Журавлев[2], В.А. Домаренко[1]

[1]Томский политехнический университет, Томск, Россия, viktor_domarenko@mail.ru
[2]Акционерное общество "Эльконский ГМК", Москва, Россия, marchekan49@mail.ru

# RADIOECOLOGICAL RESEARCH AT INITIAL STAGE OF FIELD DEVELOPMENT IN ELKON URANIUM PROVINCE, REPUBLIC OF SAKHA (YAKUTIA)

I. Pavlova[1], V. V. Galaktionov[2], V. Juravlev[2], V. Domarenko[1]

[1]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia
[2]Elkon Mining Metallurgical Plant, Moscow, Russia

В работе рассматривается необходимость комплекса мер по организации радиоэкологических исследований для контроля за уровнем техногенной нагрузки, состоянием природных объектов, а также для своевременной корректировки природоохранных мероприятий на начальном этапе освоения месторождений Эльконского урановорудного района (Южная Якутия).
***Ключевые слова:*** радионуклидное загрязнение, геоэкологический риск, охрана окружающей среды, урановорудное месторождение, радиационное воздействие, экология.

The article deals with a necessary package of measures to organize the radioecological research to control the level of a technogenic load, the condition of natural objects, and also to correct the nature protection actions in due time at the initial stage of field development in the Elkon Uranium Province, Republic of Sakha (Yakutia).
***Keywords:*** radionuclide pollution, geoecological risk, environment protection, uranium deposit, radiation, ecology.

Эльконский урановорудный район является крупнейшим в России и одним из крупнейших в Мире [2, 4]. Территория района в целом относится к категории достаточно сложных в геологическом, инженерно-геологическом, горно-техническом, экологическом и иных отношениях, определяющих целесообразность его горнопромышленного освоения, а также целый ряд факторов, которые должны учитываться на всех стадиях намечаемых работ.

С этой точки зрения к опасным геологическим процессам и явлениям (ОГПЯ) в характеризуемом районе следует отнести широкий спектр природных, а также техногенных факторов, в том числе естественных процессов, но инициированных и усиленных техногенным воздействием (табл. 1).

В процессе строительства и эксплуатации проектируемого объекта происходит образование специфической природно-технической системы, в которой природные и технические (инженерные) объекты находятся в сложных, изменяющихся во времени и пространстве отношениях.

Для контроля за уровнем техногенной нагрузки, состоянием природных объектов, а также для своевременной корректировки природоохранных мероприятий, необходима организация локального экологического мониторинга. Необходимость разработки системы мониторинга определяется Постановлением Правительства РФ от 31 марта 2003 г. № 177 "Об организации и осуществлении государственного мониторинга окружающей среды (государственного экологического мониторинга)", где под государственным мониторингом окружающей среды (государственным экологическим мониторингом) понимается комплексная система наблюдения за состоянием окружающей среды, оценки и прогноза изменений состояния окружающей среды под воздействием природных и антропогенных факторов (далее именуется – экологический мониторинг) В рамках планируемой деятельности задачами экологического мониторинга (ЭМ) являются:

- организация и проведение наблюдения за количественными и качественными показателями (их совокупностью), характеризующими состояние окружающей среды, в том числе за состоянием окружающей среды в районах расположения источников антропогенного воздействия и воздействием этих источников на окружающую среду;
- оценка состояния окружающей среды, своевременное выявление и прогноз развития негативных процессов, влияющих на состояние окружающей среды, выработка рекомендаций по предотвращению вредных воздействий на нее;
- информационное обеспечение органов государ-

*Таблица 1. Возможные геологические опасные процессы и явления в пределах Эльконских урановых месторождений*

| Наименование опасных геологических процессов и явлений | Вероятность проявления опасных геологических процессов и явлений, возможные интенсивность и масштабы |
|---|---|
| Оползни | Возможны по льдистому субстрату на подмываемых склонах, сложенных суглинистым материалом. |
| Сели | В целом вероятность незначительна; возможны сели, оплывины, грязекаменные потоки техногенного характера вследствие подмыва незарегулированными дождевыми и паводковыми водами отвалов, сложенных обломочным материалом с присутствием песчано-глинистых фракций. |
| Лавины | Возможны в виде обрушения снежных козырьков, снеговых надувов на бортах карьеров, выемок и на снегозаносимых склонах круче 25–30˚. |
| Землетрясения | Район сейсмичен. Согласно СНиП II-7–81. Строительство в сейсмических районах, проектирование и строительство должно вестись с учетом карт общего сейсмического районирования (ОСР) территории РФ, относящих Алданский щит к 7-балльной площади по шкале MSK-64. |
| Абразия и термоабразия | Возможны в бортах естественных и техногенных водотоков, сложенных мерзлыми и протаивающими грунтами гравийно-песчаных фракций, при подмыве отвалов и др. |
| Переработка берегов водохранилищ | Возможна при интенсивном ветровом режиме и волно-нагонном воздействии на защитные водоудерживающие насыпные сооружения (дамбы, борта хвостохранилищ и т.д). |
| Карст | Район карстоопасен. |
| Суффозия | Вероятна в податливых к инфильтрации грунтах. |
| Просадочность лессовых пород | Типичные лессовые породы для района не характерны. |
| Подтопление территории | Представляется достаточно вероятным в зависимости от высотного уровня территории, режима схода льда в русле р.Алдан и амплитуды паводков в ближайших реках. |
| Эрозия плоскостная и овражная | Незначительна, но полностью не исключается в виде термоэрозии при соответствующем составе грунтов. |
| Эрозия речная | Возможна при достижении водотоками размывающих скоростей течения. |
| Термоэрозия овражная | Вероятность незначительна, однако может проявиться в локальных случаях. |
| Термокарст | Возможны локальные проявления. |
| Солифлюкция | Возможна локально. |
| Наледообразование | Характерно для района. |
| Наводнения | Возможны в долине р.Алдан и ее наиболее крупных притоков. |
| Ураганы, смерчи | Маловероятны. |
| Цунами | Абсолютно исключены. |

ственной власти, органов местного самоуправления, юридических и физических лиц по вопросам состояния окружающей среды;

– формирование государственных информационных ресурсов о состоянии окружающей среды;
– обеспечение участия Российской Федерации в международных системах экологического мониторинга. [1, 3, 5–12].

Все виды мониторинга должны осуществляются специально созданной в Эльконском горно-металлургическом комбинате службой мониторинга, либо подрядными организациями, имеющими лицензии на проведение инженерно-экологических изысканий.

Областью функционирования экологического мониторинга являются установленные проектом границы (зоны) воздействия проектируемого объекта на компоненты природной среды и условия жизни населения.

Локальный экологический мониторинг на планируемых объектах (отвалах, хвостохранилище и т.д.) должен быть составной частью системы экологического мониторинга Эльконского горно-металлургического комбината.

Район ведения мониторинга определяется местоположением проектируемого предприятия. Расположение пунктов наблюдения стационарной сети определяется содержанием решаемых задач, особенностями природной обстановки, контролирующими пути миграции, аккумуляции и выноса загрязнений.

Радиоэкологические исследования, проведенные в районе Эльконского ураново-рудного района, начиная с начала 90-х годов прошедшего столетия, и по сей день показывают, что на отдельных техногенных участках сложилась напряженная радиоэкологическая обстановка. Определенная часть отвалов радиоактивных горных пород, складированных на дневную поверхность, представляют собой особо опасные источники радионуклидного загрязнения основных компонентов горно-таежных

экосистем в результате ветрового и водного рассеивания, а также эманирования (радоновыделения). Вследствие чего в процессе длительного (30–40 лет) техногенного загрязнения экосистем происходило накопление естественных радионуклидов, и в особенности урана, в некоторых компонентах таежно-мерзлотных ландшафтов в количествах по уровню активности превышающей или приближающейся к нормам, установленным для радиоактивных отходов (НРБ-99). По результатам проведенных исследований к таким компонентам можно отнести некоторые виды мхов, гидроморфные почвы и донные отложения. При этом миграция радионуклидов осуществляется на значительные расстояния, а техногенные радиоактивно-загрязненные участки занимают здесь значительные площади. Все это указывает на необходимость организации комплексного долгосрочного радиоэкологического мониторинга в данном районе.

Первоначальным этапом таких работ должно быть проведение гамма- и гамма-спектральной и эманационной экспрессных съемок с помощью специального инструментального радиометрического оборудования. Поскольку формы и размеры отвалов совершенно разные, то при обследовании техногенных участков нельзя проводить съемку по какой-то строго определенной сети. Можно использовать радиальные и квадратные сети наблюдения, либо произвольные точки наблюдения. В любом случае плотность сети наблюдения должна обеспечить представительную оценку основных измеряемых радиационных параметров (мощность экспозиционной дозы, концентрация естественных радиоактивных элементов, плотность потока радона) отвалов радиоактивных горных пород. Нужно отметить, что в зоне ветрового рассеяния сцинтилляционные пешеходные радиометры, например СРП-68–01, не позволяют до конца оценить границу загрязнения. Так, по розе ветров на расстоянии около 600–1000 м от источника загрязнения при уровне гамма-фона 7–12 мкР/ч в верхней части почвенного профиля все же обнаруживаются повышенные содержания радионуклидов. Это означает, что реальные границы ветрового рассеяния радионуклидов от источников загрязнения можно обнаружить только непосредственно по их содержанию в почвах.

Опыт проведенных работ также показывает, что образцы почв нужно отбирать по горизонтам (опад, лесная подстилка, дернина, перегнойный и гумусовый, а также горизонты минеральной части) по направлению ветрового рассеяния радионуклидов через 50–250 м до выхода фиксируемого загрязнения на фоновый уровень. Помимо почвенных проб, в местах наблюдений необходимо также отбирать растительные пробы (мхи, лишайники, высшие растения). При отборе образцов древесно-кустарниковых растений, необходимо их разделять на компоненты: хвою (листья), ветви, кору и древесину.

Особые подходы должны быть осуществлены также при изучении водного рассеяния радионуклидов из отвалов. Опыт наших работ показывает, что водное рассеяние радионуклидов хорошо обнаруживается гамма-съемкой на значительных расстояниях по вектору стока водотоков от источников загрязнения. При этом в донных отложениях и аллювиальных почвах радиоактивное равновесие между ураном и радием нарушено, как правило, в сторону избытка урана. Поэтому оценки концентраций урана по радию, как полевыми, так и лабораторными гамма-спектральными методами являются не совсем корректными. В данном случае, концентрацию урана лучше определять в лабораторных условиях в исследуемых образцах другими методами, например, рентгено-спектральным. В зоне водного рассеяния наиболее информативными объектами радиоактивного загрязнения являются гидроморфные (аллювиальные и болотные) почвы, донные отложения, а из растений – гидрофильные мхи и травы. Отбор проб следует проводить через 100–350 м до выхода загрязнения на фоновый уровень.

Особые требования при проведении радиоэкологического мониторинга на исследуемой территории должны быть предъявлены к оценке фоновых концентраций естественных радионуклидов в основных компонентах горно-таежных ландшафтов (поверхностные воды, донные отложения, почвы, растения и недревесные ресурсы леса). В силу геологических особенностей Эльконского урановo-рудного района (Эльконский горст) радиационная обстановка здесь исходно неоднородная. На исследуемой территории отмечаются многочисленные выходы горных пород с повышенным естественным радиационным фоном. На выходах таких пород концентрация радионуклидов в основных компонентах ландшафтов должна быть повышенной по сравнению с их кларковым содержанием. Это обстоятельство необходимо в обязательном порядке учитывать при проведении радиоэкологических мониторинговых работ.

Результаты проведенных радиоэкологических исследований показывают, что в настоящее время, в местах складирования радиоактивных горных пород идет интенсивный бесконтрольный процесс рассеивания радионуклидов ($^{238}$U, $^{235}$U, $^{226}$Ra, $^{222}$Rn и $^{210}$Pb) из отвалов в результате водного и ветрового переноса, а также посредством эманирования. Поэтому в комплексе прочих проектируемых природоохранных мероприятий на Эльконском горсте, особенно в период начала промышленного освоения, необходима организация долгосрочного комплексного радиоэкологического мониторинга исследуемых таежно-мерзлотных ландшафтов. В этом плане, на наш взгляд, под контролем постоянно должны находиться водное рассеивание урана и других радионуклидов из отвалов, оцененное по сезонам года (зима, весна, лето и осень) при разных режимах стока (паводковый и меженный) рек и ручьев. Кроме того, необходимо определять уровни радиационного фона и плотности потока радона, а также оценку ветрового переноса радионуклидов на разных расстояниях от источников загрязнения, с фиксацией точек наблюдения с помощью GPS. При этом объектами комплексного радиоэкологического мониторинга должны быть по возможности все основные компоненты ландшафтов. В зоне воздействия отвалов нужно периодически контролировать уровень загрязненности радионуклидами местных продуктов питания и недревесных ресурсов леса (грибов, ягод, мяса пернатой дичи и диких животных).

В процессе миграции радионуклидов в техногенных зонах Эльконского урановорудного района нужно различать три формы рассеивания радионуклидов: 1) ветровую (эоловую); 2) водную (гидрогенную); 3) механическую (антропогенную). Значение последней формы рассеивания радионуклидов особенно возрастает в момент начала промышленного освоения данных месторождений, когда ожидается интенсивное передвижение технологического автотранспорта, перевозящего рудную массу, а также проведение буровзрывных работ.

*Предложения по организации мониторинга по оценке качества среды.* В программу комплексного экологического мониторинга желательно включить оценку качества среды по показателям нарушения стабильности развития организмов. Эта методика рекомендована для оценки антропогенного воздействия на наземные экосистемы МПР РФ (Приказ № 460-р от 16.10.2003 г.).

Преимущества данной методики:

- достаточно проста в сборе и обработке материала;
- не требует дорогостоящего оборудования;
- отражает общий уровень качества среды, формируемый комплексом негативных факторов разной природы;
- широко применяется на территории РФ, благодаря чему результаты сопоставимы с другими регионами.

Предложения по организации мониторинга:

- необходимо заложить несколько стационарных точек в районе строительства ГМК, на местах длительного антропогенного воздействия, а также на девственных территориях;
- отбор проб проводить ежегодно в середине-конце летнего периода, когда листовая пластинка полностью сформирована;
- для получения объективных результатов использовать несколько модельных видов – березы плосколистную и растопыренную, ольховник кустарниковый, мелких млекопитающих;
- исследования проводить в сочетании экогеохимическими данными и точной дозиметрией исследуемых точек;
- дополнить биоиндикацию наземных экосистем исследованиями по фитотоксичности почв и семенной продуктивности растений.

***Литература***


1. *Временное положение о горно-экологическом мониторинге. Утверждено 16 мая 1997 г. – М. : Госгортехнадзор, 1997. – 10 с.*
2. *Максимов Е.П. Мезозойские рудоносные магматогенные системы Алдано-Станового щита : дис. … докт. геол.-мин. наук. – Якутск, 2003. – 385 с.*
3. *Маргулис У.Я., Брегадзе Ю.И. Радиационная безопасность. Принципы и средства ее обеспечения. – М. : Эдиториал УРСС, 2000. – 120 с.*
4. *Наумов С.С., Шумилин В.М. Урановые месторождения Алдана // Отечественная геология. – 1994. – № 11–12. – С. 20–23.*
5. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. – М. : Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России, 1999. – 116 с.*
6. *Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99) Ионизирующее излучение, радиационная безопасность СП 2.6.1.799–99. – М. : Минздрав России, 2000. – 98 с.*
7. *Собакин П.И., Чевычелов А.П., Ушницкий В.Е. Радиоэкологическая обстановка на территории Якутии // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44, № 3. – С. 283–288.*
8. *Хайкович И.М., Мац Н.А., Харламов М.Г. Классификация месторождений полезных ископаемых по радиационной опасности // Региональная геология и металлогения. – 1999. – № 8. – С. 131–140.*
9. *Чевычелов А.П., Собакин П.И. Радиоактивное загрязнение мерзлотных почв $^{238}U$ в зоне урановых месторождений Центрального Алдана (Южная Якутия) // Современные проблемы загрязнения почв : матер. II межд. научн. конф. – 2007. – Т. 1. – С. 261–264.*
10. *Чевычелов А.П., Собакин П.И., Кузнецова Л.И. О роли аллювиального процесса в радиоактивном загрязнении почв техногенных таежно-мерзлотных ландшафтов Эльконского урановорудного района // Ноосферные изменения в почвенном покрове : матер. межд. научн.-практич. конф. Владивосток. – 2007. – С. 153–156.*
11. *Чевычелов А.П., Собакин П.И., Молчанова А.В. Особенности техногенного загрязнения мерзлотных почв горно-таежных ландшафтов Южной Якутии естественными радионуклидами $^{238}U$ и $^{226}Ra$ // Проблемы устойчивого функционирования водных и наземных экосистем : матер. межд. конф. – Ростов-на-Дону, 2006. – С. 453–455.*
12. *Чевычелов А.П., Собакин П.И., Ушницкий В.Е. Ландшафтно-климатические и почвенно-геохимические условия миграции естественных радионуклидов в ландшафтах зоны урановых месторождений Центрального Алдана (Южная Якутия) // Вестник Томского госуниверситета. – 2003. – № 3 (IV). – С. 312–314.*

# ОПЫТ ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ ПРОМЫШЛЕННОГО УРАН-ГРАФИТОВОГО РЕАКТОРА ЭИ-2 АО “ОДЦ УГР”

А.О. Павлюк[1], С.Г. Котляревский[1], Е.В.Беспала[1,2], Е.В. Захарова[3], В.М. Ермолаев[3], А.Г. Волкова[3]

[1]Опытно-демонстрационный центр вывода из эксплуатации уран-графитовых ядерных реакторов, Северск, Россия, info@dnrc.ru

[2]Томский политехнический университет, Томск, Россия, bespala90@tpu.ru

[3]Институт физической химии и электрохимии, Москва, Россия, v.m.ermolaev@gmail.ru

# EXPERIENCE OF JSC “PDC UGR” EI-2 PRODUCTION URANIUM-GRAPHITE REACTOR DECOMMISSIONING

A.O. Pavliuk [1], S.G. Kotlyarevsky [1], E.V.Bespala[1,2], E.V. Zakharova[3], V.M. Ermolaev[3], A.G. Volkova[3]

[1]JSC “Pilot and Demonstration Center for Decommissioning of Uranium-Graphite Nuclear Reactors”, Seversk

[2]Tomsk polytechnic university, Tomsk, Russia

[3]Frumkin’s Institute of Physical Chemistry and Electrochemistry, RAS, Moscow

The paper describes experience of EI-2 Production Uranium-Graphite Nuclear Reactor decommissioning. The results of a void-free filling technology application for the reactor space cavities were demonstrated, which had been developed during the uranium-graphite nuclear reactors decommissioning at the JSC “PDC UGR” site. The technologies provide means for creating engineered geological barriers and preventing radionuclides release from the burial site into the environment during 10 000 years.

Согласно “Концепции вывода из эксплуатации промышленных уран-графитовых реакторов по варианту радиационно безопасного захоронения на месте”, утвержденной 28.12.09, обеспечение безопасности при выводе из эксплуатации ПУГР осуществляется путем надежной изоляции РАО на территории размещения ПУГР, обеспечивающей радиационную безопасность персонала, населения и окружающей среды на весь период потенциальной опасности РАО. При реализации данной концепции непосредственно для основных конструкций реакторных установок (графитовая кладка, несущие металлоконструкции, биологическая защита), относящихся к категории особых РАО и не подлежащих демонтажу и удалению, выполнение указанных требований возможно только при условии создания дополнительных барьеров безопасности, обеспечивающих надежную изоляцию радионуклидов, содержащихся в материалах и конструкциях захораниваемых реакторных установок. Система захоронения РАО в случае вывода из эксплуатации УГР–это совокупность природно-геологических образований (вмещающие и покрывающие породы), шахты УГР и прireакторных помещений (объект захоронения), захораниваемых РАО (облученный графит – основной источник активности) и создаваемых инженерных барьеров безопасности. Данный подход позволяет решить проблемы радиоактивных графитовых отходов [1].

В облученном графите присутствуют продукты активации, основными из которых являются: $^{3}H$, $^{14}C$, $^{36}Cl$, $^{59}Ni$, $^{55}Fe$, $^{60}Co$, продукты деления $^{137}Cs$, $^{90}Sr$, изотопы U, Am, Cm, $^{237}Np$, и это не полный перечень. Графитовые блоки имеют объемное загрязнение, сформировавшееся за счет активации микропримесей, и поверхностное загрязнение, являющееся последствием аварийных ситуаций. В основном в жидкую фазу при контакте с грунтовыми водами переходят радионуклиды, образующие поверхностное загрязнение. Степень выщелачивания минимальна для радионуклидов активационного происхождения ($^{14}C$, $^{36}Cl$, $^{59}Fe$) и максимальна для продуктов деления ($^{137}Cs$, $^{90}Sr$).

На протяжении последних лет на стадии подготовки к реализации проекта вывода из эксплуатации ПУГР ЭИ-2 АО “ОДЦ УГР” был проведен ряд научно-исследовательских, опытно-конструкторских и проектных работ, направленных на разработку и научное обоснование технологий создания барьеров безопасности при реализации варианта радиационно безопасного захоронения ПУГР на месте. В результате были разработаны: состав и технология подготовки материала создаваемых барьеров безопасности; проект создания пункта консервации; технологии бесполостного заполнения пустот барьерным материалом в шахте реактора; технологии обращения с извлекаемыми РАО; системы контроля стабильности внутренних барьеров безопасности в пункте консервации и др.

Все разработки и проектные решения были реализованы АО “ОДЦ УГР” на остановленном промышленном уран-графитовом реакторе. Опытный проект создания пункта долговременной консервации особых радиоактивных отходов завершен АО “ОДЦ УГР” на площадке размещения остановленного промышленного уран-графитового реактора (ПУГР) ЭИ-2 в сентябре 2015 г.

## Проект создания долговременного пункта консервации особых радиоактивных отходов на базе промышленного уран-графитового реактора ЭИ-2

Вывод из эксплуатации промышленного уран-графитового реактора ЭИ-2 путем создания пункта долговременной консервации с последующим переводом в пункт захоронения (рис. 1) основан на использовании комплексного подхода и гарантирует не превышение уров-

ней вмешательства на весь период сохранения потенциальной опасности изолируемых радионуклидов. Подход заключается в проведении полного демонтажа обеспечивающих систем и оборудования, усиления бетоном подреакторных пространств, бесполостного заполнения полостей шахты реактора и вспомогательных помещений барьерными материалами, демонтажа надземной части здания и создания инженерных барьеров над пунктом консервации (защитный экран) [2].

*Выбор материала для искусственных геотехногенных барьеров.* С учетом различия свойств радионуклидов (сорбируемые и несорбируемые) и времени сохранения потенциальной опасности долгоживущих радионуклидов (сотни и тысячи лет), очевидно, что барьеры, сооруженные в шахте ПУГР и прореакторных помещениях, должны обладать как противомиграционными, так и противофильтрационными свойствами. Коэффициенты диффузии радионуклидов в материале барьера при этом должны быть настолько малыми, чтобы уровень активности радионуклидов при выходе за пределы захораниваемого объекта не превышал соответствующие уровни вмешательства. Для достижения указанных целей потребуется создание дополнительных защитных барьеров, которые удовлетворяли бы вышеуказанным требованиям в случае вероятного обводнения изолируемых объектов.

Подбор материала, предполагаемого для использования при создании дополнительных барьеров безопасности, проведен по следующим критериям: неселективность при сорбции различных по химическим свойствам радионуклидов; отсутствие компонентов, способных повышать мобильность радионуклидов при эксплуатации барьера; низкая водопроницаемость; стабильность свойств барьера в течение периода эксплуатации; экологическая безопасность; низкие коэффициенты диффузии, высокая сорбционная способность по отношению к радионуклидам, в первую очередь, актинидам и долгоживущим $^{14}C$ и $^{36}Cl$; стабильность свойств на период сохранения потенциальной опасности РАО; отсутствие компонентов, способных повышать мобильность радионуклидов при эксплуатации барьера; стабильность свойств барьера в различных по уровню водонасыщенности породах; экологическая безопасность; достаточная несущая способность; доступность; экономическая обоснованность.

Кроме этого, материалы, используемые для создания геотехногенных барьеров, должны быть совместимы с геологической средой, окружающей захораниваемый УГР. В противном случае образуется неравновесная система, в которой начнутся процессы, направленные на достижение геохимического равновесия с геологической средой, в которой размещен объект, подлежащий захоронению. В результате данных процессов материал созданного барьера может утратить свои полезные свойства. Результаты исследований показали, что в большей степени данным требованиям удовлетворяют природные материалы – породы с повышенным содержанием глинистой составляющей. Исследования широкого спектра глинистых композиций привели к выводам, что материал на основе глин должен иметь следующие характеристики: механический состав, соответствующий глинам, содержание фракции с размером частиц <0,01 мм более 50% масс; содержание фракции с размером частиц <0,005 мм не менее 40% масс; емкость катионного обмена (ЕКО) более 20 мг-экв/100 г материала; коэффициент распределения изотопов Pu, Cs, U – более $7 \cdot 10^2$ см$^3$/г; фактор задержки не менее $10^2$; содержание фракции с размером частиц <0,1 мм не менее 80% масс. от общего количества материала; влажность не более 3–4% масс. Эти показатели обеспечивают получение практически водонепроницаемого материала при засыпке в навал и, соответственно, при уплотнении, а также получение сорбционно-активного материала по отношению к радионуклидам с разными химическими свойствами, присутствующими в облученном графите. Базируясь на указанных требованиях, был разработан композиционный состав барьерного материала на базе глин и минералов месторождений Сибирского региона. Для получения материала, соответствующего предъявляемым требованиям (степень обогащения, гранулометрический состав, насыпная плотность, влажность, реологические характеристики, механоактивация), создана линия производства глинистых смесей (сушильное оборудование, измельчительное оборудование, дозировочный узел). Каждая партия продукции контролировалась заказчиком АО “ОДЦ УГР” и ИФХЭ РАН (г. Москва). В результате был получен барьерный материал, самоуплотняющийся во времени до 1,6–1,8 г/см$^3$, обладающий высокой сорбционной емкостью, практически водонепроницаемый. Немаловажное свойство, которым обладает данный материал – механоактивация (не образует холма) при засыпке в навал, что обеспечивает бесполостное заполнение замкнутых пространств сложной конфигурации.

*Технология бесполостного заполнения.* Положительные результаты работ по подбору барьерного материа-

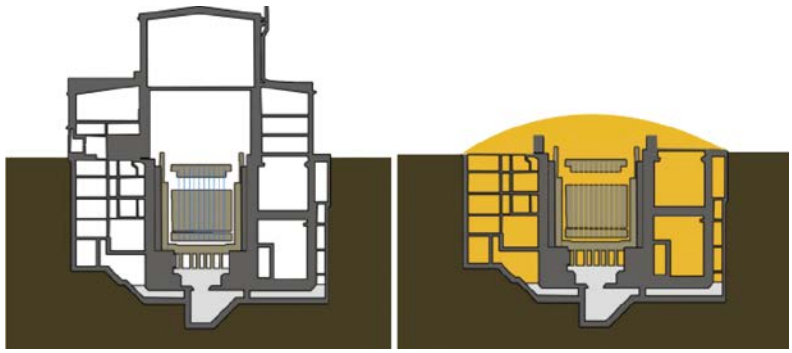


***Рис. 1.*** *Этапы создания дополнительных барьеров безопасности при выводе из эксплуатации УГР по варианту радиационно безопасного захоронения на месте (на примере ПУГР ЭИ-2 АО “ОДЦ УГР”)*

ла послужили основанием для разработки технологии бесполостного заполнения пустот в реакторном пространстве выводимых из эксплуатации промышленных уран-графитовых реакторов АО “ОДЦ УГР”. В качестве барьерного материала используются сухие смеси на основе глинистых пород после предварительного измельчения (помола).

Заполнение свободных пространств при создании дополнительных барьеров проводится с использованием различных схем подачи и уплотнения материала: в навал с последующим самоуплотнением, пневмоподача с последующим самоуплотнением, шнековая подача с принудительным уплотнением. Бесполостное заполнение пустот в шахте УГР осуществляется последовательно: заполнение пустот подреакторных опорных металлоконструкций; заполнение бокового пространства между кожухом УГР и баками боковой биологической защиты; заполнение ячеек УГР; заполнение пустот надреакторных конструкций [3]. В АО “ОДЦ УГР” проведена макетная отработка технологии бесполостного заполнения (рис. 2), состоящая из серии экспериментов по заполнению пространств различной геометрии и конфигурации имитаторов элементов конструкций УГР в объеме макетов с использованием оборудования, предлагаемого для реализации данных технологических процессов на ПУГР ЭИ-2 АО “ОДЦ УГР”.

При испытаниях отработана технологическая последовательность заполнения полостей, оптимизированы параметры оборудования, доказана возможность бесполостного заполнения пространств различной геометрии. Плотность созданного барьера внутри объема макета достигает величины 1,6–1,8 г/см$^3$, что гарантирует водонепроницаемость барьера (необходимое значение – не менее 1,5 г/см$^3$).

*Долговременный прогноз миграции радионуклидов.* С целью обоснования безопасности вывода из эксплуатации ПУГР ЭИ-2 по варианту радиационно безопасного захоронения на месте была проведена расчетная прогнозная оценка радиационного воздействия объекта, подлежащего захоронению, на население и окружающую среду. Прогнозные расчеты проведены с учетом реальных условий на площадке размещения захораниваемого на месте ПУГР ЭИ-2 и определенных в ходе исследований параметров и характеристик существующей системы барьеров безопасности и барьеров, созданных с использованием технологии бесполостного заполнения.



***Рис. 2.*** *Проведение макетных испытаний технологии бесполостного заполнения*

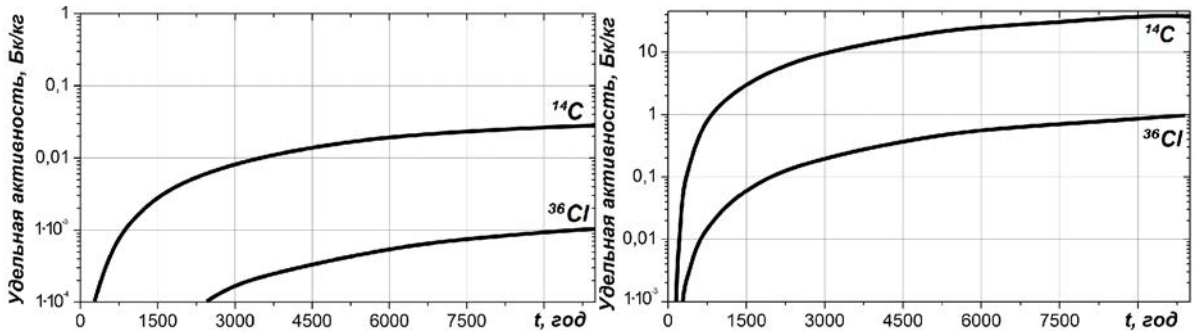



***Рис. 3.*** *Результаты расчетов прогнозного моделирования миграции $^{14}C$ и $^{36}Cl$ из пункта консервации ПУГР ЭИ-2. Прогноз динамики изменения удельной активности воды водопроводящей зоны в месте разгрузки в р. Томь (УВ $^{14}C$ = 240 Бк/кг УВ $^{36}Cl$ = 150 Бк/кг). Слева – сценарий нормальной эволюции; справа – альтернативный сценарий*



***Рис. 4.*** *Создание дополнительных барьеров безопасности в шахте ПУГР ЭИ-2 (вид в центральном зале – слева, барьерный материал в полостях шахты реактора – справа)*



***Рис. 5.*** *Внешний вид здания ПУГР ЭИ-2 до начала работ по выводу из эксплуатации в 2011 г. (слева); пункт консервация ПУГР ЭИ-2 по окончании работ в 2015 г. (справа)*

В ходе исследований была разработана и реализована в программе Ecolego 5,0 математическая модель миграции радионуклидов из остановленного ПУГР ЭИ-2 по сценарию нормальной эволюции системы и по альтернативным сценариям.

По результатам моделирования можно сделать следующие выводы:

1. В части миграции радионуклидов через инженерные барьеры: прогнозируется миграция через инженерные барьеры при нормальном сценарии эволюции системы захоронения на весь период моделирования (10000 лет) следующих радионуклидов: $^{14}$C, $^{36}$Cl, $^{59}$Ni, $^{63}$Ni, $^{231}$Pa, $^{227}$Ac, $^{238}$U, $^{234}$U, $^{230}$Th, $^{226}$Ra, $^{239}$Pu, $^{210}$Pb, $^{241}$Am, $^{237}$Np, $^{229}$Th, $^{3}$H, $^{151}$Sm, $^{154}$Eu, $^{93}$Zr, $^{90}$Sr, $^{107}$Pd, $^{236}$U, $^{137}$Cs, $^{238}$Pu, $^{240}$Pu, $^{244}$Cm, $^{125}$Sb, $^{232}$Th.
2. В части миграции радионуклидов за пределами инженерных барьеров до места разгрузки грунтового водоносного горизонта в р. Томь: прогнозируемая удельная активность для $^{59}$Ni, $^{63}$Ni, $^{231}$Pa, $^{227}$Ac, $^{238}$U, $^{234}$U, $^{230}$Th, $^{226}$Ra, $^{239}$Pu, $^{210}$Pb, $^{241}$Am, $^{237}$Np, $^{229}$Th, $^{3}$H, $^{151}$Sm, $^{154}$Eu, $^{93}$Zr, $^{90}$Sr, $^{107}$Pd, $^{236}$U, $^{137}$Cs, $^{90}$Sr, $^{238}$Pu, $^{240}$Pu, $^{244}$Cm, $^{125}$Sb, $^{232}$Th незначительна (менее 10–3 Бк/кг) на данном расстоянии на весь период моделирования.
   1) Сценарий нормальной эволюции системы захоронения: не прогнозируется превышение УВ$^{ВОДА}$ для $^{14}$C; не прогнозируется превышение УВ$^{ВОДА}$ для $^{36}$Cl.
   2) Альтернативный сценарий эволюции системы захоронения (частичное разрушение инженерных барьеров – образование трещины в бетонном и глиняном барьерах площадью 1 м$^2$): не прогнозируется превышение УВ$^{ВОДА}$ для $^{14}$C; не прогнозируется превышение УВ$^{ВОДА}$ для $^{36}$Cl.
   3) Альтернативный сценарий эволюции системы захоронения (поднятии уровня подземных вод): не прогнозируется превышение УВ$^{ВОДА}$ для $^{14}$C; не прогнозируется превышение УВ$^{ВОДА}$ для $^{36}$Cl. Результаты расчета представлены на (рис. 3) [4].
3. Наибольший вклад в суммарную дозу для критической группы населения, проживающего в районе расположения остановленного ПУГР и прireакторных хранилищ РАО, при любых сценариях эволюции системы захоронения вносит потребление воды грунтового водоносного горизонта для питья.
4. Полученные оценки дозовых нагрузок на население показывают, что среднегодовая доза на население от основных дозообразующих радионуклидов ($^{14}$C и $^{36}$Cl) не превысит 1 мкЗв/год, что соответствует установленному пределу в 10 мкЗв/год.

*Реализация проекта вывода из эксплуатации ПУГР ЭИ-2.* В качестве пилотного объекта для вывода из экс-

плуатации по варианту радиационно безопасного захоронения на месте был выбран остановленный промышленный уран-графитовый реактор (ПУГР) ЭИ-2 АО "ОДЦ УГР". За время непрерывной эксплуатации в течение 32 лет его конструкционные элементы накопили значительную радиоактивность. В ходе реализации проекта проведен полный демонтаж вспомогательного оборудования, конструкций, трубопроводов, технологических коммуникаций. Одновременно выполнялся сбор и удаление радиоактивных отходов, накопленных в процессе эксплуатации в технологических шахтах и бассейне выдержки. Демонтированное оборудование и извлеченные РАО в зависимости от материального состава, величины и характера радиоактивной загрязненности проходили дальнейшие стадии возможного обращения с ними: фрагментация, дезактивация, кондиционирование, отверждение, контейнеризацию и др. Подреакторное пространство, основание реактора ЭИ-2 до нижних металлоконструкций, вспомогательные помещения нижних отметок были заполнены бетоном. В шахте реактора инженерные барьеры безопасности были созданы с применением технологии бесполостного заполнения пустот барьерным материалом на основе описанных выше глиняных композиций (рис. 4). На первом этапе заполнялись пустоты в подреакторных опорных металлоконструкциях и боковое пространство между кожухом реактора и баками боковой биологической защиты. Далее засыпались сами технологические ячейки графитовой кладки. В завершение заполнялись пустоты надреакторных конструкций и вспомогательные помещения, в том числе транспортно-технологические емкости. Общий объем глинистых смесей, использованных для создания инженерных барьеров безопасности пункта консервации ПУГР ЭИ-2 составил ~40000 м$^3$. Для реализации технологической схемы заполнения пустот барьерным материалом было выполнено большое количество проходок различной конфигурации в конструкциях реакторного оборудования и строительных конструкциях.

После дезактивации строительных конструкций был проведен демонтаж надземной части здания размещения ПУГР ЭИ-2 (рис. 5). Демонтаж осуществляли с помощью спецтехники для уменьшения разброса пыли от разрушаемых конструкций. На месте демонтированного здания на всей площади пункта консервации был создан многослойный инженерный барьер [5] (защитный экран, рис. 5).

## Заключение

В рамках мероприятий ФЦП "Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года" был успешно реализован опытный проект создания пункта долговременной консервации особых радиоактивных отходов на площадке размещения остановленного промышленного уран-графитового реактора (ПУГР) ЭИ-2 АО "ОДЦ УГР". Разработанные технологические решения будут тиражированы на другие ПУГР при их выводе из эксплуатации.

***Литература***


1. *The problems of utilizing graphite of stopped graphite-uranium reactors / A.A. Tsyganov, E.A. Komarov, S.G. Kotlyarevskiy et al. // Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. – 2007. – [Vol.] 2. – P. 88–92.*
2. *Патент 2580819 Российская Федерация, МПК (2014.01) G21F7/00, G21C 1/16. Способ вывода из эксплуатации уран-графитового ядерного реактора / А.М. Изместьев, Е.В. Захарова, А.О. Павлюк, С.Г. Котляревский, Е.В. Беспала ; заявитель и патентообладатель АО "ОДЦ УГР". – №2015105922/07; заявл. 21,02,2015; опубл. 10,04,2016, Бюл. №10.*
3. *Izmestiev A., Pavliuk A., Kotlyarevsky S. Application of void-free filling technology for additional safety barriers creation during uranium-graphite reactors decommissioning // Advanced Materials Research. – 2015. – Vol. 1084. – P. 613–619.*
4. *Талицкая А.В. Влияние характеристик и свойств инженерных барьеров на долговременную безопасность облученного графита // Материалы отраслевого совещания по проблеме обращения с облученным графитом уран-графитовых реакторов, 17–18 мая 2016, Северск.*

# РЕДКИЕ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ЖЕЛЕЗНЫХ РУДАХ БАКЧАРСКОГО УЗЛА И ПРОГНОЗНАЯ ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЭКОСИСТЕМУ ВОСТОЧНОГО ВАСЮГАНЬЯ ПРИ ИХ ОТРАБОТКЕ

Е.В. Перегудина[1], В.А. Домаренко[2]

Томский политехнический университет, Томск, Россия, [1]pere-elena@mail.ru, [2]viktor_domarenko@mail.ru

# RARE AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN THE ORES OF BAKCHAR CLUSTER AND PREDICTIVE ASSESSMENT OF IMPACT ON THE ECOSYSTEM OF EASTERN VASYUGAN BY THEIR DEVELOPMENT

E.V. Peregudina, V.A. Domarenko

Tomsk polytechnic university, Tomsk, Russia

Болотные биогеоценозы отличаются относительно высокой скоростью изменения состояния некоторых своих компонентов вследствие продолжающегося заболачивания обширных территорий и изменения условий водно-минерального питания существующих болот. Накопленные при осадкообразовании огромные массы рудопрофилирующих металлов и, особенно, их элементов-спутников являются современными источниками, локализованными в геохимических полях, направленно-концентрированного воздействия на природные ландшафты.

Bog biogeocenoses have a relatively high rate of state change for some of their components because of swamp formation of vast territories and changes of condition for the water-mineral recharge of existing bogs. Accumulated by sedimentation, huge masses of ore metals, and especially their companion elements, are current sources, localized in the geochemical fields of directionally concentrated impact on natural landscapes.

Разработка месторождений железной руды при любом способе добычи неразрывно связана с нарушением природных экосистем, возникновением антропогенных процессов, которые носят разрушительный характер и не только изменяют структуру естественного ландшафта, но и обуславливают возникновение новых гидрогеологических условий, активизацию эндогенных геологических процессов, что ведет к нарушению экологических равновесий в экосистемах и вызывают изменения ландшафтов. В таких ландшафтах снижаются возможности экосистем к саморегуляции и восстановлению [2, 3, 7].

В восточной части Западно-Сибирской плиты располагается крупнейший в мире железорудный пояс мел-палеогенового возраста с прогнозными ресурсами около 1 трлн т., значительная часть которого аккумулирована в Бакчарском и Колпашевском рудных узлах на территории Томской области (рис. 1).

По литолого-петрографическим особенностям в Бакчарских рудах выделяют шесть типов:

1. Плотная гетит-гидрогетитовая руда с сидеритовым цементом (1,5% от общего объема руды).
2. Глауконит гидрогетитовая руда с сидерит-лептохлоритовым цементом (7,1%).
3. Слабо сцементированная гидрогетит-лептохлоритовая руда с лептохлоритовым корковым или базальным цементом (30,3%).




***Рис. 1.*** *Схеме расположения рудных узлов в пределах Западно-Сибирского железорудного пояса*

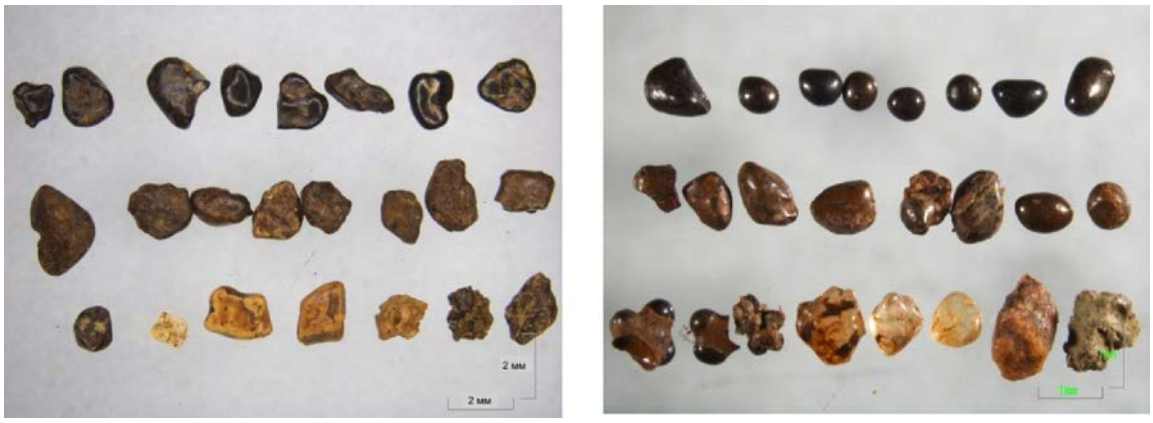


***Рис. 2.*** *Характер оолитов в классах: 1) +1 мм; 2) –1+0,5 мм*

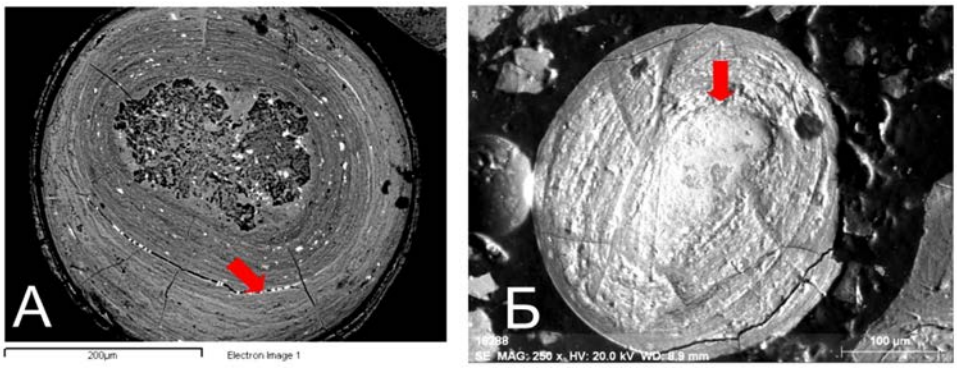



***Рис. 3.*** *Оолит гидрогетитового состава с выраженным ритмично-зональным строением, чередование ритмов подчеркивается отложениями фосфатов РЗЭ (белое на снимке)*




| Element | [wt.%] | [norm. wt.%] |
|---|---|---|
| Carbon | 11,83059849 | 12,94821575 |
| Oxygen | 42,88171456 | 46,93267988 |
| Sodium | 0,52787003 | 0,577737047 |
| Aluminium | 0,801300707 | 0,876998272 |
| Silicon | 3,793300499 | 4,151647383 |
| Phosphorus | 6,143173088 | 6,723508585 |
| Chlorine | 0,080937421 | 0,088583447 |
| Potassium | 0,517976597 | 0,566908998 |
| Calcium | 0,616023638 | 0,674218382 |
| Iron | 0,725254155 | 0,793767727 |
| Lanthanum | 5,606865996 | 6,136537441 |
| Cerium | 10,70049697 | 11,71135539 |
| Neodymium | 4,897109003 | 5,359730868 |
| Thorium | 2,245940513 | 2,458110834 |
| | 91,36856167 | 100 |

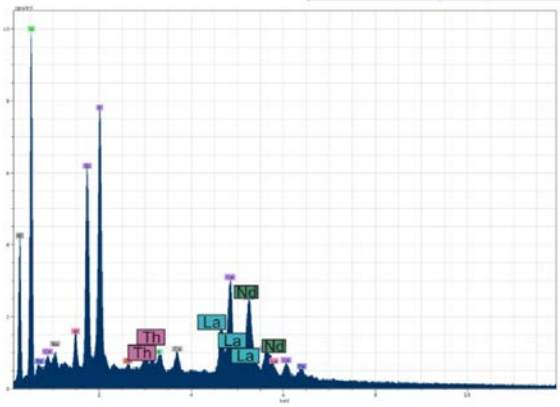



***Рис. 4.*** *Обломочный монацит в цементе оолитовых песчаников*

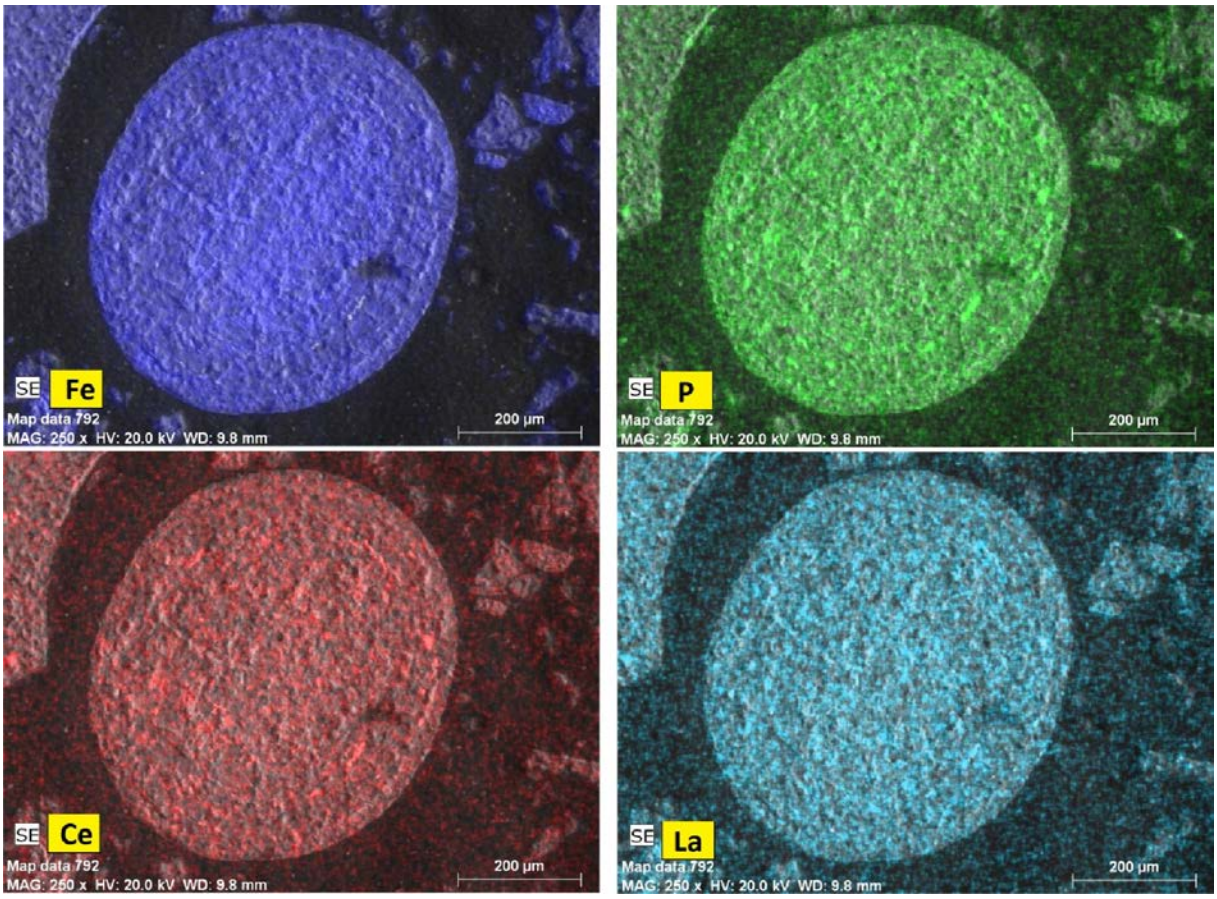



***Рис. 5.*** *Характер распределения Fe, P и РЗЭ в оолите гетита под электронным микроскопом [4]*

4. Слабо сцементированная гидрогетитовая руда с базальным лептохлоритовым цементом (41,5%).
5. Слабо сцементированная гетит-гидрогетитовая руда с незначительным количеством гизингеритового, хлоритового или сидеритового корково-сгустового цемента (12,6%).
6. Слабо сцементированная перемытая рыхлая гидрогетитовая руда с базальным лептохлоритовым цементом (7,0%).

Таким образом, главным промышленно-ценным минералом в руде является гидрогетит, присутствующий в виде крупнокристаллической и тонкодисперсной фаз, различающихся по содержанию железа (рис. 2).

Отличительной особенностью Бакчарских руд является присутствие редкоземельных элементов цериевой группы до 0,05%, которые концентрируются в основном в редкоземельных фосфатах, обломочном монаците и аутигенном куларите (рис. 3, 4) [5].

Основная часть фосфора находится в виде примеси по зонам роста оолитов гидрогетита (рис. 5). Иногда он образует собственную минеральную форму – куларит – $(Ce,La,Nd,Th)PO_4$.

Бакчарский узел находится непосредственно под крупнейшим в мире Васюганским болотным комплексом с нечетко выраженными и постоянно расширяющимися границами, охватывающими части водосборов рек Шегарка, Чая, Парабель, Васюган, Омь, Тара, а также ряд менее значительных по масштабам Сибири болот олиготрофного, мезотрофного и евтрофного типов [3].

Болотные биогеоценозы отличаются относительно высокой скоростью изменения состояния некоторых своих компонентов вследствие продолжающегося заболачивания обширных территорий и изменения условий водно-минерального питания существующих болот.

Равнинные преимущественно аккумулятивные неоэлювиальные и болотные элементарные ландшафты сформированы на мощном чехле четвертичных рыхлых отложений, залегающих на глубоко погруженных породах фундамента.

Четвертичные, главным образом, озерно-болотные отложения характеризуются выдержанным составом тяжелых металлов при содержаниях близких среднему их значению в земной коре.

Почвы естественных равнинных ландшафтов Сибири по отношению к почвам равнин мира обеднены Cd, Be, Cr, Ga и обогащены Pb, Zn, Mo, Cu, As, Hg, Sc. Все они являются типичными элементами рудных полей и месторождений горно-складчатого обрамления Западно-Сибирской равнины [10].

Подвижные компоненты почв $Na^+$, $K^+$, $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Fe^{3+}Al_2O_3$, $SiO_2$, $O_2$, $Cl^-$, $SO_4^{2-}$, $S^{2-}$, $SO_3^{2-}$, $S_2O_3^{2-}$, $H_2S^+$ $HS^-$, $CO_3^{2-}$, $HCO_3^-$, Cu, Cd, Zn, Au, $F^-$, $Br^-$.

Накопленные при осадкообразовании огромные массы рудопрофилирующих металлов и, особенно, их элементов-спутников являются современными источни-

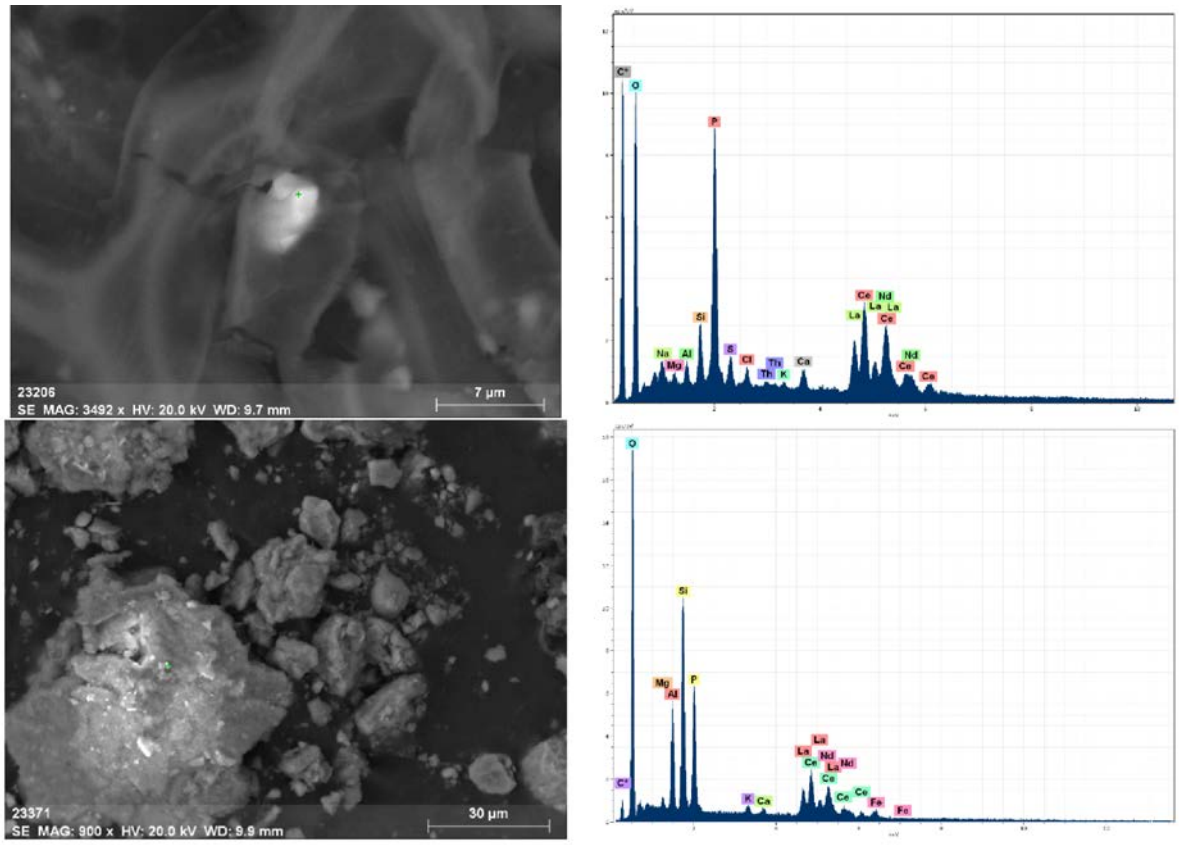



***Рис. 6.*** *Фосфаты редких земель в органоминеральной составляющей торфа и подстилающих глин Восточного (Полынянского) участка Бакчарского рудного узла*

ками, локализованными в геохимических полях, направленно-концентрированного воздействия на природные ландшафты. Анализ распределения содержаний элементов показывает, что в экосистемах низинных болотных районов среднее содержание железа превышает допустимые санитарные нормы [8, 9].

Нами в органоминеральной составляющей торфа восточной части Бакчарского рудного узла обнаружены фосфаты редких земель, аналогичные по своему составу куларите зон роста оолитов гидрогетита (рис. 6) [1].

Вполне возможно, что эта минеральная ассоциация попала в экосистему васюганского болота из отвалов добытой методом скважинной гидродобычи руды Восточного (Полынянского участка).

В природных ландшафтах юга Западной Сибири наблюдается вертикальная зональность генетических источников тяжелых и радиоактивных металлов. В равнинных ландшафтах доминируют рудные аномалии, связанные с процессами осадконакопления, в ландшафтах переходной от гор к равнине зоне формирование современных аномалий идет за счет мел-палеогеновых кор выветривания и остаточной эндогенной минерализации, в горных ландшафтах природными источниками металлов служат эндогенная минерализация и первичные породы с вышекларковым содержанием элементов. Большое разнообразие природных источников металлов наряду с многообразием элементарных ландшафтов требуют унифицированного подхода к изучению оценки нагрузок на экосистемы с разделением их на природные и техногенные.

Для решения задачи оценки допустимого воздействия на болотные экосистемы в процессе разработки комплексных железо-редкоземельных руд Западно-Сибирского пояса на примере Бакчарского рудного узла были предложены методики: 1) оценки фоновых концентраций веществ в подземных, болотных и речных экосистемах как верхнего предела погрешности определения средних геометрических; 2) допустимого воздействия гидродобычи железной руды на поверхностные и подземные водные объекты на основе сравнения двух выборок, соответствующих фоновому и измененному состояниям [4].

Соответственно прогноз антропогенного влияния при разработке железных руд будет оценивается как: 1) долгосрочный (это проявится в структурных изменениях болотных экосистем); 2) локальный (в большинстве случаев будет ограничиваться участками протяженностью до 500 м, наиболее ощутимое увеличение концентраций и амплитуды их пространственных изменений – в полосе до 200 м) [5].

***Литература***

1. *Формы нахождения редкоземельных элементов в торфах Западной Сибири / С.И. Арбузов, С.Г. Маслов, С.С. Ильенок и др. // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2016. – Т. 327, № 5. – С. 42–53.*

2. *Асочакова Е.М. Минералого-геохимические особенности железонакопления в мел-палеогеновых толщах Западной Сибири на примере Бакчарского месторождения : дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2013. – 193 с.*
3. *Бабин А.А. Бакчарское железорудное месторождение (геология, закономерности размещения и генезис железных руд) : дис. … геол.-мин. наук. – Томск, 1969. – 248 с.*
4. *Моделирование и прогноз изменения состояния водных объектов при планируемой разработке железорудных месторождений на заболоченных территориях Томской области / О.Г. Савичев и др.*
5. *Карепина К.В., Домаренко В.А., Рихванов Л.П. Редкие и радиоактивные элементы в железных рудах Западно-Сибирского железорудного пояса на примере Бакчарского узла (Томская область) // Вестник науки Сибири. – 2012. – №5(6) – С. 29–35.*
6. *Копысов С.Г. Параметры экологически допустимой разработки Бакчарского железорудного месторождения // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2011. – № 5. – С. 420–425.*
7. *Саулова Т.А., Шляхова О.О. Влияние добычи железной руды на эндогенные геологические процессы и изменение естественного ландшафта ГОУ ВПО "Сибирский государственный технологический университет" // Материалы межрегиональной научно-практической Конференции (Непрерывное экологическое образование и экологические проблемы) студентов и учащихся. Апрель 2009 г. Красноярск. – С. 150–152.*
8. *Савичев О.Г. Водные ресурсы Томской области. – Томск : Изд-во Томск. политехн. ун-та, 2010. – 248 с.*
9. *Савичев О.Г., Домаренко В.А., Мазуров А.К. Оценка допустимого воздействия на водные объекты при разработке осадочных железных руд Бакчарского рудного узла (Томская область) // Геоинформатика. – 2014. – № 3. – С. 56–61.*
10. *Шайхиев И.Р., Рихванов Л.П. Эколого-геохимические исследования природных сред района Бакчарского железорудного месторождения (Томская область) // Известия ТПУ. – 2015. – Т. 326, № 5. – С. 62–78.*

# ИНДИКАТОРНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ОТНОШЕНИЯ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ (U, TH) И BR В НАКИПИ ПИТЬЕВЫХ ВОД НА ТЕРРИТОРИИ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

Т.А. Перминова[1,2], Н.В. Барановская[1], Б. Ларатт[2], Б.Р. Соктоев[1], Ж.К. Лата[3]

[1]Томский политехнический университет, Томск, Россия, tatianap1991@yandex.ru, natalya.baranovs@mail.ru, bulatsoktoev@gmail.com
[2]Технологический университет Труа, Труа, Франция, bertrand.laratte@utt.fr
[3]Университет Пьера и Марии Кюри, Париж, Франция, jean-christophe.lata@upmc.fr

# RATIOS OF NATURAL RADIOACTIVE ELEMENTS (U, TH) AND BR IN SALT SEDIMENTS OF DRINKING WATER OF TOMSK REGION

T.A. Perminova[1,2], N.V. Baranovskaya[1], B. Laratt[2], B.R. Soktoev[1], J.-C. Lata[3]

[1]National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia
[2]University of Technology of Troyes, Troyes, France
[3]Pierre and Marie Curie University, Paris, France

В работе рассматривается изменение показателей отношения двух радиоактивных элементов (U, Th) и брома в накипи питьевых вод Томской области. Данные показатели могут использоваться как индикаторы изменения эколого-геохимических условий окружающей среды. "Картина" бром-ториевого и бром-уранового отношений в накипи населенных пунктов относительно однородна, однако были обнаружены локальные территории, значительно выделяющиеся по показателю Br/U и Br/Th.
***Ключевые слова:*** уран, торий, бром, накипь.

In this paper the ratios of two radioactive elements (U, Th) and bromine in salt sediments of drinking water of Tomsk region are shown. These ratios can be used as indicators of changes in ecologico – geochemical conditions of the environment. A "picture" of the bromine-thorium and bromine-uranium relations in the salt sediments is relatively homogeneous. However, were detected the local areas that are significantly different from others in their Br/U and Br/Th.
***Keywords:*** uranium, thorium, bromine, salt sediments of drinking water.

## Введение

Бром – элемент группы галогенов, которая помимо самого элемента включает еще фтор, хлор, йод, радиоактивный астат и унунсептий [16]. Природный бром состоит из двух стабильных изотопов: $Br^{79}$ и $Br^{81}$ с распространенностью 50,57 и 49,43% соответственно [10]. Однако известно также 30 радиоактивных изотопов брома, полученных искусственным путем с массовыми числами от 68 до 97 [10, 14]. Помимо природного нахождения брома в компонентах окружающей среды (заболоченные территории, морские и подземные воды, калийные соли, рапа соленых озер и др.), он может также поступать в

результате антропогенной деятельности: использование пестицидов, деятельность фармацевтических и нефтехимических предприятий. Другим серьезным источником элемента в окружающей среде может быть деятельность предприятий ядерно-топливного цикла [2, 12]. Отмечается, что бром присутствует в цепочках радиоактивного распада, при этом из радиоактивных изотопов брома образуется криптон и другие элементы по следующей схеме: $Br^{82}$ – $Kr^{82}$ – $Rb^{82}$ - $Sr^{82}$ – $Y^{82}$ – $Zr^{82}$ [4]. Подобные цепочки отмечаются практически для всех радиоактивных изотопов брома. При высоких температурах элемент взаимодействует с ураном, образуя $UBr_3$, $UBr_4$ и $UBr_5$ [15], а также с торием, при нагревании до 45 ˚С [1]. Кроме того, подобно радиоактивному йоду, радиоактивный бром легко извлекается из продуктов деления урана. Отдельные радионуклиды брома нормируются в воздухе рабочей зоны и в питьевой воде [9].

Важными в эколого-геохимических исследованиях являются отношения брома со свинцом, натрием, хлором и некоторыми другими элементами. Однако данные по отношению брома с радиоактивными элементами на сегодняшний день практически отсутствуют. Имеется информация о величине бром-уранового отношения на территории юга Томской области [2]. Так, было выявлено, что зона пониженного отношения Br/U (<90) в волосах практически полностью совпадает с ореолом загрязнения почв по $^{137}Cs$. Таким образом, недостаточность изученности геохимии брома и его взаимосвязей с радиоактивными элементами является очень актуальным вопросом.

## Материалы и методы

В целях изучения показателей бром-уранового и бром-ториевого отношений, нами были исследованы солевые образования питьевых вод (накипь) населенных пунктов Томской области, так как они являются долговременной (до нескольких месяцев) депонирующей средой, характеризующей, прежде всего, качество используемых вод [13]. Томская область как территория исследования представляет особый интерес ввиду ее специфической бромной “напряженности” смешанного типа. Высокая заболоченность территории, наличие многочисленных природных ресурсов (уголь, торф, месторождения нефти и газа, минеральные источники [5]) характеризуют ее природную “напряженность”, тогда как наличие Томского нефтехимического и Сибирского химического комбинатов, сосредоточенных в Томском районе области, обуславливают ее бромную техногенную составляющую.

Пробоотбор накипи осуществлялся в соответствии с рекомендациями [8], пробоподготовка проводилась на кафедре геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета. Определение брома, тория и урана выполнялось инструментальным нейтронно-активационным анализом (ИНАА) в лаборатории ядерно-геохимических исследований кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета. Содержание Br, Th, U было определено в 297 пробах солевых отложений питьевых вод.

Таблица 1. *Среднее содержание брома, урана, тория и показатели их отношений в накипи питьевых вод районов Томской области, мг/кг*

| № | Район | X±λ/min…max | | | Br/U | Br/Th | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Br | U | Th | | | |
| 1. | Александровский | 0,900±0,5/0,4…1,4 | 0,120±0,07/0,05…0,19 | 0,023±0,02/0,003…0,43 | 7,5 | **39,1** | 0,2 |
| 2. | Каргасокский | 0,250 | 0,150±0,05/0,1…0,2 | 0,136±0,13/0,01…1,7 | 1,7 | 1,8 | **0,9** |
| 3. | Парабельский | 0,500 | 0,183±0,08/0,1…0,6 | 0,042±0,008/0,01…1,7 | 2,7 | 11,9 | 0,2 |
| 4. | Колпашевский | 1,449±0,38/0,5…4,6 | 0,568±0,23/0,06…30,4 | 0,157±0,07/0,005…0,97 | 2,5 | 9,1 | **0,3** |
| 5. | Чаинский | 1,413±0,46/0,25…3,1 | 0,084±0,05/0,02…0,41 | 0,072±0,04/0,003…0,25 | **16,9** | 19,7 | **0,9** |
| 6. | Молчановский | 3,257±0,42/1,5…4,8 | 0,696±0,48/0,03…3,29 | 0,029±0,007/0,015…0,06 | 4,7 | **111,8** | 0,04 |
| 7. | Кривошеинский | 2,300±0,19/1,9…2,8 | 0,133±0,1/0,04…0,43 | 0,091±0,04/0,03…0,21 | **17,4** | 25,3 | **0,7** |
| 8. | Шегарский | 2,400±0,56/1,4…3,3 | 0,083±0,03/0,03…0,12 | 0,015±0,002/0,01…0,03 | **28,9** | **160,0** | 0,2 |
| 9. | Кожевниковский | 2,000±0,87/0,25…5 | 0,057±0,02/0,03…0,15 | 0,029±0,01/0,005…0,06 | **35,1** | **69,9** | **0,5** |
| 10. | Томский | 3,123±0,2/0,25…47,7 | 0,965±0,22/0,04…39,9 | 0,04±0,008/0,002…2,2 | 3,2 | **78,8** | 0,04 |
| 11. | Асиновский | 1,227±0,56/0,25…3,7 | 2,206±1,43/0,05…9,4 | 0,063±0,03/0,01…0,22 | 0,6 | 19,4 | 0,03 |
| 12. | Первомайский | 1,792±0,55/0,25…5,7 | 1,430±0,82/0,1…16,8 | 0,111±0,04/0,01…0,47 | 1,3 | 16,1 | 0,08 |
| 13. | Верхнекетский | 0,736±0,28/0,25…2,4 | 0,718±0,48/0,1…36,9 | 0,226±0,11/0,05…0,84 | 1,0 | 3,3 | **0,3** |
| 14. | Тегульдетский | 1,282±0,34/0,25…8,9 | 1,531±0,74/0,1…53,7 | 0,201±0,06/0,025…7,5 | 0,8 | 6,4 | 0,1 |
| 15. | Зырянский | 0,824±0,08/0,1…57,3 | 0,980±0,25/0,05…66,4 | 0,063±0,01/0,012…1,4 | 0,8 | 13,0 | 0,06 |
| 16. | Бакчарский | 1,719±0,21/0,05…5,4 | 0,677±0,28/0,05…26,7 | 0,108±0,02/0,01…0,52 | 2,5 | 15,9 | 0,2 |
| *Среднее по области* | | *1,73* | *0,88* | *0,08* | *7,9* | *37,6* | *0,29* |

Примечание: X±λ – среднее значение и стандартная ошибка (рассчитаны без учета аномальных значений), min…max – минимальное и максимальное значения соответственно; жирным шрифтом обозначены значения, превышающие средние по области.

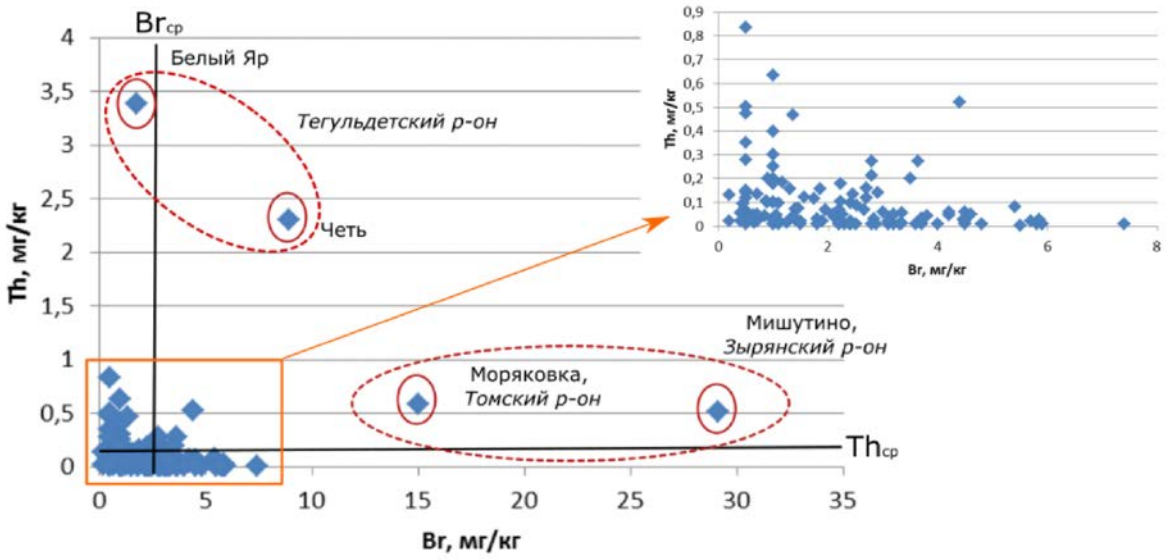



***Рис. 1.*** *Соотношение брома и тория в накипи питьевых вод населенных пунктов Томской области, мг/кг*

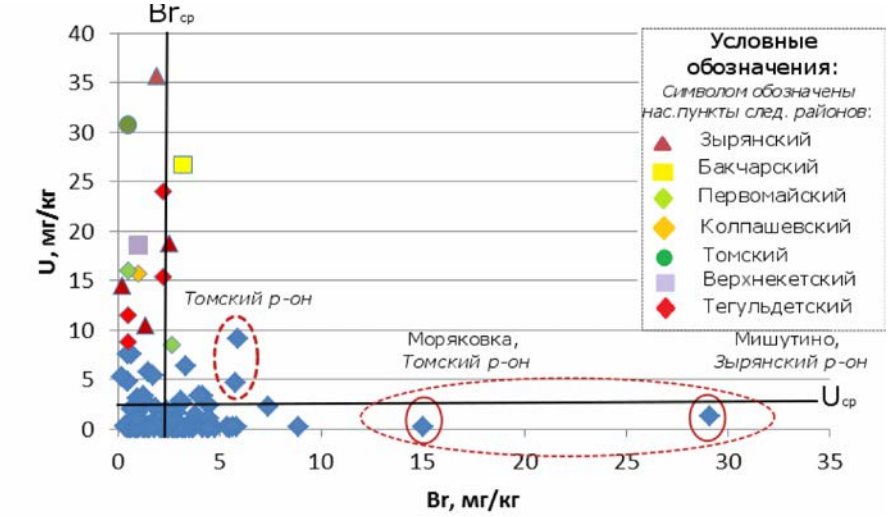



***Рис. 2.*** *Соотношение брома и урана в накипи питьевых вод населенных пунктов Томской области, мг/кг*

**Обсуждение результатов**

В таблице 1 представлено содержание брома, тория и урана, а также показатели их отношений в накипи районов Томской области. Так, выделяются несколько районов по разбросу минимальных и максимальных значений: по брому – Томский и Зырянский, по урану – Колпашевский, Томский, Верхнекетский, Тегульдетский, Зырянский и Бакчарский, а по торию –Томский и Тегульдетский районы. Среди перечисленных районов особое место занимает Томский район, в котором наблюдаются повышенные уровни накопления всех трех элементов. Для данного района работами Л.П. Рихванова [11] и Н.В. Барановской [2] было показано формирование специфической радиогеохимической ситуации с наложением бромной субпровинции. Максимальные концентрации урана в накипи питьевых вод Тегульдетского и Зырянского районов могут быть связаны с наличием ураноносных бурых углей, что находит свое отражение также и в содержаниях брома и тория. Также для Колпашевского и Верхнекетского районов Т.А. Монголиной [8] отмечен их высокий потенциал на выявление урановых проявлений. В рудах и породах Бакчарского месторождения были также выявлены повышенные концентрации урана [6]. Кроме того, в Бакчарском, Колпашевском и Парабельском районах, располагающихся в пределах рудных узлов Западно-Сибирского железорудного бассейна, отмечаются сравнительно высокие уровни накопления радиоактивных элементов [7]. Таким образом, наличие вышеперечисленных природных источников оказывает значительное влияние на формирование химического состава накипи питьевых вод и, в большой степени, обуславливает содержание в ней трех рассматриваемых нами элементов.

Торий-урановое отношение изменяется от 0,03 до 0,9, при среднеобластном значении 0,29. Бром-урановое отношение так же, как и бром-ториевое, имеет неравномерный характер распределения. Первое варьируется от 0,6 до 35,1, тогда как второе – от 1,8 до 160. Среди шестнадцати районов области, в Кожевниковском районе наблюдаются повышенные, по сравнению с областными, показатели отношений всех трех элемен-

тов. Однако, при изучении индикационных показателей по отдельным населенным пунктам области (рис. 1, 2) населенные пункты данного района не характеризуются специфическими аномалиями. Максимальное значение Br/Th отношение характерно для накипи питьевых вод Шегарского района. Стоит отметить, что по аналогии с Кожевниковским, в данном районе не выделяются отдельные населенные пункты по бром-ториевому и бром-урановому отношениям на фоне рассмотренных по области. Более детальная картина показателей отношений брома, тория и урана рассмотрена нами в населенных пунктах шестнадцати районов Томской области и представлена на рисунках 1 и 2 (при построении рисунков принимались во внимание "ураганные пробы").

Как видно из рисунка 1, большая часть населенных пунктов имеют относительно равномерное распределение бром-ториевого отношения. Показатели же бром-уранового отношения имеют немного иную картину (рис. 2).

Высокие содержания брома и тория при низких концентрациях урана отмечаются в населенных пунктах: Мишутино Зырянского района и Моряковка Томского района. В эколого-геохимическом отношении последний характеризуется смешанным влиянием природно-техногенных источников: ториеносных песков и стекольного завода, использовавшего данные пески [3]. Следует отметить, что в данном населенном пункте высокие содержания тория ранее отмечались в волосах детей [2], в накипи [8] и других средах, изучаемых сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ, однако, при этом не выделялись высокие концентрации брома. При этом ни с ураном, ни с торием в пробах накипи из этого села бром не имеет значимых корреляционных связей, которые, однако, характерны для него с Na, Cr, Co, Cs, Au, а также редкоземельными элементами (La, Ce, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu). Высокие концентрации брома и тория в накипи населенного пункта Мишутино требуют более детальных исследований. По соотношению брома и тория в накипи выделяются также два населенных пункта Тегульдетского района: Белый Яр и Четь, причем первый характеризуется повышенным содержанием тория и низким бромом, а второй довольно высокими концентрациями брома.

По бром-урановому показателю отчетливо выделяются населенные пункты урановой природы. Так, в Бакчарском районе обращает на себя внимание населенный пункт Бородинск. Урановая специфика отмечается также в волосах детей [2], проживающих в данном населенном пункте, и носит, на наш взгляд, природный характер. В Зырянском районе стоит обратить внимание на такие населенные пункты как Тукай, Иловка, Семеновка и Кучуково, в Томском – Халдеево, в Первомайском – Альмяково и Орехово, в Верхнекетском – Клюквинка, а в Тегульдетском – Черный Яр, Берегаево, Тегульдет и Покровский Яр. Остальные населенные пункты, не выделенные цветом на рисунке 2, не "обособлены" по содержанию урана в накипи питьевых вод.

Таким образом, по данным бром-ториевого и бром-уранового отношений в накипи питьевых вод населенных пунктов Томской области, нами были выявлены те из них, которые значительно выделяются на общем фоне. В разных районах Томской области, по содержанию химических элементов в накипи питьевых вод, отмечаются населенные пункты как ториевой и урановой природы, так и бромной. Так, например, высокие концентрации брома и тория отмечаются в населенных пунктах Мишутино (Зырянский район) и Моряковка (Томский район). Последний, в свою очередь, уже привлекал внимание исследователей ввиду высокого содержания в природных средах данной территории спектра химических элементов, в том числе и тория, однако, на бромную аномалию внимание обращается впервые. Для более точной интерпретации индикаторных показателей природных радиоактивных элементов и брома требуются более детальные исследования.

***Литература***


1. *Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов. – Томск : Изд-во ТПУ, 2009. – 300 с.*
2. *Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем : автореф. дис. … докт. биол. наук. – Томск, 2011. – 46 с.*
3. *Очерки геохимии человека / Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов, Т.Н. Игнатова и др.. – М. : Изд-во ТПУ, 2015. – 380 с.*
4. *Гусев Н.Г., Дмитриев П.П. Радиоактивные цепочки : справочник. – М. : Атомиздат, 1978. – 88 с.*
5. *Евесеева Н.С. География Томской области. Природные условия и ресурсы. – Томск : Изд-во Томского университета, 2001. – 223 с.*
6. *Уран и торий в рудах Бакчарского железорудного месторождения / В.В. Ершов, Л.П. Рихванов, А.Я. Пшеничкин и др. // Известия Томского политехн. ун-та. – 2012. – Т. 321, № 1. – С. 97–104.*
7. *Карепина К.В., Домаренко В.А., Рихванов Л.П. Редкие и радиоактивные элементы в железных рудах Западно-Сибирского железорудного пояса на примере Бакчарского узла (Томская Область) // Вестник науки Сибири. – 2012. – № 5 (6). – С. 29–35.*
8. *Монголина Т.А. Геохимические особенности солевых отложений (накипи) питьевых вод как индикатор природно-техногенного состояния территории : автореф. дис. … канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2011. – 21 с.*
9. *НРБ-99/2009. СанПиН 2.6.1.2523-09. Нормы радиационной безопасности. Санитарные правила и нормативы.*
10. *Полянский Н.Г. Аналитическая химия элементов. Бром. – М. : Наука, 1980. – 248 с.*
11. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
12. *Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Ю.И. Сухих и др. – Томск : Курсив, 2006. – 216 с.*
13. *Соктоев Б.Р. Радиоактивные элементы в солевых отложениях питьевых вод Байкальского региона // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV Международной*

*конференции. – Томск : Изд-во ТПУ, 2013. – С. 485–488.*

14. *The Nubase evaluation of nuclear and decay properties / G. Audi, O. Bersillon, J. Blachot et al. // Nuclear Physics A. – 2003. – Vol. 729. – P. 3–128.*
15. *Gmelin Handbook of Inorganic Chemistry. Br. Bromine. – Springer-Verlag, 1985. – 523 p.*
16. *Eggenkamp H. The Geochemistry of Stable Chlorine and Bromine Isotopes. – Berlin : Springer-Verlag, 2014. – 172 p.*

# УРАН И ТОРИЙ КАК ИНДИКАТОРЫ ГИДРОТЕРМАЛЬНОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

Е.В. Плющев, С.В. Кашин

Всероссийский научно-исследовательский геологический институт им. А.П. Карпинского (ФГБУ "ВСЕГЕИ"), Санкт-Петербург, Россия, evgeni_plyushchev@ vsegei.ru, sergey_kashin@vsegei.ru

# URANIUM AND THORIUM AS INDICATORS OF HYDROTHERMAL PROCESSES

E.V. Plyushchev S.V. Kashin

A.P. Karpinsky Russian Geological Research Institute (VSEGEI), St. Petersburg, Russia

The uranium concentration occurs during a small geochemical cycle, which consist of hydrogenous and hydrothermal processes. Hydrothermal-metasomatic formations are the products of hydrothermal processes. In the course of development of propylite-beresite formation uranium has a clear alternative tendencies of behavior. Uranium is leached from the zones of propylitization and is transfered into the beresites and forms ore bodies.

Гидротермальные месторождения, как по числу, так и по суммарным запасам преобладают среди месторождений металлических и неметаллических полезных ископаемых. Среди крупных и сверхкрупных месторождений России их доля составляет 67,7% по числу и 48,4% по суммарной продуктивности. Среди месторождений урана гидротермальные месторождения также занимают весьма существенное место.

Геохимический цикл, сформулированное еще В.И. Вернадским, предусматривает круговорот вещества в последовательности геологических процессов с выходом на качественно новый уровень [2, 4]. Основные составляющие этого цикла (рис. 1) представляют собой: осадочный литогенез, метаморфизм, магматизм и выветривание. Перечисленные процессы создают перемещение всей массы вещества в термобароградиентном поле земной коры и обеспечивают большой геохимический цикл, который необходимо дополнить параллельно идущими процессами циркуляции легкоподвижной фазы, транспортирующей растворенные компоненты. Эта миграция легкоподвижной фазы может быть выведена в самостоятельный – малый геохимический цикл [3]. В таком варианте малый геохимический цикл следует разделить на нисходящую и восходящую ветви.

Все концентрации урана являются производными деятельности малого геохимического цикла. Рассмотрим некоторые общие закономерности восходящей ветви малого геохимического цикла, то есть гидротермальной деятельности.

Гидротермальная деятельность обеспечивается восходящими газово-жидкими растворами, высвобождающимися из пород при их литификации, метаморфизме, ретроградном вскипании и кристаллизации магматических расплавов, раскристаллизации вулканических стекол, воздействии нагретого магматического материала или иных тепловых потоков на водоносные толщи и т. п. Прямое участие подкоровых флюидов в формировании восходящей ветви малого геохимического цикла континентальных блоков, не превышает 3–5%. Существова-

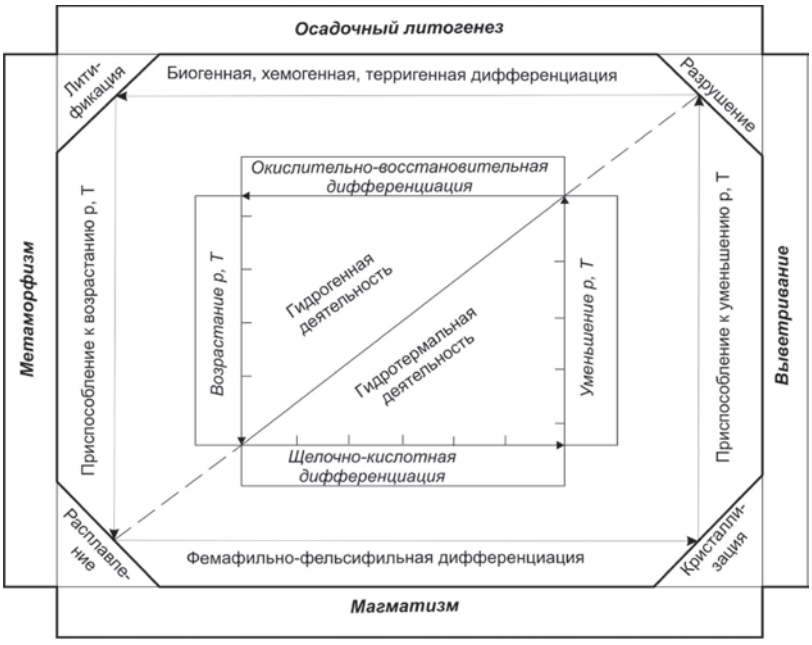



***Рис. 1.*** *Геохимический цикл земной коры*

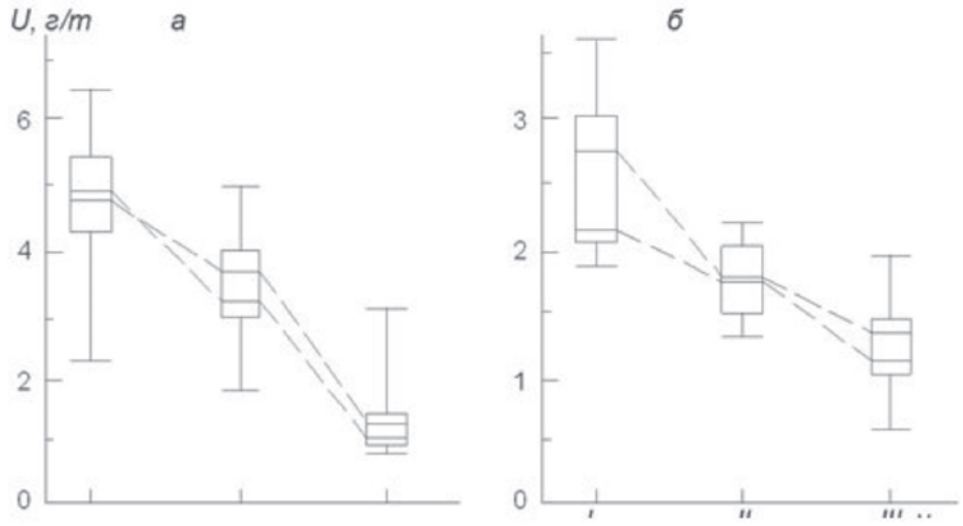



***Рис. 2.*** *Уменьшение неоднородности распределения урана в ходе пропилитизации моноцитов (а), гранодиоритов (б)*

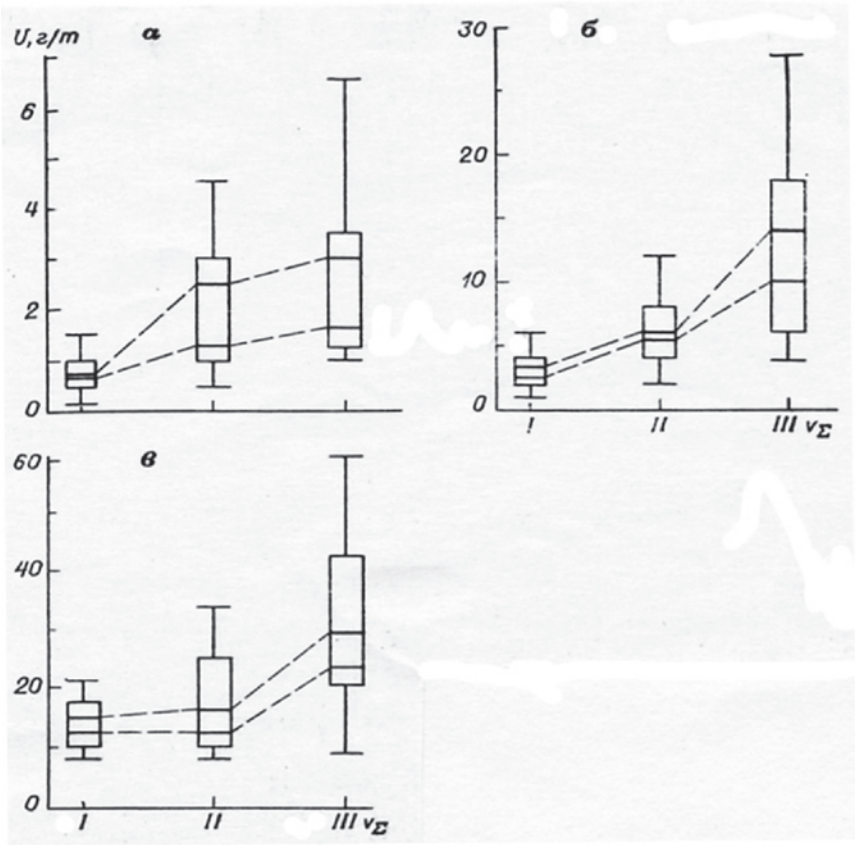



***Рис. 3.*** *Увеличение неоднородности распределения урана в ходе березитизации базальтов (*а*), гранодиоритов (*б*) и граносиенитов (*с*)*

ние подземной гидросферы, ее активное взаимодействие с литосферой и закономерная циркуляция отмечаются многими гидрогеологами [1].

Продуктами гидротермальной деятельности являются гидротермально-метасоматические образования, представляющие собой сложно построенные ареалы, достигающие сотен и первых тысяч квадратных километров, а включенные в них рудные тела имеют сечения, площадь которых на шесть порядков меньше. Изучение таких разномасштабных объектов в полном объеме их проявления требует обязательного применения иерархического системного подхода.

По уровню организации вещества среди продуктов гидротермальной деятельности можно выделить три уровня: гидротермальные минералы, гидротермальные породы (эпипороды) и гидротермально-метасоматические формации (ГМФ).

В качестве ГМФ рассматриваются целостные сово-

купности зон проявления статистически устойчивых ассоциаций гидротермальных минералов (эпипород и гидротермалитов), сформированные в результате определенного геологического события в истории развития подвижной области. Видовая принадлежность ГМФ определяется составом и соотношением составляющих метасоматических зон.

Возникновение и развитие каждой конкретной ГМФ связано с определенным геологическим событием, генерирующем обособленный гидротермальный процесс: внедрение интрузивного массива (плутоногенные ГМФ), образование вулканических комплексов (вулканогенные ГМФ), перестройка тектонического плана территории не сопровождаемая магматической деятельностью (амагматические ГМФ).

Важнейшим элементом строения ГМФ всех трех генетических типов является сопряженность периферических и центральных зон. Периферические зоны служили областью питания нагретой подвижной газово-жидкой фазы, характеризуются широким региональным распространением, относительно простым составом, близким по уровню концентрации химических элементов к составу земной коры. Количество метасоматической минерализации в среднем составляет 5–15%. Периферические зоны слагают площади в сотни кв. км, представлены пропилитами и фельдшпатолитами – гидротермалитами, способствующими рассеянию и выносу микроэлементов.

Центральные зоны слагают кварц-светлослюдистые, фельдшпатитовые и скарновые гидротермалиты, отличающиеся узколокальным распространением, более пестрым набором эпипород, концентрационным мотивом зональности. Для них характерно накопление рассеянных микроэлементов, выносимых из периферических зон.

Следует особо отметить, что весь опыт картирования ГМО в полном объеме их проявления подтверждает, что околорудные метасоматиты (а точнее, метасоматиты центральной зоны) всегда располагаются в гораздо более обширном ореоле слабо проявленных ГМО периферической зоны, которые служили источником металлов, концентрирующихся в рудах.

При переходе из области питания (периферические зоны) в области разгрузки (центральные зоны) происходит инверсия физико-химических параметров гидротерм, заданных в области питания. Возникает барьер рудообразования.

Гидротермально-метасоматические формации являются рудоформирующими системами для гидротермальных месторождений урана. На территории России выделяются три ураноносных (рудоформирующих) ГМФ: тектоногенные пропилит-березитовая и гумбеитовая и вулканогенная калишпатофир-аргиллизитовая.

Рассмотрим поведение урана в ходе развития ураноносной пропилит-березитовой ГМФ. В целом по поведению урана в процессах пропилитизации существуют противоречивые данные [3–5]. Опыт петрографо-геохимического картирования показывает, что по мере развития процесса пропилитизации тенденцию к выносу испытывают элементы, присутствующие в исходных породах в сверхкларковых количествах, тогда как привносятся только те элементы, которыми исходные породы были в значительной степени обеднены.

В общем случае пропилитизация ведет к гомогенизации вещества, к приближению содержаний микропримесей к кларковому уровню, уменьшению дисперсии их распределения. Если породы, подвергающиеся пропилитизации, изначально обогащены ураном по отношению к кларку для данных пород, то сверхкларковые содержания выносятся. Для пропилитов ураноносной пропилит-березитовой ГМФ характерен отчетливый вынос урана, нарастающий по мере усиления пропилитизации (рис. 2).

Сопряженный с пропилитизацией процесс березитизации ведет к резкому дифференцированию микропримесей рудных элементов, к резкому накоплению урана и увеличению дисперсии его распределения (рис. 3). Содержания U и Th в полнопроявленных березитах зависят главным образом от двух параметров: а) уровня радиоактивности исходных пород, б) степени ураноносности воздействующих растворов.

В результате проведения специального петрографо-геохимического картирования гидротермально-метасоматических изменений в полном объеме их проявления (с ученом в периферических слабопроявленных зон) установлено развитие сопряженных зон пропилитизации и березитизации, в ходе развития которых уран ведет себя полярным образом: выносится в зонах пропилитизации и привносится в зонах березитизации.

***Литература***


1. *Басков Е.А. Основы палеогидрогеологии рудных месторождений. – Л. : Недра, 1983. – 263 с.*
2. *Мейсон Б. Основы геохимии. – М. : Недра, 1971. – 312 с.*
3. *Плющев Е.В., Шатов В.В. Геохимия и рудоносность гидротермально-метасоматических образований. – Л. : Недра, 1985. – 247 с.*
4. *Плющев Е.В., Шатов В.В., Кашин С.В. Металлогения гидротермально-метасоматических образований. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2012. – 560 с.*
5. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований (на примере Алтае-Саянской складчатой области) / науч. ред. И.В. Кучеренко. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, 2002. – 536 с.*

# ИССЛЕДОВАНИЕ ХАРАКТЕРА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕХНОГЕННЫМИ РАДИОНУКЛИДАМИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ПЛОЩАДКИ “БАЛАПАН”

С.С. Пронин, О.Н. Ляхова, М.Р. Актаев

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан, proninss@nnc.kz

# STUDY THE NATURE OF POLLUTION MAN-MADE RADIONUCLIDES GROUNDWATER AREA “BALAPAN”

S.S. Pronin, O.N. Lyakhova, M.R. Aktayev

Radiation Safety and Ecology Institute NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

As a result of the work the primary data on the levels and nature of groundwater contamination at the site of the radionuclide $^{3}$H “Balapan”. Detect the presence of 3H in groundwater in almost all areas of the site investigated “Balapan”. Maximum values are set in the southwestern part of the site near the “battle” of the well # 1388, which is expected to be a source of contamination, and in the area of “Atomic” lake, where the source of the contamination can be dump soils “Atomic” lake. Minimum concentrations recorded in the western and northern areas, where the specific activity of $^{3}$H below the detection limit of the equipment being used and methodological support.

The character of tritium contamination of groundwater in the territory of the land allotment field “Karazhyra”. Maximum concentrations are fixed between 18000 and 25000 Bq/kg, and a minimum – in the range from 12 to 30 Bq/kg. Also it found that the direction of flow of pollution to groundwater comes from “combat” Well number 1071 in the “Karazhyra” side of the field, but further in the direction of flow of tritium activity is reduced by dilution with non-contaminated groundwater.

## Введение

В настоящее время на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) существует 8 испытательных площадок, одной из которых является площадка “Балапан”, расположенная в юго-восточной части СИП и занимающая площадь 780 км$^{2}$. На площадке “Балапан” за все время испытаний было проведено 106 подземных ядерных взрывов, в большинстве случаев мощностью до 150 килотонн.

При подземных ядерных испытаниях, в отличие от атмосферных, загрязнение окружающей среды не происходит, и основная доля радиоактивных продуктов остается “захороненной” под слоем породы и поступает в подземные воды. Для определения характера и особенностей радиоактивного загрязнения подземных (трещинных) вод в местах проведенных подземных ядерных испытаний на площадке “Балапан” в общей сложности, в период ядерных испытаний и в последующее время, было оборудовано порядка 140 гидрогеологических скважин глубиной до 100 м.

В результате проведенных работ был получен большой объем данных о радиоэкологическом состоянии только трещинных вод площадки “Балапан”, залегающих на глубине от 20 до 100 м, в то время как информации о подземных водах, залегающих на глубине до 20 м, отсутствует.

Подземные воды, залегающие на глубине до 20 м (грунтовые), достаточно хорошо были изучены в пределах бассейна р. Шаган и на территории земельного отвода месторождения “Каражыра”. В результате было установлено, что загрязнение грунтовых вод, распространенных в бассейне р. Шаган достигает 45000 Бк/кг, а источником загрязнения являются трещинные воды. На территории земельного отвода месторождения “Каражыра” загрязнение грунтовых вод достигает 25000 Бк/кг, источник загрязнения не определен.

На подавляющей территории площадки “Балапан” отсутствуют данные о загрязнении грунтовых вод тритием. Имеющиеся результаты тритиевого загрязнения грунтовых вод в бассейне р. Шаган и на территории земельного отвода месторождения “Каражыра” свидетельствуют о возможности значительного загрязнения грунтовых вод тритием на всей территории площадки “Балапан”. Учитывая неглубокое залегание грунтовых вод, скорость течения и высокие миграционные характеристики необходимо исследовать характер распределения трития на всей площадке “Балапан”, а также определить механизм загрязнения грунтовых вод на территории земельного отвода месторождения “Каражыра”.

Таким образом, целью данной работы является исследование характера и механизмов загрязнения грунтовых вод на площадке “Балапан”. Для достижения этой цели были поставлены следующие задачи:

1. Определение характера распределения $^{3}$H в грунтовых водах на площадке “Балапан”.
2. Определение загрязнения $^{3}$H грунтовых вод на территории земельного отвода месторождения “Каражыра”.

## Методика работ

Исследования проводились на площадке “Балапан” и в районе угольного месторождения “Каражыра”.

*Объекты исследования.* Исследование грунтовых вод осуществлялись с помощью бурения скважин вращательным методом.

Грунтовые воды – это водоносный горизонт на первом от поверхности водоупорном слое. В связи с неглубоким залеганием уровень грунтовых вод испытывает значительные сезонные колебания, характеризуясь повышением после выпадения осадков или таяния снега, и понижением в засушливое время.

Бурение скважин проводилось при помощи буровой установкой ЛБУ 50–07 вращательным методом до

вскрытия горизонта грунтовых вод. Принцип вращательного метода бурения заключается в разрушении горных пород породоразрушающим долотом, закрепленном на конце ведущего шнека во время вращения и давления создаваемого буровой установкой. Разрушенная порода выносилась из скважины на дневную поверхность по ребордам шнеков во время вращения. Углубление скважины производилась путем последовательного наращивания шнеков.

*Методика отбора проб.* Отбор проб грунтовых вод из скважин проводился с помощью специального глубинного пробоотборника стандартным методом согласно [1].

Пробоотборник представляет собой цилиндрическую трубу с заглушенной одной стороной и прикрепленным тросом. Объем пробы рассчитывался, исходя из количества воды, необходимого для радионуклидного анализа для определения $^{3}H$.

*Радионуклидный анализ.* В отобранных пробах воды проводился лабораторный анализ по определению содержания $^{3}H$ методом жидкосцинтилляционной спектрометрии на β-спектрометре согласно [5].

## Результаты и обсуждение

Определение характера распределения $^{3}H$ в грунтовых водах на площадке “Балапан”

*Выбор участков исследования.* С целью получения данных о состоянии грунтовых вод на всей территорий площадки “Балапан” были заложены участки бурения скважин. Участки бурения скважин определялись по 2 признакам, характеризующим наличие близкого залегания грунтовых вод.

– геоморфологические признаки (впадины, низины, солончаки);
– геоботанические признаки – наличие растений-фреатофитов (чий, чингиль, солодка, полынь).

*Геоморфологические признаки.* Определение участков бурения скважин по геоморфологическим признакам проводилось путем изучения космоснимков. Выб-

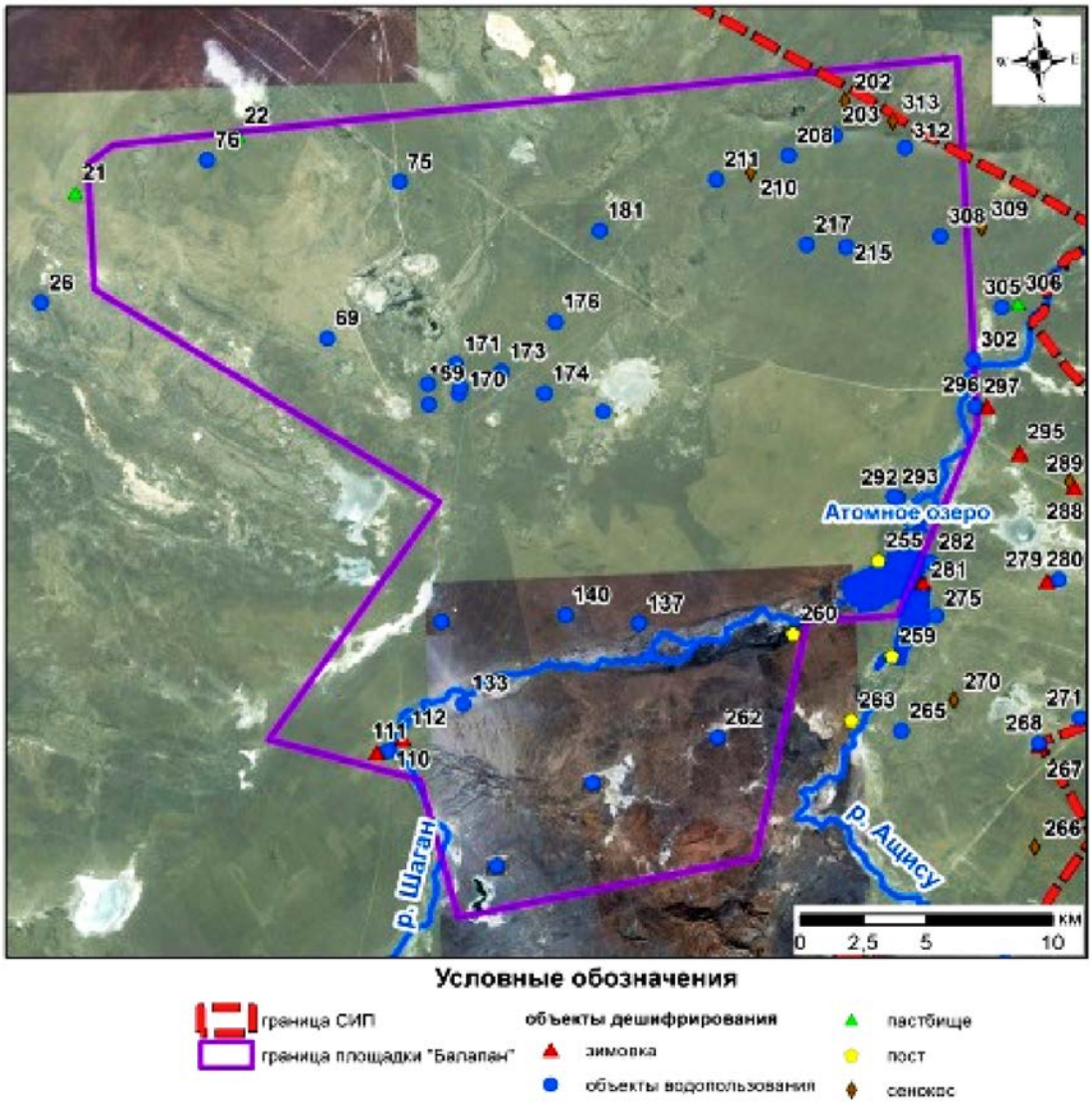



***Рис. 1.*** *Расположения участков бурения скважин*

ранные участки характеризовались наличием низин, солончаков, пастбищ и водоемов. Таким образом, было выбрано 50 предполагаемых участков бурения скважин (рис. 1).

*Геоботанические признаки.* В 2008 г. впервые для различных экосистем СИП была выявлена определенная корреляционная зависимость между изменением концентрации $^3$H в растениях и его содержанием в грунтовых водах (рис. 2*а*). В качестве показателей содержания $^3$H в грунтовых водах в определенной степени могут быть использованы представители различных экологических групп растений по отношению к воде. Несколько более показательными с точки зрения биоиндикации $^3$H в грунтовых водах являются фреатофиты (чий *Achnaterum splendens*, чингил *Halimodendron halodendron*) (рис. 2б) [2].

Определение фреатофитов (чий (*Achnaterum splendens*), чингил (*Halimodendron halodendron*)) произ-

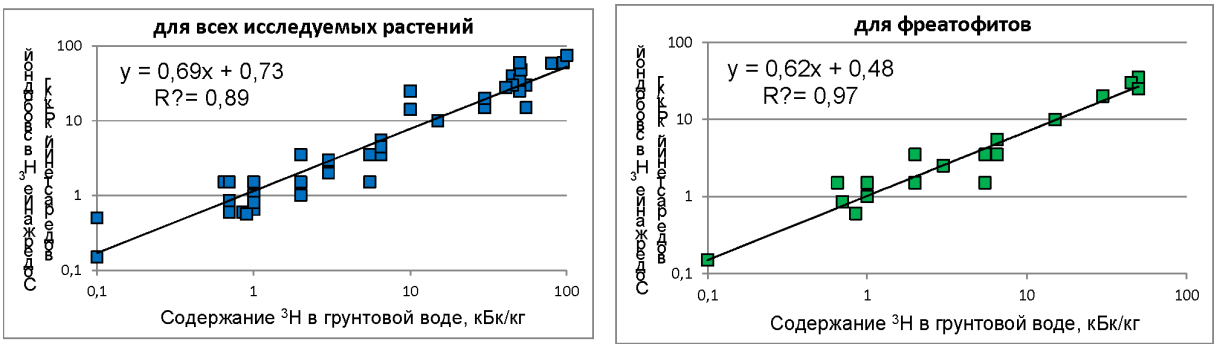



***Рис. 2.*** *Зависимость содержания $^3$H в свободной воде растений от его содержания в грунтовых водах для фреатофитов*

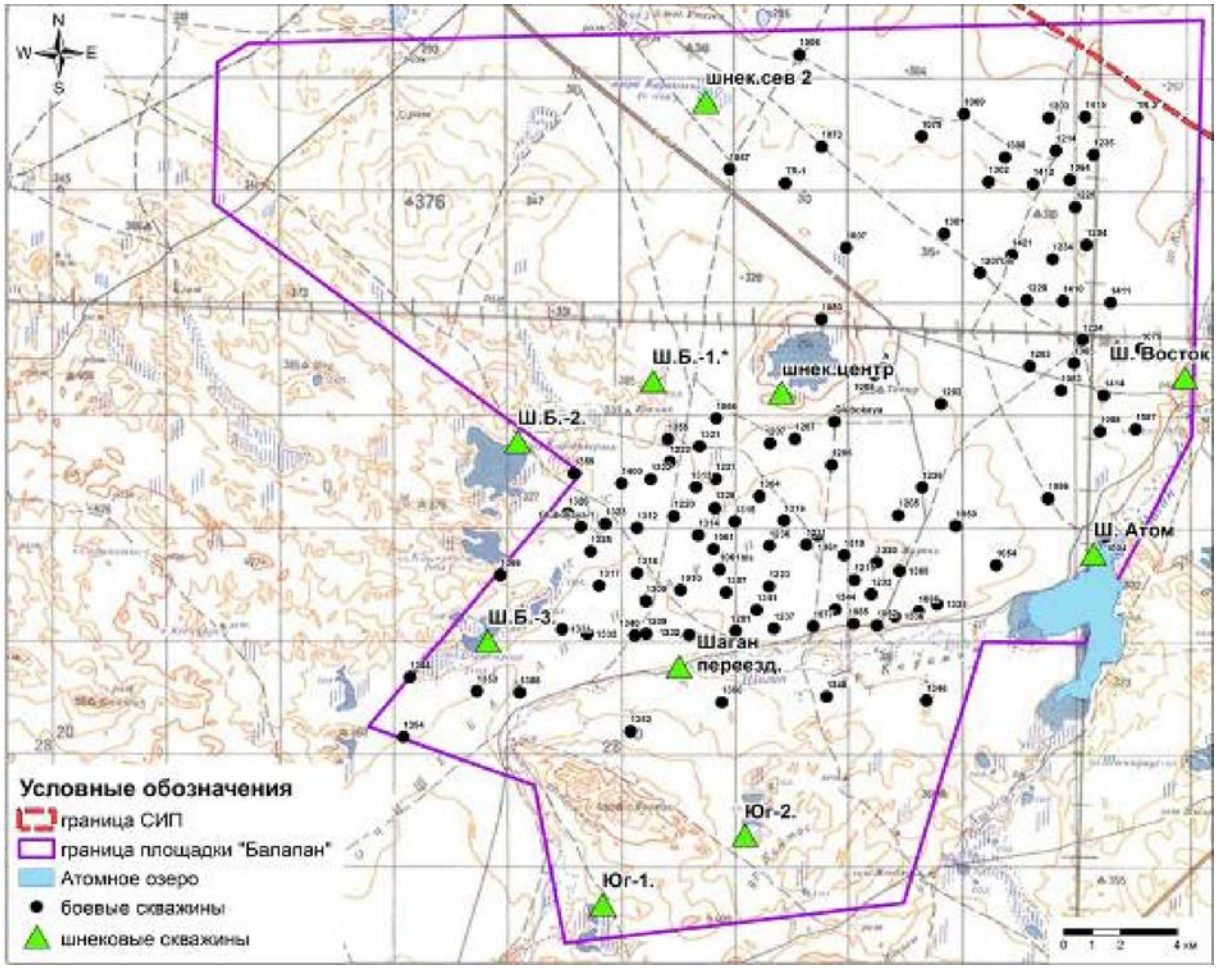



***Рис. 3.*** *Расположение точек бурение скважин на площадке "Балапан"*

водилось визуально при рекогносцировочном выезде для определения участков бурения скважин по геоморфологическим признакам.

После рекогносцировочного выезда было выбрано 10 участков бурения, соответствующих геоморфологическим и геоботаническим условиям. Расположение выбранных участков представлено на рисунке (рис. 3).

*Таблица 1. Результаты определения $^3H$*

| № п/п | Расположение | Номер скважины | $^3H$, Бк/кг | Уровень грунтовых вод |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Север | Сев.2 Шнек | <12 | 4 |
| 2 | Юг | ЮГ-1 | 25±2 | 2 |
| 3 | Юг | ЮГ-2 | 50±5 | 4 |
| 4 | Центр | Центр Шнек | 650±65 | 1 |
| 5 | Запад | Ш.Б.-1 | 20±2 | 1 |
| 6 | Запад | Ш.Б.-2 | <12 | 1 |
| 7 | Восток | Ш. Атом | 3300±300 | 2 |
| 8 | Восток | Ш. восток | 55±5,5 | 2 |
| 9 | Юго-Запад | Ш.Б.-3 | 33500±3000 | 1 |
| 10 | Юго-Восток | Шаган | 35±3,5 | 2 |

*Определение содержания $^3H$ в грунтовых водах.* Определение содержания $^3H$ проводилось во всех 10 пробах воды. Результаты представлены в таблице (табл. 1).

Согласно полученным результатам, присутствие $^3H$ в грунтовых водах площадки “Балапан” обнаружено практически на всех исследованных участках. Исключение составляет западная и северная части площадки, где удельная активность $^3H$ ниже предела обнаружения используемого аппаратурно-методического обеспечения. Характер распределения $^3H$ в грунтовых водах площадки “Балапан” показан на рисунке (рис. 4).

Максимальные концентрации $^3H$ обнаружены в грунтовых водах юго-западной части площадки в скважине Ш.Б.-3 (33500 Бк/кг), расположенной вблизи “боевой” скважины №1388, которая предположительно может являться источником загрязнения тритием, и в районе “Атомного” озера в скважине Ш. Атом (3300 Бк/кг). На данном участке источником загрязнения могут являться грунты навала “Атомного” озера.

В результате проведенных исследований получены первичные данные об уровнях и характере загрязнения грунтовых вод радионуклидом $^3H$ на пл. “Балапан”. В связи с тем, что грунтовые воды залегают относительно близко к земной поверхности на глубине порядка от 1 до 4 м, существует вероятность поступления $^3H$ в по-

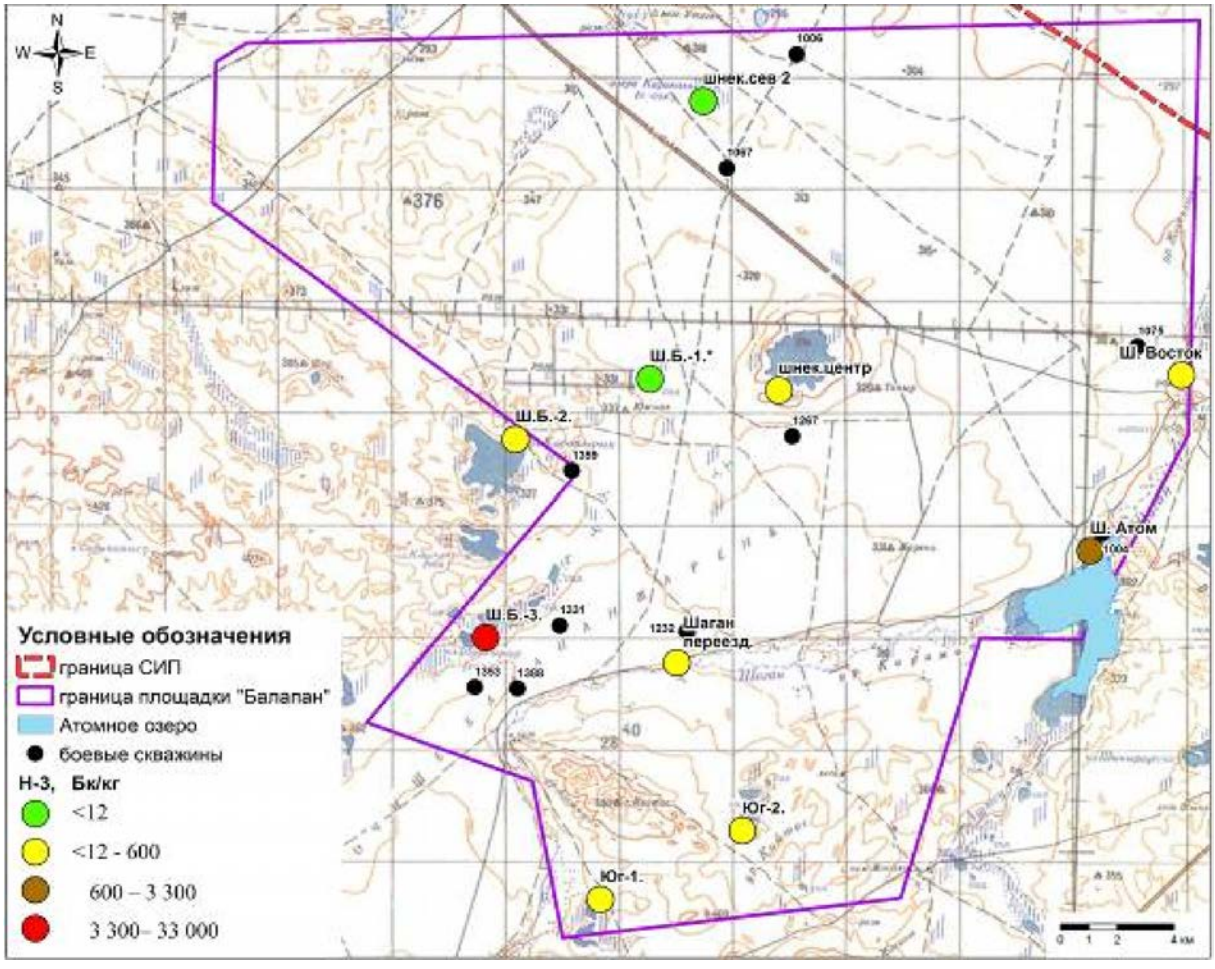



***Рис. 4.*** *Характер распределение $^3H$ в грунтовых водах площадки “Балапан”*

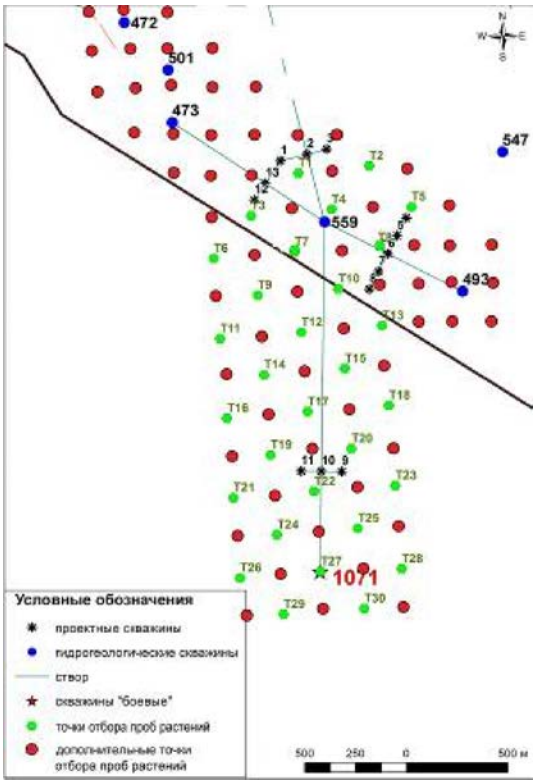



***Рис. 5.*** *Схема точек отбора растений*

верхностные водоемы, растительность, воздушную среду в результате процессов перераспределения.

Определение загрязнения $^3$H грунтовых вод на территории земельного отвода месторождения “Каражыра”

*Выбор участков исследования.* Для определения участков бурения скважин на территории земельного отвода месторождения “Каражыра” был использован метод оценки содержания $^3$H в грунтовых водах по его содержанию в растениях. Из-за отсутствия на исследуемой территории растений-фреатофитов, в качестве исследуемого растения на исследуемой территории был выбран повсеместно произрастающий доминантный вид – полынь (*Artemisia terrae-albae*) (рис. 2*а*)

Работы по исследованию содержания $^3$H в растительном покрове в зонах предполагаемого загрязнения $^3$H подземных (приповерхностных) вод проводились в несколько этапов. Рекогносцировочные исследования включали отбор проб растений по сети 400Ч400 м – всего 30 точек обследования. Далее было проведено уточнение зоны загрязнения радионуклидом $^3$H грунтовых вод с отбором проб растений по сети 200Ч200 м – дополнительно 60 точек обследования. Всего отобрано 90 проб надземной части растений (рис. 5).

Содержание радионуклида $^3$H в растениях определялось в свободной воде, полученной из конденсата посредством специального запатентованного изобретения, представляющего собой герметичную емкость для загрузки проб, снабженного охлаждаемой поверхностью

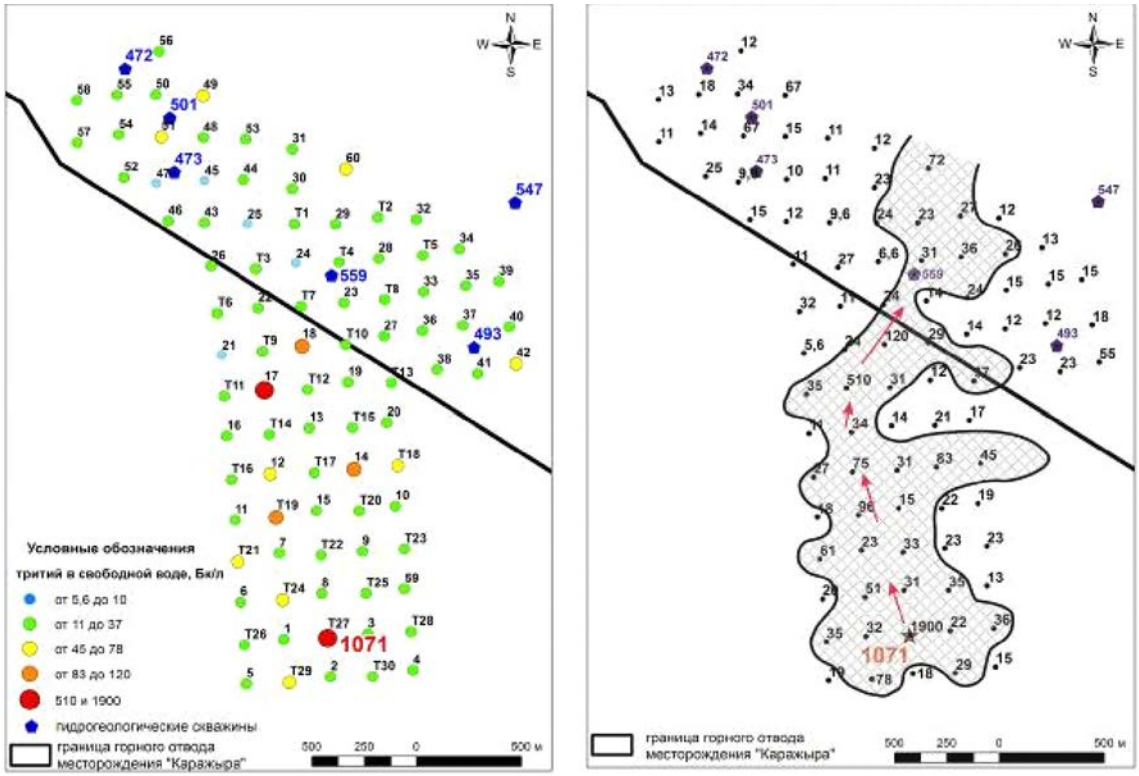



***Рис. 6.*** *Схема распределения радионуклида $^3$H в растительном покрове (а); зона предполагаемого загрязнения $^3$H грунтовых вод, выделенная по значения удельной активности $^3$H в свободной воде растений (б)*

*Таблица 2. Результаты определения $^3H$*

| № п/п | Номер скважины | $^3H$, Бк/кг | Расстояние от “боевой” скважины 1071 в м | Уровень грунтовых вод |
|---|---|---|---|---|
| 1. | Кар 1 | 25 000±2 500 | 500 | 2,5 |
| 2. | Кар 2 | 15 000±1 500 | 700 | 2,7 |
| 3. | Кар 3 | 30 ± 12 | 2,700 | 3 |
| 4. | Кар 4 | 30 ± 12 | 800 | 2,7 |
| 5. | Кар 6 | <12 | 600 | 2,5 |
| 6. | Кар 7 | 21 000±2 100 | 2,200 | 2,15 |
| 7 | Кар 8 | 18 000±1 800 | 2,100 | 2,7 |

и емкостью для сбора влаги, испаряемой растениям [3]. Результаты удельной активности радионуклида $^3H$ в свободной воде растений представлены в виде схемы его распределения в растительном покрове исследуемой территории (рис. 6*а*).

Из рисунка видно, что удельная активность $^3H$ в свободной воде растений на исследуемой территории в основном не превышает 40 Бк/кг, но в отдельных случаях достигает сотен и даже тысячи Бк/кг. Наличие повышенных значений удельной активности $^3H$ может являться показателем его повышенных концентраций в грунтовых водах, на основании чего был установлен предположительный поток загрязненных $^3H$ грунтовых вод от боевой скважины №1071 в сторону месторождения “Каражыра” (рис. 6*б*).

С целью уточнения полученной информации содержание радионуклида $^3H$ во всех растениях также было определено в органической составляющей, посредством подготовки путем разложения на устройстве “Oxidizer”. Дополнительные исследования с отбором 55 проб растений по сети 100·100 м были проведены в 2 потенциально перспективных для заложения гидрогеологических скважин участках. Окончательный выбор участков бурения был произведен по результатам всех исследований содержания $^3H$ в органической части растений (рис. 7).

В точках с максимальным содержанием $^3H$ в органической части растений были заложены 7 участков бурения для исследования содержания $^3H$ в грунтовых водах.

*Содержание $^3H$ в грунтовых водах на исследуемой территории.* Согласно полученным результатам, присутствие $^3H$ в грунтовых водах вблизи разрабатываемого угольного разреза “Каражыра” зафиксировано практически на всех участках исследования (табл. 2).

Характер распределения $^3H$ в грунтовых водах земельного отвода представлен на рисунке (рис. 8).

Максимальные концентрации $^3H$ обнаружены в грунтовых водах скважин КАР – 1, КАР

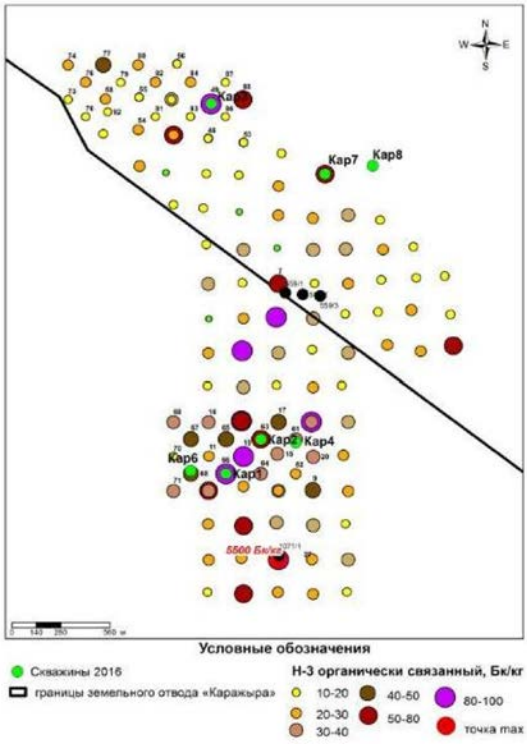



***Рис. 7.*** *Содержание $^3H$ в органической части расте-*

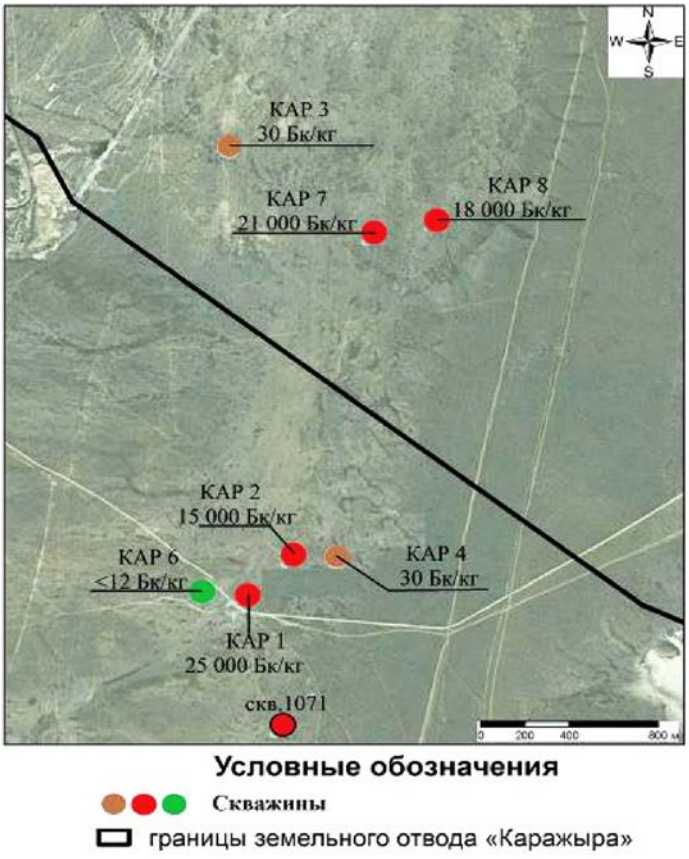



***Рис. 8.*** *Характер распределение $^3H$ в грунтовых водах на участке “Каражыра”*

*ний и расположение скважин*

– 2, КАР – 7 и КАР – 8 с активностью равной 25 000, 15 000, 21 000 и 18 000 Бк/кг соответственно. Концентрация $^{3}$H в воде скважин КАР – 3 и КАР – 4 не превышает значений 30 Бк/кг, в скважине КАР – 6 составляет ниже придела обнаружения используемой аппаратуры (В12 Бк/кг).

Таким образом, данные по активности $^{3}$H в грунтовых водах на территории земельного отвода месторождения "Каражыра" подтвердили направление потока загрязнения, определенное по активности $^{3}$H в растениях. Так, максимальная активность $^{3}$H была обнаружена в скважинах КАР – 1, КАР – 2, КАР – 7 и КАР по направлению предполагаемого потока, а минимальные значения установлены в скважинах КАР – 4 и КАР – 6 оконтуривающие направление потока. Тем не менее, в скважине КАР – 3 расположенной наиболее близко к месторождению "Каражыра" и замыкающей предполагаемое направление загрязнения, активность $^{3}$H не превышает значений 30 Бк/кг. Это свидетельствует о снижении загрязнения грунтовых вод по направлению к угольному месторождению путем разбавления с незагрязненными грунтовыми водами.

## Выводы

Получены первичные данные об уровнях и характере загрязнения грунтовых вод радионуклидом $^{3}$H на пл. "Балапан". Обнаружено присутствие $^{3}$H в грунтовых водах практически на всех исследованных участках площадки "Балапан". Максимальные значения установлены в юго-западной части площадки вблизи "боевой" скважины №1388, которая предположительно может являться источником загрязнения, и в районе "Атомного" озера, где источником загрязнения могут являться грунты навала "Атомного" озера. Минимальные концентрации зафиксированы в западной и северной части площадки, где удельная активность $^{3}$H ниже предела обнаружения используемого аппаратурно-методического обеспечения.

Установлен характер загрязнения $^{3}$H грунтовых вод на территории земельного отвода месторождения "Каражыра". Максимальные концентрации зафиксированы в пределах от 18000 до 25000 Бк/кг, а минимальные – в пределах от 12 до 30 Бк/кг. Также установлено, что направление потока загрязнения с грунтовыми водами идет от "боевой" скважины №1071 в сторону месторождения "Каражыра", но далее по направлению потока активность $^{3}$H снижается путем разбавления с незагрязненными грунтовыми водами.

## Заключение

Проведенный комплекс работ позволил установить наличие тритиевого загрязнения грунтовых вод на пл. "Балапан". Результаты проведенных исследований позволят осуществить выбор перспективных участков, для осуществления хозяйственной деятельности (создание полигонов промышленных отходов, установление рекомендуемых участков выпаса скота и расположения объектов хозяйственной деятельности и т.д.), позволят выявить локальные участки загрязненных $^{3}$H грунтовых вод для ограничения ведения хозяйственной деятельности на данной территории.

На наиболее загрязненных участках пл. "Балапан" планируется создание мониторинговых скважин для контроля радиационной ситуации в грунтовых водах.

Для получения более детального характера загрязнения грунтовых вод, необходимо проведение дополнительного обследование площадки "Балапан".

***Литература***

1. *ГОСТ СТ РК Р 51593 – 2003. Вода питьевая. Отбор проб. – Введ. 2005–01–01. – Астана : Госстандарт, 2003. – 14с.*
2. *Исследование возможности использования растений в качестве показателей содержания $^{3}$H в грунтовых водах / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, С.Б. Субботин и др. // Вестник НЯЦ РК: периодический научно-технический журнал. – Курчатов, 2009. – Вып. 2. – С. 18–25.*
3. *Инновационный патент № 29721 на изобретение "Устройство для извлечения воды из образцов". – 17.03.2015.*

# РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВАХ ПЛАТО УКОК (ЮГО-ВОСТОЧНЫЙ АЛТАЙ)

А.В. Пузанов, С.В. Бабошкина, Т.А. Рождественская, Д.Н. Балыкин, С.Н. Балыкин, А.В. Салтыков, И.В. Горбачев, И.А. Трошкова

Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул, balykindn@yandex.ru

# CONTENT AND DISTRIBUTION OF HEAVY NATURAL RADIONUCLIDES ($^{238}$U, $^{232}$TH, $^{40}$K) IN SOILS OF THE UKOK PLATEAU (SOUTH-EEST ALTAI)

A.V. Puzanov, S.V. Baboshkina, T.A. Rozhdestvenskaya, D.N. Balykin, S.N. Balykin, A.V. Saltykov, I.V. Gorbachev, I.A. Troshkova

Institute for Water and Environmental Problems, SB RAS, Barnaul

Исследовано поведение долгоживущих радиоактивных изотопов, имеющих наибольшее геохимическое значение ($^{238}$U, $^{232}$Th, $^{40}$K), в почвенном покрове высокогорного плато Укок (расположено в южной части Республики Алтай, является объектом Всемирного наследия ЮНЕСКО). Выявлено, что содержание естественных радионуклидов в исследуемых почвах не превышает фоновых значений и определяется их количеством в почвообразующих породах. Озерно-элювиальные отложения накапливают $^{238}$U и $^{232}$Th в меньших количествах по сравнению с элювиальными, элювиально-делювиальными и моренными отложениями. Среди почв максимальные концентрации радионуклидов свойственны горно-луговым под злаково-разнотравно-дриадовыми лугово-альпийскими растительными сообществами (урана 4,3 мг/кг при содержании в почвенном покрове в целом 2,2 мг/кг). В большинстве профилей почв наблюдается равномерное распределение урана-238 и тория-232 и накопление калия-40 в гумусово-аккумулятивном горизонте.

The behavior of long-lived radioactive isotopes distinguished by the highest geochemical value ($^{238}$U, $^{232}$Th, $^{40}$K) in the soil cover of the Ukok Plateau (South-Eest Altai) was studied (Ukok Plateau is located in the south of Altai Republic and is recognized as part of the UNESCO World Heritage Site). It is found that the concentration of natural radionuclides in the soils under study does not exceed the background values and is determined by their content in parent rocks. Lake-eluvial deposits accumulate $^{238}$U and $^{232}$Th in smaller quantities in comparison with eluvial, eluvial-deluvium and morainal deposits. The maximum of long-lived radioactive isotopes accumulated in mountain-meadow soils under alpine plant communities (uranium-238 – 4,3 mg/kg, its content in the soil cover of the territory estimates as 2.2 mg/kg, and thorium-232 – 14.8 and 8.1 mg/kg, respectively).

Калий-40 и члены двух радиоактивных семейств, берущих начало от урана-238 и тория-232, относятся к основным радиоактивным изотопам, встречающимся в земной коре, и являются основными факторами существования естественного радиационного фона.

Цель исследования – определение фонового содержания естественных радионуклидов в почвенном покрове плато Укок (Юго-Восточный Алтай) и изучение особенностей их поведения в почвах.

Объектами исследования являются почвообразующие породы и наиболее распространенные на плато Укок почвы. Свойства почв определены общепринятыми в почвоведении и агрохимии методами, содержание естественных радиоактивных элементов ($^{238}$U (Ra), $^{232}$Th, $^{40}$K) – гамма-спектрометрическим методом [1].

Высокогорное плато Укок расположено в южной части Республики Алтай. При археологических раскопках здесь было обнаружено множество древних памятников. В 1998 г. уникальная территория плато Укок получила статус объекта Всемирного наследия ЮНЕСКО. В 2002 г. в южной части плато был создан Природный парк “Зона покоя Укок” с режимом охраны республиканского комплексного заказника.

Вследствие труднодоступности района плато Укок до настоящего времени остается недостаточно изученным, хотя в последнее время является объектом пристального внимания специалистов различных научных областей. Однако информации по содержанию естественных радионуклидов в почвах и почвообразующих пород плато Укок в литературе практически нет.

В системе физико-географического районирования гор Южной Сибири плато Укок входит в состав Юго-Восточной провинции Алтайской горной области [12] и отличается от остальных его региональных систем значительной гипсометрической приподнятостью: абсолютная высота здесь в среднем 2200–2800 м над уровнем моря, над которой на 400–800 м возвышаются горные хребты. В целом плато представляет собой древнюю поверхность выравнивания с останцово-сопочным рельефом, с формами ледниковой, водно-ледниковой и аллювиально-ледниковой аккумуляции (бугристые и сглаженные морены) [5, 11, 12].

Район исследования характеризуется крайне суровым резко континентальным климатом, зимой холодным, а летом иногда знойным. Среднегодовая температура составляет –8,3 °С при значительных колебаниях (от –27 до +9,4 °С) [13]). Период с отрицательными температурами длится 8–9 мес. [10, 13]. Плато Укок относится к районам распространения островной многолетней мерзлоты.

Количество годовых осадков здесь невелико, 200–320 мм, но на склонах гор их количество возрастает до 1400 мм [13].

Экстремальность климатических условий наряду с другими факторами привела к мозаичному сочетанию ландшафтов и образованию своеобразных криоаридных тундростепных комплексов, в которых наблюдается проявление процессов, свойственных как тундровым, так и типично аридным сухостепным геосистемам [12]. Тундростепь, как сочетание различных формаций высокогор-

*Таблица 1. Общие свойства почв плато Укок*

| Показатели | Сумма водорастворимых солей, мг/кг | pH водный | Физическая глина, % | Органический углерод, % | ЕКО* |
|---|---|---|---|---|---|
| Горно-тундровые дерновые почвы под кобрезиевыми сообществами | | | | | |
| M±m | 450±20 | 6,2±0,1 | 29,8±1,9 | 12,4±1,4 | 31,7±3,9 |
| Lim | 190–870 | 4,6–8,2 | 8,6–63,1 | 5,9–22,3 | 0,9–163,8 |
| V, % | 36 | 14 | 44 | 42 | 87 |
| Горно-тундровые торфянистые почвы под ерниками | | | | | |
| M±m | 380±25 | 5,6±0,2 | 36,7±2,6 | 15,2±4,1 | 28,7±3,4 |
| Lim | 110–565 | 5,0–7,3 | 23,4–55,2 | 6,6–22,7 | 10,1–62,2 |
| V, % | 28 | 12 | 28 | 54 | 47 |
| Горно-луговые под злаково-разнотравно-дриадовыми лугово-альпийскими растительными сообществами | | | | | |
| M±m | 270±40 | 5,5±1,2 | 29,8±5,2 | 10,5±5,0 | 11,3±2,7 |
| Lim | 160–1005 | 4,9–6,1 | 14,8–52,4 | 4,4–16,6 | 1,7–30,2 |
| V, % | 48 | 8 | 58 | 65 | 79 |
| Горно-лугово-степные каштановидные и горно-степные каштановые почвы котловин и речных долин | | | | | |
| M±m | 1080±160 | 7,4±0,2 | 27,4±2,1 | 7,3±0,6 | 12,1±1,4 |
| Lim | 380–3630 | 5,8–9,4 | 7,6–53,1 | 2,3–11,2 | 3,4–33,6 |
| V, % | 87 | 18% | 45 | 9 | 66 |
| Лугово-болотные почвы | | | | | |
| M±m | 597±70 | 8,1±0,1 | 26,7±5,1 | | 15,5±4,2 |
| Lim | 520–870 | 7,5–9,0 | 7,0–55,5 | 13,8–15,9 | 0,9–43,7 |
| V, % | 39 | 5 | 63 | | 89 |

Примечание: здесь и далее M – среднее содержание; m – ошибка среднего; Lim – пределы колебаний; V – коэффициент вариации; * – емкость катионного обмена, мг-экв/100 г почвы.

*Таблица 2. Содержания естественных радиоактивных элементов в почвообразующих породах плато Уков, мг/кг*

| Породы | M±m | Lim | V,% |
|---|---|---|---|
| $^{238}U$ | | | |
| Элювиальные и элювиально-делювиальные отложения | 2,2±0,1 | 1,6–2,5 | 15 |
| Озерно-аллювиальные отложения | 1,6±0,1 | 1,4–1,9 | 12 |
| Моренные и моренные с выходами коренных пород | 2,3±0,2 | 1,5–5,0 | 49 |
| $^{232}Th$ | | | |
| Элювиальные и элювиально-делювиальные отложения | 8,7±0,7 | 5,3–11,3 | 23 |
| Озерно-аллювиальные отложения | 6,1±0,4 | 4,6–7,2 | 16 |
| Моренные и моренные с выходами коренных пород | 8,9±0,8 | 4,4–21,2 | 40 |

ной тундры (кустарниковой и травянистой) с мелкодерновинными злаковыми степями и лугами [7, 10] является преобладающим типом растительности на плато Укок.

Наиболее ксероморфный подтип среди почвенных образований плато – горно-тундровые дерновые почвы – развиваются под широко распространенными здесь кобрезиевыми альпийскими лугами и луговыми кобрезиевыми тундрами. Эдификаторы этих формаций *Cobresia bellardi* и *Cobresia schoenoides* в сочетании с осоками, злаками, а также лишайниками и мхами дают плотный и густой покров и хорошую задернованность этих почв. Эти почвы обычно тонкосупесчаные.

На более увлажненных склонах северной и северо-восточной экспозиции и на вершинах моренных холмов плато Укок развиты кустарниковые тундры, основу которых представляет ерник – березка круглолистная (*Betula rotundifolia*), образующая почти сплошные заросли. Под кустарниковыми тундрами чаще всего развиваются горно-тундровые торфянистые почвы.

В более теплых и сухих (в сравнении с северо-восточными склонами с ерниковой тундрой) местах, в понижениях рельефа юго-восточных склонов развиты злаково-осоковые и злаково-разнотравно-дриадовые альпийские луга с большим, чем у кобрезиевых и ерниковых тундр видовым разнообразием растительности, под которыми формируются горно-луговые почвы.

В результате заиления и зарастания высокогорных озер плато Укок в плоских понижениях распространены высокогорные альпийские болота. Преобладающие почвы высокогорных болот – тундровые торфяно-глеевые,

*Таблица 3. Содержания естественных радиоактивных элементов в почвообразующих породах плато Уков, мг/кг*

| Почвы | M±m | Lim | V,% |
|---|---|---|---|
| $^{238}U$ | | | |
| Горно-тундровые дерновые почвы под кобрезиевыми сообществами | 2,1±0,1 | 1,3–3,1 | 25 |
| Горно-тундровые торфянистые почвы под ерниками | 1,7±0,1 | 0,5–2,5 | 30 |
| Горно-луговые под злаково-разнотравно-дриадовыми лугово-альпийскими растительными сообществами | 4,3±0,5 | 1,4–8 | 51 |
| Горно-лугово-степные каштановидные и горно-степные каштановые почвы котловин и речных долин | 2,3±0,1 | 1,1–4,4 | 35 |
| Лугово-болотные почвы | 2,0±0,1 | 1,5–2,6 | 13 |
| Почвы в целом | 2,2±0,1 | 0,5–8,0 | 48 |
| $^{232}Th$ | | | |
| Горно-тундровые дерновые почвы под кобрезиевыми сообществами | 7,5±0,4 | 4,1–11,4 | 22 |
| Горно-тундровые торфянистые почвы под ерниками | 7,3±0,6 | 0,6–12,7 | 38 |
| Горно-луговые под злаково-разнотравно-дриадовыми лугово-альпийскими растительными сообществами | 14,8±1,5 | 4,2–25 | 41 |
| Горно-лугово-степные каштановидные и горно-степные каштановые почвы котловин и речных долин | 7,8±0,3 | 4,4–11,1 | 22 |
| Лугово-болотные почвы | 7,1±0,3 | 5–9,5 | 17 |
| Почвы в целом | 8,1 | 0,6–25,0 | 42 |

а также лугово-болотные, болотно-солончаковатые почвы.

Типично степные комплексы с горно-степными каштановыми и горными лугово-степными каштановидными почвами на плато также встречаются, представлены они в котловинах, долинах и междуречьях рек [10].

Свойства почв приведены в таблице 1.

Таким образом, разнообразие типов почвообразования, ландшафтно-геохимических условий миграции химических элементов предопределили особенности педогеохимии исследуемой территорий.

Отложения, на которых формируются почвы плато Укок, будучи разными по происхождению, гранулометрическому, минералогическому и химическому составам, различны и по содержанию радиоактивных элементов (табл. 2), однако по среднему содержанию отличаются только озерно-элювиальные, накапливающие $^{238}U$ и $^{232}Th$ в меньших количествах. Связано это, вероятно, с легким (преимущественно супесчаным, иногда легкосуглинистым) гранулометрическим составом, и, следовательно, большим количеством в составе гранулометрических фракций кварца, обладающего низкой радиоактивностью, Относительно невысоким содержание нуклидов (урана 1,9 мг/кг и тория 6,6 мг/кг) характеризуются почвы, формирующиеся на них, независимо от направления почвообразования. В целом же содержание радионуклидов в почвообразующих породах плато Укок находится на уровне фона (составляющего для урана 2–6 мг/кг [3], тория – 8 мг/кг [4]).

Среднее содержание урана в почвах плато Укок (табл. 3) близко к уровню их концентрации в почвах мира (1–2 мг/кг [2], тория 7,8 мг/кг [14], Максимальные концентрации урана и тория (в 2 раза выше, чем в остальных почвах) выявлены в горно-луговых почвах под злаково-разнотравно-дриадовыми лугово-альпийскими растительными сообществами, что обусловлено прочным закреплением элементов за счет их сорбции органическими веществами и глинистыми минералами, содержание которых в этих почвах довольно высокое по всему профилю.

Внутрипрофильному распределению элементов свойственна большая неоднородность, однако достоверных связей количества элементов со свойствами почв (содержанием органического вещества, pH, емкостью поглощении, гранулометрическим составом) не выявлено, и только в каштановых почвах отмечается тенденция выноса урана как наиболее подвижного из исследуемых элементов в карбонатные горизонты, но достоверных различий в содержании элемента по генетическим горизонтам нет. О тенденции накопления тория в горизонтах с большим содержанием карбонатов либо на их верхней границе свидетельствуют не только повышенные абсолютные значения содержания элемента, но и более широкое торий-урановое отношение в этих горизонтах, которое обычно в горных породах близко к 3.

Не отмечено и накопления в верхних горизонтах почв калия, относящегося к важным биогенным элементам, в геохимии которых первостепенное значение имеет биологический круговорот [8]. Тем не менее, удельная активность калия-40 в почвенном покрове плато (606 Бк/кг) превышает данные для Горного Алтая в целом [8] и среднемировое значение для почвенного покрова (450 Бк/кг) [9].

Таким образом, содержание естественных радионуклидов в исследуемых почвах в основном не превышает фоновых значений и определяется их количеством в почвообразующем материале.

***Литература***

1. *Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов : метод. разработки. – Новосибирск : ИгиГ СО АН СССР, 1971. – 68 с.*
2. *Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. – М. : Изд-во АН СССР, 1957. – 259 с.*
3. *Евтеева Л.С., Перельман А.И. Геохимия урана в зоне гипергенеза. – М. : Атомиздат, 1962. – 239 с.*
4. *Ковальский В.В. Геохимическая экология. – М. : Наука, 1974. – 299 с.*
5. *Эколого-географические аспекты выделения типов комплексов почв на плоскогорье Укок с использованием дистанционных исследований / С.Я. Кудряшова, Л.Ю. Дитц, А.В. Чичулин и др. // Сибирский экологический журнал. – 2012. – № 5. – С. 703–710.*
6. *Кузнецова М.И., Мальгин М.А., Пузанов А.В. Естественные радиоактивные элементы в горных, почвообразующих породах и почвах Алтая // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде : материалы III международной научно-практической конференции. – Семипалатинск, 2004. – С. 325–341.*
7. *Куминова А.В. Растительный покров Алтая. – Новосибирск, 1960. – 450 с.*
8. *Перельман А.И. Геохимия. – М. : Высш. шк., 1989. – 528 с.*
9. *Почвоведение : учеб. для ун-тов. Ч. 1. / под ред. В.А. Ковды, Б.Г. Розанова. – М. : Высш. шк., 1988. – 400 с.*
10. *Почвы Горно-Алтайской автономной области / под ред. Р.В. Ковалева. – Новосибирск : Наука, 1973. – 352 с.*
11. *Укок (прошлое, настоящее, будущее) : монография / А.Н. Рудой, З.В. Лысенкова, В.В. Рудский и др. – Барнаул : Изд-во Алт. ун-та, 2000. – 172 с.*
12. *Самойлова Г.С. Экологическая специфика каскадных систем плоскогорья Укок // Ползуновский вестник. – 2005. – № 4. – С. 72–75.*
13. *Харламова Н.Ф. Климатические особенности плоскогорья Укок и прилегающих территорий // Известия Алтайского государственного университета. – 2004. – № 3. – С. 71–77.*
14. *Bowen H.J. Environmental Chemistry of the Elements. – N.Y. : Acad. Press, 1979.*

# СОДЕРЖАНИЕ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ($^{238}$U, $^{232}$TH, $^{40}$K) В ПОЧВАХ БАССЕЙНА Р. ВЕРХНИЙ АЛЕЙ (ЮГО-ЗАПАД АЛТАЙСКОГО КРАЯ)

А.В. Пузанов, Т.А. Рождественская, С.В. Бабошкина, О.А. Ельчининова, Д.Н. Балыкин, С.Н. Балыкин, А.В. Салтыков, И.В. Горбачев, И.А. Трошкова

Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул, puzanov@iwep.ru, balykindn@yandex.ru

# CONTENT AND DISTRIBUTION OF HEAVY NATURAL RADIONUCLIDES ($^{238}$U, $^{232}$TH, $^{40}$K) IN SOILS OF THE UPPER ALEY BASIN (SOUTH-WEST ALTAI)

A.V. Puzanov, T.A. Rozhdestvenskaya, S.V. Baboshkina, O.A. El'chininova, D.N. Balykin, S.N. Balykin, A.V. Saltykov, I.V. Gorbachev, I.A. Troshkova

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, Barnaul

Исследовано поведение долгоживущих радиоактивных изотопов, имеющих наибольшее геохимическое значение ($^{238}$U, $^{232}$Th, $^{40}$K), в почвенном покрове бассейна Верхнего Алея (юго-западная часть Алтайского края). Выявлено, что содержание естественных радионуклидов в исследуемых почвах не превышает фоновых значений и определяется их количеством в почвообразующих породах. Особенно четко эта закономерность проявляется для урана и тория – средние концентрации этих элементов в почвообразующих породах и почвах практически идентичны. В большинстве профилей почв наблюдается равномерное распределение урана-238 и тория-232 и накопление калия-40 в гумусово-аккумулятивном горизонте.

The behavior of long-lived radioactive isotopes distinguished by the highest geochemical value ($^{238}$U, $^{232}$Th, $^{40}$K) in the soil cover of the Upper Alei basin (South-West Altai) was studied. It is found that the concentration of natural radionuclides in the soils under study does not exceed the background values and is determined by their content in parent rocks. It is most pronounced in uranium and thorium; mean concentration of these elements in parent rocks and soils is practically the same. The uniform distribution of $^{238}$U and $^{232}$Th as well as the accumulation of $^{40}$K in humus-accumulative layer is observed.

Из известных долгоживущих радиоактивных изотопов наиболее велико геохимическое значение $^{238}$U, $^{232}$Th, $^{40}$K [7]. Присутствием этих нуклидов в составе почв обусловлена их радиоактивность. Калий-40 и члены двух радиоактивных семейств, берущих начало от урана-238 и тория-232, относятся к основным радиоактивным изотопам, встречающимся в земной коре, и являются основными факторами существования естественного радиационного фона. $^{40}$K – основной радионуклид, обусловливающий постоянное внутреннее γ- и β-облучение живых организмов. Являясь незаменимым элементом, участвующим в обмене веществ, $^{40}$K активно поглоща-

ется живыми организмами. Из почвы калий-40 поступает через корневую систему в растения, а с растительной пищей – в организм животных и человека.

Цель исследования – определение фонового содержания естественных радионуклидов в почвенном покрове бассейна Верхнего Алея и изучение особенностей их поведения в почвах.

Объектами исследования являются почвообразующие породы и наиболее распространенные зональные почвы – черноземы обыкновенные и южные. В комплексе с ними встречаются дерново-подзолистые почвы под сосновыми ленточными борами и почвы лугового генезиса.

Восточная часть исследуемого региона представляет собой слабоволнистые и широкоувалистые предгорные равнины Западного Алтая с отдельными сопками и широкими долинами рек. Боровые ложбины древнего стока являются бугристо-грядовыми и грядово-ложбинными равнинами с озерами и болотами.

Климат территории – резко континентальный, характеризуется небольшим количеством осадков – от 150–200 мм в год на западе до 300 мм на востоке [1, 2]. Коренная растительность восточной части представлена предгорным вариантом разнотравно-типчаково-ковыльной степи; песчаные террасы ложбин древнего стока заняты сосновыми борами, местами с мхами, лишайниками и лесными видами цветковых [9].

Черноземы обыкновенные сформировались в условиях плакорного положения под разнотравно-злаковой растительностью. Почвообразующие породы представлены лессовидными суглинками, местами – продуктами выветривания плотных пород. Черноземы южные формируются в условиях засушливой степи с обедненным и разреженным типчаково-ковыльным растительным покровом на лессовидных суглинках, местами на тяжелых глинистых отложениях.

В настоящее время практически все площади черноземов распаханы. Реакция среды профиля черноземов щелочная (табл. 1), содержание карбонатов достигает в отдельных разрезах 16%, гранулометрический состав суглинистый или супесчаный, преобладает фракция мелкого песка. Количество гумуса в верхнем горизонте не превышает 7%, резко уменьшается вниз по профилю, гумус, как правило, гуматного состава. Следовательно, миграция вещества в профиле почв происходит в условиях щелочной реакции среды, окислительной об-

*Таблица 1. Содержание и удельная активность радионуклидов, общие свойства черноземов и луговых почв бассейна р. Верхний Алей*

| Генетический горизонт | Глубина образца, см | Гумус | $CaCO_3$ | Ил | Физическая глина | pH водный | E* | $^{238}U$ (Ra) | $^{232}Th$ | K, % | $^{238}U$ (Ra) | $^{232}Th$ | $^{40}K$ | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | % | | | | | | мг/кг | | | Бк/кг | | | |
| Чернозем обыкновенный суглинистый на карбонатных отложениях. Разрез 11 | | | | | | | | | | | | | | |
| $A_{пах}$ | 0–10 | 3,3 | Нет | 18,2 | 52,7 | 7,5 | 37,2 | 2,4 | 8,0 | 1,73 | 30,2 | 32,6 | 541 | 3,33 |
| $A_{пах}$ | 20–30 | 3,0 | -"- | 17,3 | 50,3 | 7,5 | 34,2 | 2,6 | 10,3 | 2,15 | 32,8 | 41,9 | 673 | 3,96 |
| A | 34–44 | 2,2 | -"- | 11,6 | 36,3 | 7,8 | 10,4 | 2,1 | 6,1 | 1,61 | 26,5 | 24,8 | 504 | 2,90 |
| $AB_к$ | 54–64 | 0,7 | 1,5 | 13,8 | 35,1 | 8,4 | 19,3 | 2,2 | 8,7 | 1,99 | 27,7 | 35,4 | 623 | 3,95 |
| $B_{1к}$ | 65–75 | 0,4 | 13,0 | 17,8 | 35,2 | 8,6 | 17,7 | 1,7 | 8,3 | 1,51 | 21,4 | 33,8 | 473 | 4,88 |
| $B_{2к}$ | 95–105 | 0,2 | 13,2 | 17,1 | 44,5 | 8,8 | 16,4 | 3,4 | 9,9 | 1,69 | 42,8 | 40,3 | 529 | 2,91 |
| $C_к$ | 130–140 | 0,1 | 9,8 | 15,3 | 33,6 | 9,2 | 10,4 | 2,7 | 8,7 | 1,63 | 34,0 | 35,4 | 510 | 3,22 |
| $СД_к$ | 170–180 | 0,1 | 12,1 | 21,1 | 30,0 | 9,4 | 16,4 | 2,2 | 6,8 | 1,49 | 27,7 | 27,7 | 466 | 3,09 |
| Дерновая боровая. 5 км от с.Угловское по направлению на с. Ракиты. Разрез РСП-15 | | | | | | | | | | | | | | |
| $A_0$ | 0–1 | 0,6 | Нет | | | | | 1,6 | 1,7 | Следы | 20,2 | 6,9 | Следы | 1,06 |
| A | 1–11 | 0,1 | "" | 0,0 | 3,2 | 6,4 | 9,2 | 0,5 | 2,0 | 1,61 | 6,3 | 8,1 | 504 | 4,00 |
| $A_1A_2$ | 20–30 | 0,0 | "" | 0,0 | 1,3 | 6,4 | 12,8 | 0,3 | 2,5 | 1,68 | 3,8 | 10,2 | 526 | 8,33 |
| B | 50–60 | | "" | 0,0 | 2,1 | 7,0 | 7,3 | 0,5 | 2,3 | 1,92 | 6,3 | 9,4 | 601 | 4,60 |
| C | 150–160 | | "" | 0,0 | 1,6 | 7,0 | 5,5 | 0,6 | 2,4 | 1,88 | 7,6 | 9,8 | 588 | 4,00 |
| Луговая суглинистая солончаковатая. Разрез РСП-7 | | | | | | | | | | | | | | |
| $A_{дер}$ | 0–7 | 9,8 | Нет | 10,6 | 32,1 | 7,5 | | 1,8 | 7,7 | 2,03 | 22,7 | 31,3 | 635 | 4,28 |
| A | 10–20 | 3,9 | -"- | 10,5 | 26,0 | 8,0 | | 2,4 | 9,2 | 2,22 | 30,2 | 37,4 | 695 | 3,83 |
| A | 22–32 | 3,0 | 0,8 | 15,1 | 31,3 | 8,2 | | 2,0 | 7,4 | 2,15 | 25,2 | 30,1 | 673 | 3,70 |
| $AB_к$ | 40–50 | 2,4 | 3,2 | 16,5 | 35,4 | 8,8 | | 2,7 | 8,5 | 2,08 | 34,0 | 34,6 | 651 | 3,15 |
| $B_1$ | 53–63 | 2,1 | 2,2 | 19,4 | 39,5 | 9,0 | | 2,7 | 9,7 | 2,39 | 34,0 | 39,5 | 748 | 3,59 |
| $B_2$ | 70–89 | | 10,1 | 20,4 | 33,5 | 9,4 | | 2,3 | 8,8 | 1,93 | 29,0 | 35,8 | 604 | 3,83 |
| $C_к$ | 125–135 | | 5,9 | 11,5 | 18,3 | 9,7 | | 1,7 | 6,6 | 1,76 | 21,4 | 26,9 | 551 | 3,88 |

Примечание: прочерк – не определяли; E* – емкость поглощения, мг-экв./100 г почвы.

становки и мощных карбонатных систем. В таких условиях миграция вещества по профилю затруднена: карбонатные горизонты выполняют функцию геохимического барьера. Тип водного режима – непромывной.

Дерново-подзолистые почвы формируются под сосновыми борами на древнеаллювиальных тонко- и среднезернистых песках ложбин древнего стока. Они составляют почвенные комплексы в структуре почвенного покрова с черноземами или каштановыми почвами. Отличительная особенность фитоценоза бора – практически полное отсутствие травяного яруса, что приводит к слабому проявлению дернового процесса и формированию весьма маломощного гумусового горизонта. Почвы имеют песчаный гранулометрический состав (доля илистой фракции редко превышает 3%), и даже при небольшом количестве выпадающих в степной зоне атмосферных осадков профиль дерново-подзолистых почв периодически промывается, что приводит к формированию отчетливых иллювиальных горизонтов, характеризующихся накоплением окислов железа. Реакция среды – слабокислая в верхней части профиля и близкая к нейтральной – в нижней, содержание гумуса менее 1% (см. табл. 1).

В ложбинах древнего стока, в низинах между борами, на легких породах, в условиях постоянного подпора или выклинивания грунтовых вод формируются лугово-болотные почвы. При постоянном высоком уровне грунтовых вод выноса продуктов почвообразования не происходит, при периодическом возникновении нисходящих токов могут формироваться иллювиальные горизонты [9].

Таким образом, разнообразие типов почвообразования, ландшафтно-геохимических условий миграции химических элементов предопределили особенности педогеохимии исследуемой территорий.

Свойства почв определены общепринятыми в почвоведении и агрохимии методами, содержание естественных радиоактивных элементов ($^{238}$U (Ra), $^{232}$Th, $^{40}$K) – гамма-спектрометрическим методом [4].

По гранулометрическому составу почвообразующие породы исследуемых черноземов относятся в основном к одной разновидности – среднесуглинистой, поэтому концентрации радионуклидов в них существенно не отличаются. Достоверная зависимость содержания нуклида от гранулометрического состава почвообразующей породы выявлена только для калия. Так, коэффициент корреляции между его содержанием и количеством частиц фракции средней пыли составляет 0,74 (критическое значение коэффициента 0,67, P=0,05). В целом, содержание радионуклидов в почвообразующих породах находится на уровне фона (составляющего для урана 2–6 мг/кг [5], тория – 8 мг/кг [6]).

Выявлено, что содержание естественных радионуклидов в исследуемых почвах определяется их количеством в почвообразующих породах (см. табл. 1, 2). Особенно четко эта закономерность проявляется для урана и тория – средние концентрации этих элементов в почвообразующих породах и почвах практически идентичны.

Достоверных различий в концентрации радионуклидов в разных почвенных горизонтах черноземов и луговых почв не выявлено. Отмечается лишь тенденция к аккумуляции элементов в обогащенных органическим веществом, а также в иллювиальных горизонтах некоторых почвенных разрезов. Накопление в верхних горизонтах почв наиболее характерно для калия, относящегося к важным биогенным элементам, в геохимии которых первостепенное значение имеет биологический круговорот [7]. Определенную роль в ограничении миграции элемента, характеризующегося довольно высокой подвиж-

*Таблица 2. Вариационно-статистические параметры содержания и удельной активности радионуклидов в почвах*

| Горизонт | $^{238}$U (Ra) | $^{232}$Th | $^{238}$U (Ra) | $^{232}$Th | $^{40}$K |
|---|---|---|---|---|---|
| | мг/кг | | Бк/кг | | |
| Черноземы | | | | | |
| A, AB | 0,8–3,6/2,0±0,1 | 4,1–10,3/7,4±0,2 | 10,1–49,1/25,2±0,8 | 16,7–48,4/30,1±0,7 | 279–704/535±12 |
| B | 0,8–4,0/2,1±0,1 | 3,9–9,9/7,6±0,2 | 10,1–50,4/26,5±1,2 | 15,9–40,3/30,9±0,8 | 219–701/470±15 |
| BC, C | 0,5–3,1/2,1±0,1 | 1,5–10,9/7,3±0,4 | 6,3–39,1/26,5±1,4 | 6,1–44,4/29,7±1,5 | 14–751/460±21 |
| Профиль в целом | 0,5–4,0/2,1±0,1 | 1,5–10,9/7,4±0,1 | 6,3–50,4/26,5±0,7 | 6,1–44,4/30,1±0,5 | 141–751/498±9 |
| Дерново-подзолистые почвы | | | | | |
| $A_0$ | 0,2–2,6/1,4±0,4 | 1,7–5,1/2,7±0,5 | 2,5–32,8/17,7±4,5 | 6,9–20,8/10,9±2,2 | Следы-379/155±57 |
| A | 0,2–1,1/0,6±0,1 | 1,7–3,9/2,5±0,1 | 2,5–13,9/7,1±0,5 | 6,9–15,9/10,0±0,4 | 460–789/561±14 |
| B | 0,3–0,8/0,5±0,1 | 1,4–3,1/2,3±0,1 | 3,8–10,1/6,8±0,6 | 5,7–12,7/9,2±0,6 | 460–704/575±21 |
| BC, C | 0,3–0,9/0,6±0,1 | 1,9–3,3/2,6±0,2 | 3,8–11,3/7,7±0,9 | 7,7–13,4/10,6±0,8 | 498–695/563±22 |
| Профиль в целом (без $A_0$) | 0,2–1,1/0,6±0,0 | 1,4–3,9/2,4±0,1 | 2,5–13,9/7,1±0,4 | 5,7–15,9/9,9±0,3 | 460–789/565±10 |
| Луговые почвы | | | | | |
| A, AB | 1,7–2,7/2,1±0,1 | 6,6–9,9/8,3±0,1 | 21,4–34/26,5±0,5 | 26,9–40,3/33,8±0,6 | 554–804/671±9 |
| B | 1,7–2,7/2,3±0,1 | 6,3–9,7/7,8±0,4 | 21,4–34,0/28,5±1,3 | 25,6–39,5/31,6±1,6 | 542–748/596±23 |
| BC, C | 1,7–2,6/2,2±0,2 | 6,6–8,5/7,8±0,4 | 21,4–32,8/27,7±2,2 | 26,9–34,6/31,6±1,6 | 491–585/541±15 |
| Профиль в целом | 1,7–2,7/2,1±0,1 | 6,3–9,9/8,1±0,1 | 21,4–34,0/27,0±0,5 | 25,6–40,3/33,2±0,5 | 491–804/643±10 |

Примечание: в числителе – пределы колебаний, в знаменателе – средняя арифметическая и ее ошибка.

ностью в водных растворах, вниз по профилю и за его пределы играет и непромывной водный режим. Гумусовые горизонты луговых почв, характеризующихся большей продуктивностью по сравнению с черноземами, отличаются достоверно более высоким содержанием этого нуклида.

О тенденции накопления тория в горизонтах с большим содержанием карбонатов либо на их верхней границе свидетельствуют не только повышенные абсолютные значения содержания элемента, но и более широкое торий-урановое отношение в этих горизонтах (см. табл. 1, разрез 11), которое обычно в горных породах близко к 3.

Поскольку миграционная способность Th-232 очень низкая (при щелочной реакции среды элемент в почвенном растворе отсутствует вследствие его сорбции почвенными коллоидами), обнаруженное более высокое, чем в почвообразующих породах, торий-урановое отношение в почвенной толще указывает на вынос урана как подвижного в данных условиях (щелочная реакции среды почвенного раствора) элемента за пределы почвенного профиля.

Содержание исследуемых элементов в черноземах и почвах лугового генезиса находится на уровне кларка в почвах (3–5,1 мг/кг для урана и 4–16 мг/кг для тория [3]). Удельная активность $^{238}U$, $^{232}Th$, $^{40}K$ близка данным для черноземов – 26, 44 и 500 Бк/кг соответственно [8].

В дерново-подзолистых почвах содержание $^{238}U$ и $^{232}Th$ более чем в 3 раза ниже, чем в зональных почвах – черноземах, что обусловлено преобладанием в составе песков кварца, характеризующегося низкой радиоактивностью, Прочное закрепление урана и тория в почвах происходит, как правило, за счет их сорбции органическими веществами и глинистыми минералами [10], однако в исследуемых почвах эти субстанции практически отсутствуют, поэтому элементы находятся, вероятно, в основном, в составе первичных минералов. Процессы аккумуляции элементов из водных растворов в данных условиях маловероятны. Удельная активность $^{40}K$, напротив, в дерново-подзолистых почвах несколько выше по сравнению с зональными.

Торий-урановое отношение, которое в почвах обычно близко к 3, в абсолютном большинстве исследованных проб дерново-подзолистых почв заметно отличается от этой величины. Существенная переработка и сортировка ледниками и ледниковыми водами принесенного ими материала, из которого сформированы почвообразующие породы, и дальнейшее его преобразование в результате эоловых процессов значительно изменили первичные концентрации элементов. Кроме того, в данных условиях вполне возможно нарушение уран-радиевого равновесия. Нет и свойственной зональным почвам корреляции между содержаниями нуклидов.

В разрезах, где подстилка состоит не только из опада хвои, но и трав, содержание тория и урана меньше, чем в нижележащих горизонтах. Подстилка, состоящая преимущественно из опада сосны, отличается более высоким содержанием урана. Горизонт $A_0$ характеризуется и низкой в сравнении с нижележащими горизонтами удельной активностью калия-40.

Внутрипрофильному распределению элементов свойственна большая неоднородность, однако связи количества элементов с содержанием органического вещества, pH, емкостью поглощении, гранулометрическим составом не выявлено. Вероятно, это связано с исходным качеством почвообразующих пород. Отмечается тенденция выноса урана как наиболее подвижного из исследуемых элементов из элювиальных горизонтов в иллювиальные, но достоверных различий в содержании элемента по генетическим горизонтам нет (см. табл. 2).

Калий является биогенным элементом, тем не менее, его накопления в дерновых горизонтах почв даже с содержанием гумуса 4,5% не наблюдается.

Таким образом, разнотипные почвы наследуют уровень концентраций почвообразующего материала. В большинстве профилей почв наблюдается равномерное распределение урана-238 и тория-232 и накопление калия-40 в гумусово-аккумулятивном горизонте. Содержание элементов в почвенном покрове бассейна Верхнего Алея не превышает фоновых значений.

***Литература***


1. *Агроклиматические ресурсы Алтайского края. – Л. : Гидрометеоиздат, 1971. – 155 с.*
2. *Агроклиматический справочник по Кулундинской группе районов Алтайского края (Бурлинский, Славгородский, Табунский, Кулундинский, Ключевской, Михайловский, Волчихинский, Угловский). – Новосибирск, 1969. – 88 с.*
3. *Баранов В.И., Морозова Н.Г. Радиоактивные методы и их применение в исследованиях почв // Физико-химические методы исследования почв. – М. : Наука, 1966. – С. 5.*
4. *Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов : метод. разработки. – Новосибирск : ИгиГ СО АН СССР, 1971. – 68 с.*
5. *Евтеева Л.С, Перельман А.И. Геохимия урана в зоне гипергенеза. – М. : Атомиздат, 1962. – 239 с.*
6. *Ковальский В.В. Геохимическая экология. – М. : Наука, 1974. – 299 с.*
7. *Перельман А.И. Геохимия. – М. : Высш. шк., 1989. – 528 с.*
8. *Почвоведение. Учеб. для ун-тов. Ч. 1. / под ред. В.А. Ковды, Б.Г. Розанова. – М. : Высш. шк., 1988. – 400 с.*
9. *Почвы Алтайского края / под ред. Н.И. Базилевич и А.Н. Розанова. – М. : Изд-во АН СССР, 1959. – 382 с.*
10. *Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И., Таскаев А.И. Состояние в почвах естественных радионуклидов урана, радия и тория (обзор) // Почвоведение. – 2010. – № 6. – С. 698–705.*

# РАСПРЕДЕЛЕНИЕ PO-210 В ТАЛЛОМАХ ЛИШАЙНИКОВ

Е.В. Пучкова[1], В.В. Еремин[1], О.Г. Богданова[2], Д.Е. Гимельбрант[1], И.С. Степанчикова[1]

[1]Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, Россия, evpuchkova@yandex.ru
[2]Радиевый институт им. В.Г. Хлопина, Санкт-Петербург, Россия, oxi15@inbox.ru

# COMPARTMENTALIZATION OF PO-210 IN LICHEN THALLI

E.V. Puchkova[1], V.V. Eremin[1], O.G. Bogdanova[2], D.E. Himelbrant[1], I.S. Stepanchikova[1]

[1]Saint Petersburg State University, Saint Petersburg, Russia
[2]V.G. Khlopin Radium Institute, Saint Petersburg, Russia

Впервые исследовано распределение $^{210}$Po в талломах 5 лишайников с помощью альфа-спектрометрии. Методом последовательной экстракции получены 4 фракции, содержащие катионные формы $^{210}$Po: интерцеллюлярная (межклеточная), внешнеклеточная (экстрацеллюлярная), внутриклеточная (интрацеллюлярная) и нерастворимый остаток таллома. Показано, что преобладает пассивное поглощение $^{210}$Po лишайниками: до 12% радионуклида находится в межклеточном пространстве, до 35% – на внешней поверхности клеток, до 72% – связано с нерастворимым остатком. Активно (интрацеллюлярно) поглощается от 3 до 12% $^{210}$Po. Для напочвенных лишайников этот показатель примерно в 3 раза выше, чем для эпифитных. Сделан вывод о том, что $^{210}$Po поступает в напочвенные и эпифитные лишайники в составе различных химических соединений и поэтому имеет разную биологическую доступность.
***Ключевые слова:*** $^{210}$Po, поглощение $^{210}$Po лишайниками, альфа-спектрометрия.

The aim of the present work was to study the distribution of $^{210}$Po cationic forms in lichen thalli by alpha-spectrometry. Five samples were used for experiments. By sequential extraction technique 4 $^{210}$Po-containing fractions was extracted from every sample: intercellular, extracellular, intracellular and insoluble residue. It was found that the uptake of $^{210}$Po by investigated lichens is carried out mainly as a passive process: up to 12% of $^{210}$Po transfers into fraction 1, up to 35% – into fraction 2 and up to 72% – into fraction 4. Active absorption of $^{210}$Po is reflected by fractions 3, which contain from 3 to 12% of the radionuclide. It was found out that on average the amount of $^{210}$Po in fraction 3 is 3 times higher in cell cytoplasm of terricolous lichens than of corticolous lichens. We concluded that $^{210}$Po comes into corticolous and terricolous lichens as the different chemical substances and therefore has various biological availability.
***Keywords:*** $^{210}$Po, accumulation of $^{210}$Po by lichen thalli, alpha-spectrometry.

Общеизвестно, что лишайники обладают способностью аккумулировать тяжелые металлы и радионуклиды в значительно большей степени, чем сосудистые растения [7, 8]. Причинами этого являются особенности морфологического строения лишайников. В частности, у лишайников отсутствует корневая система, что приводит к зависимости их минерального питания от атмосферных источников [6]. Последние относительно скудны по сравнению с почвой, поэтому лишайники выработали особые механизмы, позволяющие концентрировать микроэлементы. Например, на поверхности талломов лишайников отсутствует восковая кутикула, свойственная листьям высших растений. В результате вся поверхность лишайников используется для поглощения атмосферных осадков [1], а при дальнейшем испарении воды происходит концентрация элементов в талломах.

Любые атмосферные выпадения содержат естественные радионуклиды, являющиеся продуктами радиоактивного распада родоначальников семейств $^{238}$U, $^{235}$U и $^{232}$Th. Механизмы их поступления в атмосферу связаны с наличием в этих семействах изотопов благородного газа радона, которые диффундируют в атмосферу и там претерпевают радиоактивный распад. Продукты распада радона сорбируются на частицах аэрозолей и вместе с атмосферными осадками осаждаются на поверхности почвы и покрывающей ее растительности, в том числе и на поверхности лишайников. Среди этих продуктов наиболее долгоживущими и поэтому наиболее распространенными являются радионуклиды $^{210}$Pb ($T_{1/2}$=22 года) и $^{210}$Po ($T_{1/2}$=138,4 суток). Указанные нуклиды постоянно поступают на поверхность земли из атмосферы и лишайники вынужденно накапливают их в значительных количествах, достигающих сотен и тысяч Бк на килограмм сухой массы, из-за особенностей своего минерального питания.

Проблеме высокого содержания $^{210}$Po в лишайниках издавна уделяется очень большое внимание. В середине XX в. такой интерес был вызван проблемой повышенного внутреннего облучения северных народов полонием-210 в связи с особенностями рациона местного населения [7]. В настоящее время лишайники широко используются в качестве индикаторов промышленного загрязнения окружающей среды искусственными и естественными радионуклидами [1], в том числе и $^{210}$Po [9]. Однако, несмотря на большое число публикаций, посвященных проблеме высокой удельной активности $^{210}$Po в лишайниках [1], информация о распределении радионуклида в талломах до сих пор отсутствует, т.к. подавляющее большинство исследований посвящено определению валового содержания $^{210}$Po в лишайниках. Цель настоящей работы заключается в изучении распределения $^{210}$Po в талломах напочвенных и эпифитных (древесных) лишайников.

## Эксперимент

Исследования проводились на свежесобранных талломах лишайников, взятых из естественных для них местообитаний. Сведения об исследованных образцах и их местонахождениях представлены в (табл. 1).

Исследования проводили по методикам [3, 4]. Талломы лишайников после сбора помещали в эксикатор, заполненный дистиллированной водой, на 24 ч для вос-

*Таблица 1. Сведения об исследованных образцах и местах их сбора*

| № | Название образца | Тип лишайника | Место сбора | Дата сбора |
|---|---|---|---|---|
| 1. | *Cladonia arbuscula* (Wallr.) Flot. subsp. *arbuscula* | Напочвенный | Санкт-Петербург, Курортный район, окрестности г. Сестрорецк, центральная часть заказника "Сестрорецкое болото", дюнный остров, 60°06'52" N, 30°01'01" E, | 01.05.2015 |
| 2. | *Cetraria islandica* (L.) Ach. subsp. *islandica* | Напочвенный | сосняк лишайниково-вересковый. Материал собран на песчаной почве Гимельбрантом Д.Е., Деминой А.В. и Розанцевой Е.И. | |
| 3. | *Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar et Vezda | Напочвенный | Ленинградская область, Лужский район, планируемый заказник "Ящера-Лемовжа", к югу от деревни Ящера, 5853'20" N, 29°49'41" E, молодой сосняк мохово- | 17.05.2015 |
| 4. | *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf | Эпифитный | вересково-лишайниковый. Материал собран на почве и коре сосен Гимельбрантом Д.Е. и Степанчиковой И.С. | |
| 5. | *Evernia prunastri* (L.) Ach. | Эпифитный | Республика Крым, Бахчисарайский район, гора Мангуп-Кале, окрестности мужского монастыря, 44°35' N; 33°48' E. Материал собран на коре терновника Пучковой Е.В. | 30.04.2015 |

становления целостности межклеточных мембран. Далее очищали их от посторонних включений (частиц почвы или коры). Затем талломы трижды промывали дистиллированной водой для удаления с их поверхности растворимых и/или слабосвязанных частиц почвы или пыли. Таким образом получали *интерцеллюлярную (межклеточную)* фракцию $^{210}$Po, обозначенную далее как *фракция №1*. После этого из каждого индивидуального таллома последовательно выделяли 3 фракции, содержащие катионные формы $^{210}$Po – *внешнеклеточную (экстрацеллюлярную),* обозначенную далее как *фракция №2*, *интрацеллюлярную – фракция №3* и *остаточную – фракция №4*. Фракцию №2 экстрагировали раствором $Na_2$ЭДТА (20 ммоль/л) при соотношении массы образца к массе раствора = 1:300 и перемешивании в течение 40 и 30 мин. Полученные экстракты объединяли. Затем талломы нагревали до температуры 80 °С в течение 12 ч с целью разрушения плазматических мембран. Фракцию №3 извлекали раствором $Na_2$ЭДТА (20 ммоль/л) при перемешивании в течение 2 ч. Нерастворимый остаток таллома представлял фракцию №4.

К каждой фракции добавляли $HNO_3$ (конц.) и определенное количество изотопа $^{209}$Po для контроля химического выхода. Жидкие фракции упаривали до влажных солей. Далее все фракции озоляли смесью конц. $HNO_3$ и $H_2O_2$ (35%).

Определение $^{210}$Po осуществляли методом альфа-спектрометрии. Источники альфа-излучения изготовляли методом самопроизвольного осаждения полония на дисках из никеля или нержавеющей стали. Осаждение проводили из раствора 0,5 М HCl при температуре ~ 80 °С в течение 2–3 ч. Катионы $Fe^{3+}$, препятствующие выделению полония, восстанавливали кристаллической аскорбиновой кислотой, которую вносили в раствор перед началом осаждения.

Регистрацию α-частиц, излучаемых изотопами $^{209}$Po и $^{210}$Po, осуществляли с помощью спектрометров альфа-излучения с кремниевыми поверхностно-барьерными детекторами площадью 3–5 см$^2$. Фон детектора в рабочей области спектра не превышал 0,0004 Бк. Длительность измерений варьировала от 1 до 3 суток в зависимости от интенсивности α-излучения источников.

## Результаты

На (рис. 1) представлено относительное содержание $^{210}$Po во фракциях №1–4, выделенных из исследованных образцов лишайников. Фракции №1, 2, 4 отражают пассивное поглощение $^{210}$Po, а фракция №3 – активное поглощение радионуклида. Согласно данным гистограммы, пассивное поглощение преобладает над активным

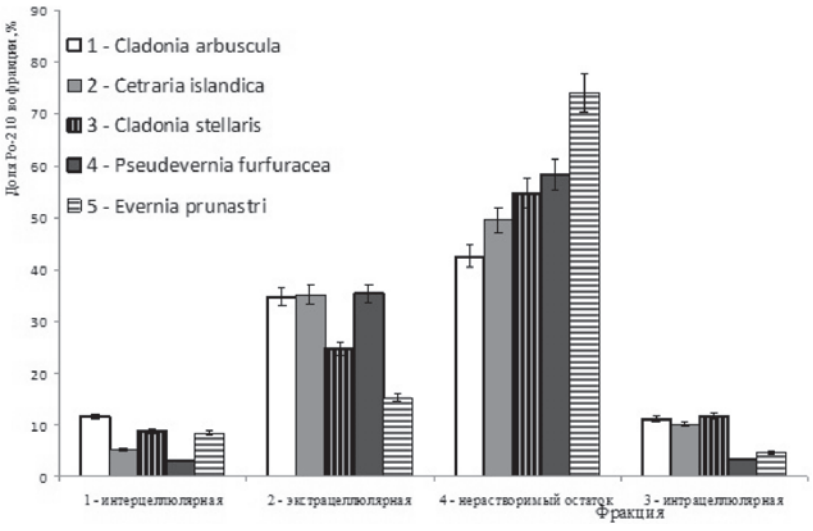



***Рис. 1.*** *Распределение $^{210}$Po во фракции, полученных из талломов исследованных образцов*

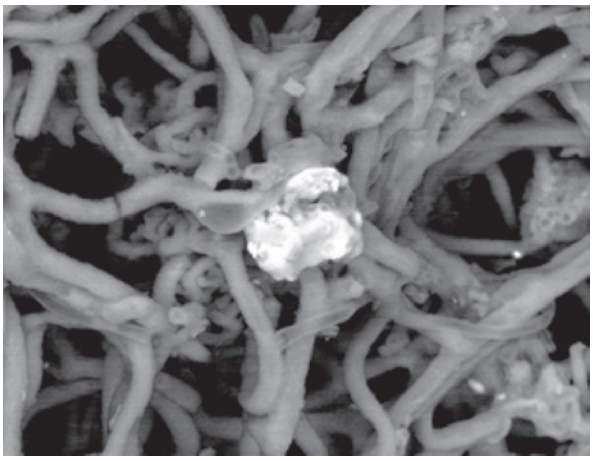


***Рис. 2.*** *Включение полевого шпата в таллом образца* Evernia prunastri *(увеличение ˣ6000)*

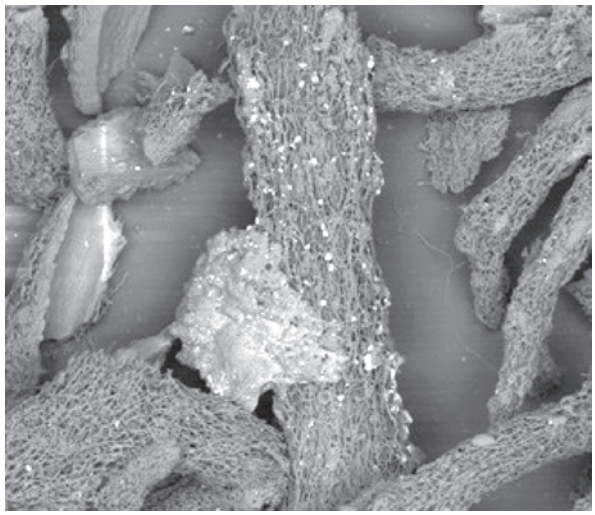


***Рис. 3.*** *Включения слюды и кварца в таллом образца* Cladonia stellaris *(увеличение ˣ200)*

и осуществляется разными способами. От 3 до 12% $^{210}$Po адсорбировано на частицах пыли и/или почвы, захваченных случайным образом, и локализованных на поверхности лишайников и в межклеточных пространствах (фракция 1). Во фракцию №2 переходило от 15 до 35% $^{210}$Po. Эта фракция отражает долю катионов, адсорбированных на поверхности клеточных стенок гиф грибов пассивно, по механизму катионного обмена. Известно, что поверхность клеточной стенки грибного компонента представляет собой полимерный анион, отрицательные заряды которого создаются функциональными группами карбоновых и оксикарбоновых кислот [1]. С нерастворимыми остатками талломов исследованных образцов (фракция №4) связано от 42 до 72% $^{210}$Po. Суммарное количество пассивно поглощенного $^{210}$Po колеблется от 88 до 97%. Лидерами по уровню пассивного поглощения $^{210}$Po являются эпифитные лишайники *Evernia prunastri* и *Pseudevernia furfuracea*, содержащие, соответственно, 95 и 97% нуклида во фракциях №1, 2, 4.

Интрацеллюлярно, т.е. активно, поглощается от 3 до 12% $^{210}$Po. Для напочвенных лишайников этот показатель, в среднем, в 2,75 раза выше, чем для эпифитных. Наблюдаемый эффект не зависит от формы таллома и площади его поверхности, поскольку корреляции между содержанием $^{210}$Po во фракциях №2 и 3 не наблюдается. Взаимосвязь между видовой принадлежностью лишайников и долей активного поглощения также не выявлена. Наиболее вероятной причиной наблюдаемого эффекта может быть различие химических соединений, в виде которых полоний поступает в эпифитные и наземные лишайники. Для эпифитных лишайников основным источником $^{210}$Po, по-видимому, являются атмосферные аэрозоли, состоящие из неорганических соединений [5]. Напочвенные лишайники поглощают $^{210}$Po как из атмосферы, так и из верхнего слоя почвы, обогащенного этим радионуклидом [2]. По данным [10], до 45% $^{210}$Po атмосферного происхождения связано с поверхностным органическими слоем почв. Следовательно, почвы могут быть источником органических соединений $^{210}$Po. Эти соединения, видимо, в большей степени биологически доступны для интрацеллюлярного поглощения лишайниками по сравнению с неорганическими соединениями, поступающими из атмосферы.

Нерастворимые остатки талломов лишайников (фракция №4) содержат наибольшую долю $^{210}$Po. Исследования остаточных фракций, выделенных из образцов *Cladonia stellaris*, *Cetraria islandica* и *Evernia prunastri,* выполненные с помощью сканирующего ионно-электронного микроскопа Quanta 200 3D, показали, что нерастворимые остатки представляют собой многофазные системы. Качественный микрозондовый анализ показал присутствие в них микрочастиц (размерами от 10 до 30 мкм) следующих минералов: кварца ($SiO_2$), халькопирита ($CuFeS_2$), кальцита ($CaCO_3$), гипса ($CaSO_4$), флогопита ($KMg_3(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$) и полевых шпатов рядов микроклин-альбит ($(K,Na)AlSi_3O_8$) и альбит-анортит ($NaAlSi_3O_8$ – $CaAl_2Si_2O_8$). Фотографии некоторых из этих включений представлены на (рис. 2, 3). Помимо перечисленных минералов, были обнаружены частицы техногенного происхождения, содержащие вольфрам, титан, медь, железо.

Перечисленные минералы могут быть источниками повышенного содержания $^{210}$Po. Чтобы проверить это предположение, нерастворимые остатки (т.е. фракции №4) образцов *Cetraria islandica* и *Evernia prunastri* измельчили и методом седиментации в воде выделили из них концентраты, обогащенные минеральными включениями. Удельная активность $^{210}$Po в концентратах составила 302±20 и 5900±200 Бк/кг, соответственно. Полученные величины в 5 и 31 раз, соответственно, превышают удельные активности $^{210}$Po в исходных образцах. Следует отметить, что используемый нами метод отделения минеральной фракции не позволил полностью избавиться от органической составляющей, т.к. минеральные включения очень сильно срастаются с тканями микобионта. В связи с этим удельная активность $^{210}$Po в минеральных концентратах может оказаться еще выше.

Нерастворимые остатки лишайников представляют

собой клеточные стенки, имеющие слоистую структуру [1]. В связи с этим, для получения более подробной информации о распределении $^{210}$Po в остатках талломов необходима дополнительная процедура многоступенчатой экстракции различных соединений, входящих в их состав.

***Литература***

1. *Бязров Л.Г. Лишайники – индикаторы радиоактивного загрязнения. – М. : Товарищество научных изданий КМК, 2005.*
2. *Ермолаева-Маковская А.П., Литвер Б.Я. Свинец-210 и полоний-210 в биосфере. – М. : Атомиздат, 1978.*
3. *Branquino C., Brown D.H. A method for studying the cellular location of lead in lichen // Lichenologist. – 1994. – [Vol.] 26. – P. 83–90.*
4. *Branquino C., Brown D.H., Catarino F. The cellular location of Cu in lichens and its effects on membrane integrity and chlorophyll fluorescence // Environmental and Experimental Botany. – 1997. –[Vol.] 38. – P. 165–179.*
5. *Junge C.E. Air Chemistry and Radioactivity. – Academic press, 1963.*
6. *Lichen biology / ed. T.H. Nash. – Cambridge University Press, 2008. – 486 p.*
7. *Parfenov Y.D. Po-210 in the environment and in the human organism // Atomic Energy Reviews. – 1974. – [Vol.] 12. – P. 75–143.*
8. *Persson B.R.R., Holm E. Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review // J. Environ. Radioact. – 2011. – [Vol. 102]. – P. 420–429.*
9. *Biomonitoring of $^{210}$Po and $^{210}$Pb using lichens and mosses around coal-fired power plants in Western Turkey / Sert E., Ugur A., Ozden B. et al. // J. Environ. Radioact. – 2011. – [Vol.] 102. – P. 535–542.*
10. *Distribution of $^{210}$Pb and $^{210}$Po in boreal forest soil / K. Vaaramaa, L. Aro, D. Solatie et al. // Sci. Tot. Environ. – 2010. – [Vol.] 408. – P. 6165–6171.*

# РЕКОНСТРУКЦИЯ СЛЕДОВ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОТ НАЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ

В.Ф. Рапута[1], Т.В. Ярославцева[2]

[1]Институт вычислительной математики и математической геофизики СО РАН, Новосибирск, Россия, raputa@sscc.ru

[2]Институт гигиены Роспотребнадзора, Новосибирск, Россия , tani-ta@list.ru

# RECONSTRUCTION OF RADIOACTIVE CONTAMINATION TRACES FROM TERRESTRIAL NUCLEAR EXPLOSIONS AT THE SEMIPALATINSK TEST SITE

V.F. Raputa[1], T.V. Yaroslavtseva[2]

[1]Institute of Computational Mathematics and Mathematical Geophysics SB RAS, Novosibirsk, Russia

[2]Institute of Hygiene of Rospotrebnadzor, Novosibirsk, Russia

We discuss mathematical reconstruction models of polydisperse precipitation impurities fields from instant sources in relation to the tracks of nuclear explosions. In the approximation of the kinematic model of settling aerosol in the atmosphere relationship for estimating the concentrations of the axial field were obtained. With the use of radioactive contamination measurements was conducted testing areas of estimation models applied to terrestrial nuclear and thermonuclear explosion, produced in 1949 and 1953 at the Semipalatinsk test site. With the proposed asymptotic relations numerical analysis of the traces formed by underground nuclear explosions “Chegan” was performed.

## Введение

К настоящему времени в открытой печати опубликован значительный объем данных экспериментальных исследований по радиоактивному загрязнению территорий в результате проведенных испытательных ядерных взрывов. Численный анализ этой информации на основе модельных представлений процессов распространения примесей несомненно представляет интерес для решения многих теоретических и практических задач.

Проблема определения количественных характеристик радиоактивного загрязнения природных сред в результате ядерных взрывов и аварий является весьма актуальной. Методы прямого моделирования переноса загрязняющих примесей в принципе дают возможность вполне корректного описания полей концентраций, но в ряде случаев этот подход сталкивается со значительными затруднениями. В первую очередь это обеспечение используемых моделей необходимой входной информацией. Так существует неопределенность в высоте и мощности взрыва, распределении радиоактивных частиц по размерам, определении текущих метеорологических условий и т.д. Привлечение же дополнительной экспериментальной информации о полях радиоактивного загрязнения приводит к необходимости создания моделей реконструкции [1, 2]. Принципы построения такого типа моделей достаточно разнообразны и носят компромиссный характер между модельными описаниями процессов загрязнения и данными наблюдений [3, 4].

*Постановка обратной задачи переноса полидисперсной примеси.* Из предварительного анализа данных наблюдений вытекает, что при построении моделей оценивания полей радиоактивных выпадений в определенных областях вполне применима кинематическая схема распространения частиц в атмосфере. В этом случае движение частиц в поле ветра представляет собой падение с постоянной стоксовой скоростью и перенос аэрозольной примеси можно описать следующим уравнением

$$u\frac{\partial q}{\partial x} - w\frac{\partial q}{\partial z} = 0, \qquad (1)$$

с граничным условием

$$q\big|_{r=0} = \psi(z) \equiv Q\,\delta(z-H), \qquad (2)$$

где $q(x, z)$ – концентрация примеси в плоскости $(x, z)$, $u$ – средняя горизонтальная скорость ветра в направлении оси $x$, $w$ – скорость оседания частиц по оси $z$, ось $z$ направлена вертикально вверх, $Q$, $H$ – мощность и эффективная высота источника, δ – дельта функция Дирака.

Перенос примеси происходит по характеристикам уравнения (1) и решение задачи (1), (2) представляется в явном виде

$$q(x,z) = \psi\left(z + \frac{w}{u}x\right). \qquad (3)$$

Описание спектра размеров частиц $N(w)$ полидисперсной примеси в источнике по скоростям оседания проводилось с использованием следующей двухпараметрической функции [5, 6]

$$N(w) = \frac{n^{n+1}}{w_k\,\Gamma(n+1)}\left[\frac{w}{w_k}\exp\left(-\frac{w}{w_k}\right)\right]^n. \qquad (4)$$

Тогда с использованием (3), (4) и свойств дельта-функции плотность выпадений примеси по оси следа представляется в виде

$$\sigma(x,\vec{S}) = \int_0^\infty w\,q\big|_{z=0} N(w)dw = ,$$

$$= \int_0^\infty w\frac{u}{x}\delta\left(w - \frac{Hu}{x}\right)N(w)dw =$$

$$= \frac{H\,u^2}{x^2}N\left(\frac{H\,u}{x}\right) = S_1\,x^{-S_2}\exp\left(-\frac{S_3}{x}\right), \qquad (5)$$

где

$$S_1 = \frac{u}{\Gamma(n+1)}\left(\frac{n\,H\,u}{w_k}\right)^{n+1},\ S_2 = n+2,\ S_3 = \frac{nHu}{w_k}.$$

Полагая мощность источника $Q$ функцией высоты $h$, с учетом (5) получим следующее соотношения для вы-

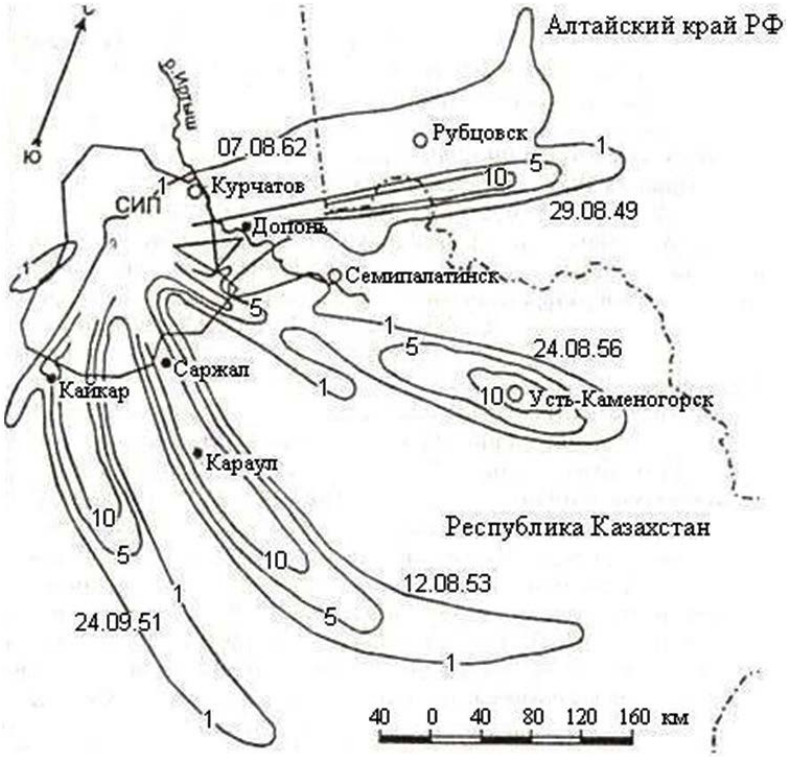



***Рис. 1.*** *Положение основных дозообразующих следов*

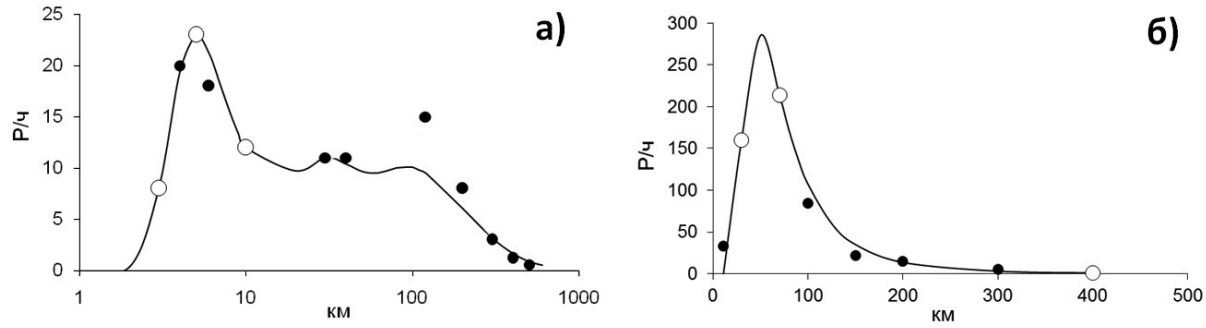



***Рис. 2.*** *Реконструкция оси следа ядерного взрыва 29.08.1949 г. (а) и термоядерного взрыва 12.08.1953 г. (б). ○ – опорные, ● – контрольные точки наблюдений, — – результат численного моделирования*

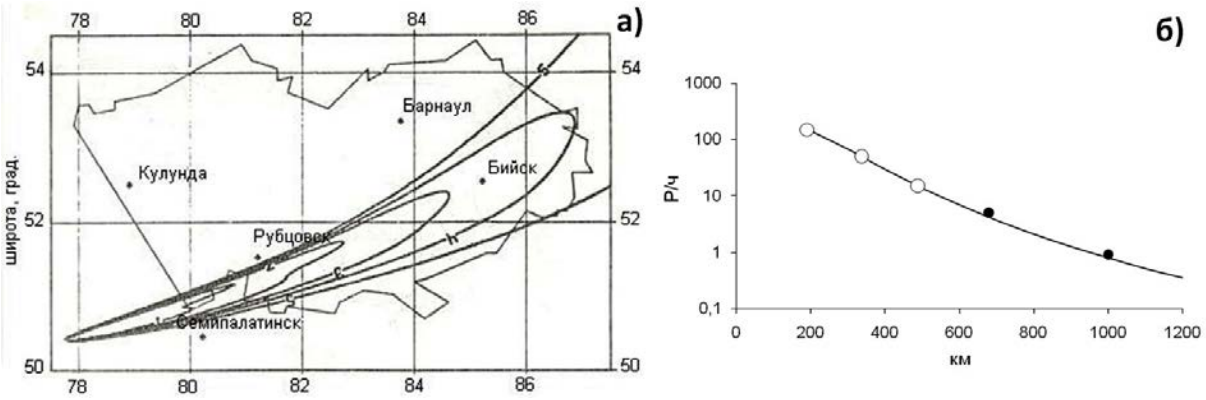



***Рис. 3.*** *Приведенное на момент взрыва поле плотности загрязнения территории Алтая $Cs^{137}$ (а): 1 – 150 мКи/км²; 2 – 50 мКи/км²; 3 – 15 мКи/км²; 4 – 5 мКи/км²; 5 – 1 мКи/км² [9]. Реконструкция дальней осевой части следа (б)*

численния плотности выпадения полидисперсной примеси по оси следа от распределенного по вертикали источника

$$P\left(x,\vec{\theta}\right)=\frac{\theta_1}{x^2}\int_{H_1}^{H_2}Q(h)\left(\frac{h}{x}\right)^{\theta_2}\exp\left(-\theta_3\frac{h}{x}\right)dh \quad , (6)$$

Оценка векторов неизвестных параметров $\vec{S}$ и $\vec{\theta}$ в регрессиях (5), (6) проводится методом наименьших квадратов на основания критерия

$$J\left(\vec{\theta}\right)=\sum_{m=1}^{M}\sigma_j^{-2}\left[r_j-P\left(x_j,\vec{\theta}\right)\right]\rightarrow\min_{\vec{\theta}\in\Omega} \quad . (7)$$

Здесь $r_j$ измеренный уровень радиоактивного загрязнения в точке $x_j$.

*Численная реконструкция следов взрывов 29 августа 1949 г. и 12 августа 1953 г.* На (рис. 1) представлены положения основных следов взрывов, произведенных на Семипалатинском полигоне [7]. Анализ карты-схемы показывает, что из приведенных наиболее значимых следов за пределами территории полигона масштабы радиоактивного загрязнения после термоядерного взрыва в 1953 году были максимальными по сравнению с теми, которые наблюдались после взрывов в предыдущие и последующие годы.

Для восстановления плотности радиоактивных выпадений по оси следа самого первого ядерного испытания использовалась информация, приведенная в [8, 9]. Взрыв был произведен на высоте 30 м и его мощность составила примерно 22 кт. Облако взрыва своей верхней кромкой достигло высоты 7,5–9 км. По имеющимся данным воздушной и наземной радиационных разведок был построен график изменения мощности дозы гамма-излучения вдоль оси следа, из которого следует, что максимум радиоактивного загрязнения местности расположен в 4–5 км от места взрыва. Дальше мощность дозы в основном уменьшалась. На основе имеющихся данных наблюдений и модели (6) по ограниченному числу опорных точек была проведена реконструкция осевой концентрации, представленная на (рис. 2а). Основная активность по высоте в облаке взрыва задавалось в слое от 0,5 до 8 км.

Анализ результатов моделирования показывает вполне удовлетворительное согласие измеренных и вычисленных значений активности в контрольных точках измерений. Наиболее значительное отклонение наблюдается в точке удаленной от места взрыва примерно на 120 км (с. Долонь), что может быть связано с дополни-

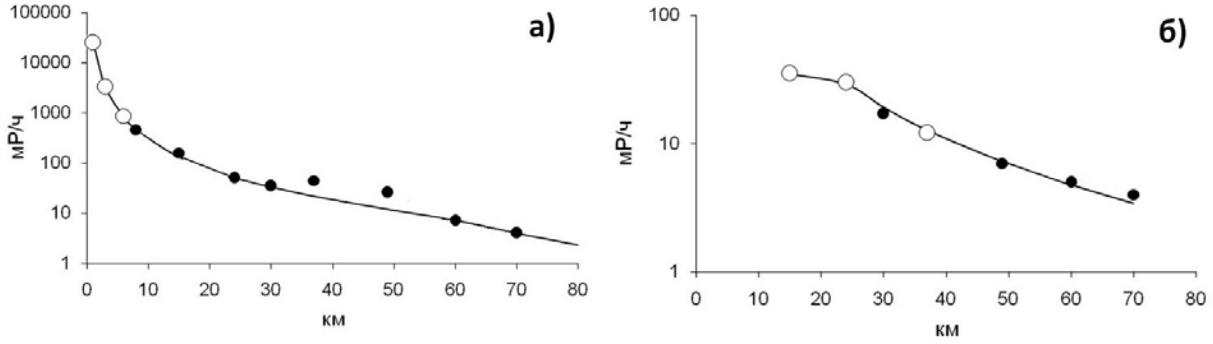



***Рис. 4.*** *Реконструкция оси следа взрыва 1004 (15.01.1965 г.): а – Северная ветвь; б – Южная ветвь*

тельным вымыванием дождем продуктов ядерного взрыва из проходящего шлейфа облака. Следует отметить, что другой причиной имеющегося отклонения может быть также и не вполне адекватное описание активности по высоте.

С использованием данных работы [9] на (рис. 3) представлены результаты численного восстановления на основе модели (5) плотности загрязнения территории Алтая $Cs^{137}$, приведенной на момент взрыва 29.08.1949 г.

На (рис. 2б) представлены результаты реконструкции по модели (5) осевой части следа от наземного термоядерного взрыва 12 августа 1953 г. Метеорологическая обстановка по данным шаропилотных измерений в день испытаний характеризовалась следующими усредненными по высоте параметрами: центр поля – направление ветра 324 град, скорость ветра 60 км/ч; 60 км северо-восточнее поля – 314 град, 62 км/ч; 200 км юго-восточнее поля – 319 град, 63 км/ч. Погода района была обусловлена тыловой частью циклона. В течении дня было малооблачно, после 8 часов увеличение облачности до 4–7 баллов.

После взрыва формирование следа происходило в прогнозируемом секторе, в юго-восточном направлении от опытного поля. Длина полосы радиоактивного загрязнения с суммарной дозой более одного рентгена по данным воздушной радиационной разведки составляла примерно 400 км от границы полигона. Ширина полосы достигала 40 км на границе запретной зоны и 55–60 км, т.е. максимума, – на расстоянии 140–150 км.

*Численный анализ следов, образованных подземным ядерным взрывом "Чеган" (1004).* Взрыв был произведен в промышленных целях для получения информации об образовании глубоких воронок. В результате механического эффекта взрыва ядерного заряда мощностью 140 кт, заложенного на глубине 178 м образовалась воронка глубиной 100 м, диаметром по гребню навала грунта 520 м. Облако взрыва, поднявшись на высоту до 5 км, разделилось на две части в соответствии с направлением ветра на разных высотах, образовав "северную" и "южную" ветвь радиоактивных выпадений [7]. Значительный разворот ветра по направлению с увеличением высоты привел к образованию радиоактивного следа сложной конфигурации. Нижняя часть облака

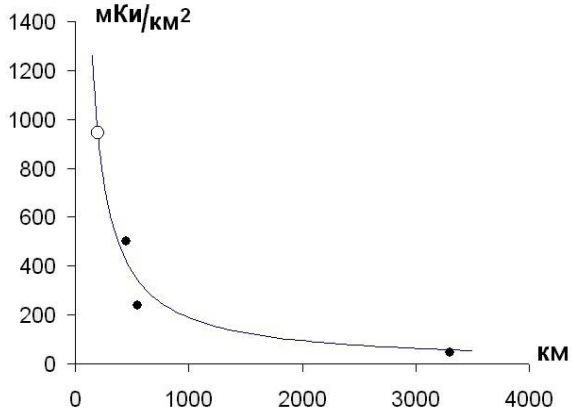



***Рис. 5.*** *Выпадения трития в дальней осевой части следа взрыва 1004*

взрыва, находившаяся в слое от 250 до 2500 м, образовала "северную ветвь" следа, а верхняя его часть сформировала "южную часть". На (рис. 4) с использованием модели (6) приведены результаты реконструкции мощности доз гамма-излучения по осям этих следов.

Относительное распределение активности в облаке взрыва задавалась следующим соотношением $Q(z) = 1/z$, $z \geq 0{,}1$ км.

Анализ результатов моделирования показывает достаточно высокий уровень согласия с данными измерений. Согласно полученным оценкам параметров модели (6) дисперсный состав выпавших частиц варьируется в широких пределах. Ближняя зона выпадений сформирована фракциями частиц с весьма значительными скоростями оседания.

Следует отметить, что для взрыва 1004 проводились также измерения выпадений трития в зоне дальнего следа [10]. Согласно (рис. 5), закономерности его выпадений в дальней осевой части следа вполне удовлетворительно описываются следующей зависимостью

$$P(x,\theta) = \theta / x. \qquad (8)$$

Здесь $x$ – расстояние от источника, $\theta$ – неизвестный параметр, оцениваемый по данным наблюдений.

Соотношение (8) выражает динамику изменения концентрации слабо оседающей примеси в слое перемешивания на больших удалениях от источника.

### Заключение

На основе решений кинематического уравнения переноса примеси в атмосфере разработаны малопараметрические модели реконструкции осевой части следа полидисперсной примеси, что дает возможность численного анализа данных наблюдений в зонах выпадений относительно крупных фракций частиц. Апробация моделей показала вполне удовлетворительное согласие с данными наблюдений следов ряда наземных и подземных ядерных взрывов. Показано, что влияние вертикального распределения активности в облаке взрыва может оказаться весьма существенным и для ее учета необходимо привлечение дополнительной априорной информации о характере и мощности взрыва.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН, проект 16.*

***Литература***

1. *Реконструкция фактической картины радиоактивного загрязнения местности в результате аварий и ядерных испытаний / Ю.А. Израэль, Ю.С. Цатуров, И.М. Назаров и др. // Метеорология и гидрология. – 1994. – № 8. – С. 5–18.*
2. *Израэль Ю.А., Стукин Е.Д., Цатуров Ю.С. О возможности идентификации радиоактивных следов ядерных взрывов и реконструкции доз облучения населения с использованием анализа долгоживущих радионуклидов // Метеорология и гидрология. – 1994. – № 12. – С. 5–14.*
3. *Физико-математическое моделирование регионального переноса в атмосфере радиоактивных веществ в результате аварии на Чернобыльской АЭС / Ю.С. Седунов, В.А. Борзилов, Н.В. Клепикова и др. // Метеорология и гидрология. – 1989. – № 9. – С. 5–10.*
4. *Рапута В.Ф. Модели реконструкции загрязнения осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вычислительные технологии. – 2006. – Т. 11, ч. 2, спецвыпуск. –С. 10–16.*
5. *Прессман А.Я. О распространении в атмосфере тяжелой неоднородной примеси из мгновенного точечного источника // Инженерно-физический журнал. – 1959. – Т. 2, № 3. – С. 78–87.*
6. *Петров В.Н., Прессман А.Я. Оценка влияния турбулентного рассеяния по вертикали и в направлении ветра на распространение полидисперсной примеси // ДАН СССР. – 1962. – Т. 146, № 1. – С. 86–88.*
7. *Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов / кол. авторов под рук. проф. В.А. Логачева. – М. : Изд.АТ, 2002. – 639 с.*
8. *Современная интерпретация данных воздушной и наземной радиационных разведок следа первого ядерного испытания в СССР в 1949 г. / И.А. Андрюшин, А.К. Чернышев, В.А. Логачев и др. // Вестник научной программы "Семипалатинский полигон – Алтай". – 1995. – № 2. – С. 102–108.*
9. *Оценка уровней радиоактивного загрязнения территории Алтая и эффективных доз облучения населения от ядерных взрывов, проведенных на Семипалатинском полигоне / В.М. Лоборев, Б.В. Замышляев, В.В. Судаков и др. // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. – Барнаул, 1993. – Т. 1. Кн. 2. – С. 5–125.*
10. *Израэль Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. – СПб. : Прогресс-погода, 1996. – 355 с.*

# СТРУКТУРНО-ВЕЩЕСТВЕННЫЕ ФАКТОРЫ ЛОКАЛИЗАЦИИ УРАНОВОГО ОРУДЕНЕНИЯ В ВТС ЗАБАЙКАЛЬЯ

А.А. Рассолов

ФГБУ "ВСЕГЕИ", Санкт-Петербург, Россия, aleksandr_rassolov@vsegei.ru

# STRUCTURAL AND MATERIAL FACTORS OF LOCALIZATION OF URANIUM MINERALIZATION IN VOLCANO-TECTONIC STRUCTURES OF TRANSBAIKALIA

A.A. Rassolov

VSEGEI, Sankt-Petersburg, Russia

Рассмотрены условия локализации уранового оруденения на примере Тулукуевской, Норанской и Мухор-Талинской ВТС (Забайкалье). Выделены характерные структурно-вещественные особенности для этих структур. На основе анализа собственных и литературных источников сформулирован комплекс благоприятных рудоподготовительных факторов.

***Ключевые слова:*** Забайкалье, вулкано-тектонические структуры, уран.

The given article considers the conditions of localization of uranium mineralization on the example of volcano-tectonic structures Tulukuevskoy, Noran and Mukhor-Talin (Transbaikalia). Allocated specific structural and material features of these structures. Based on the analysis of their own and literature formulated a set of favorable factors ore-preparation.

***Keywords:*** Transbaikalia, volcan-tectonic structures, uranium.

В урановой металлогении восточной Сибири центральное место занимает Забайкальская урановорудная провинция. В настоящее время она является основным центром добычи урана в Российской Федерации. Большая часть его запасов сосредоточена в мезозойских вулкано-тектонических структурах (ВТС) и в их кристаллическом фундаменте.

Среди многочисленных ВТС провинции уникальной рудоносностью выделяется Тулукуевская структура, а в ее пределах – Стрельцовская кальдера, вмещающая 19 месторождений урана, пять из которых относятся к категории крупных и уникальных. Оруденение приурочено как к ВТС, так и к ее фундаменту (рис. 1а).

Для месторождений Стрельцовской кальдеры выделены следующие характерные структурно-вещественные особенности [1]:

1) длительная активность магматических очагов, начиная с этапов гранитообразования в протерозой-палеозойское время и заканчивая формированием ВТС в мезозое;
2) связь ВТС с проницаемыми зонами разрывных нарушений в фундаменте;
3) проявленность в гранитоидах фундамента широких ореолов грейзенизации;
4) развитие низкотемпературных гидротермальных изменений, охватывающих все вулканогенно-осадочные породы ВТС, а в приразломных проницаемых зонах наложенных на высокотемпературные ассоциации фундамента;
5) сопряженность высоких концентраций урана в породах фундамента и ВТС;
6) интенсивно дифференцированная радиогеохимическая зональность, представленная сочетанием зон с высоким уровнем накопления урана и с низкларковыми концентрациями.

Другим примером сонахождения уранового оруденения в мезозойской вулканической структуре и ее фундаменте является месторождение урана Сланцевое (Западное Забайкалье). Этот объект расположен в юго-западной части Селенгинского потенциально урановорудного района. Рудовмещающей структурой является Норанская вулкано-тектоническая структура, которая находится в блоке земной коры, с многочисленными разломами различной глубинности, что способствовало появлению высокопроницаемых зон, которые контролируют положение вулканических центров в мезозойское время.

Рудная специализация Норанской ВТС представлена ураном и флюоритом, месторождения и многочисленные рудопроявления которых размещаются в ее пределах. Руды уранового месторождения Сланцевое располагаются в породах верхнего структурного яруса и не-

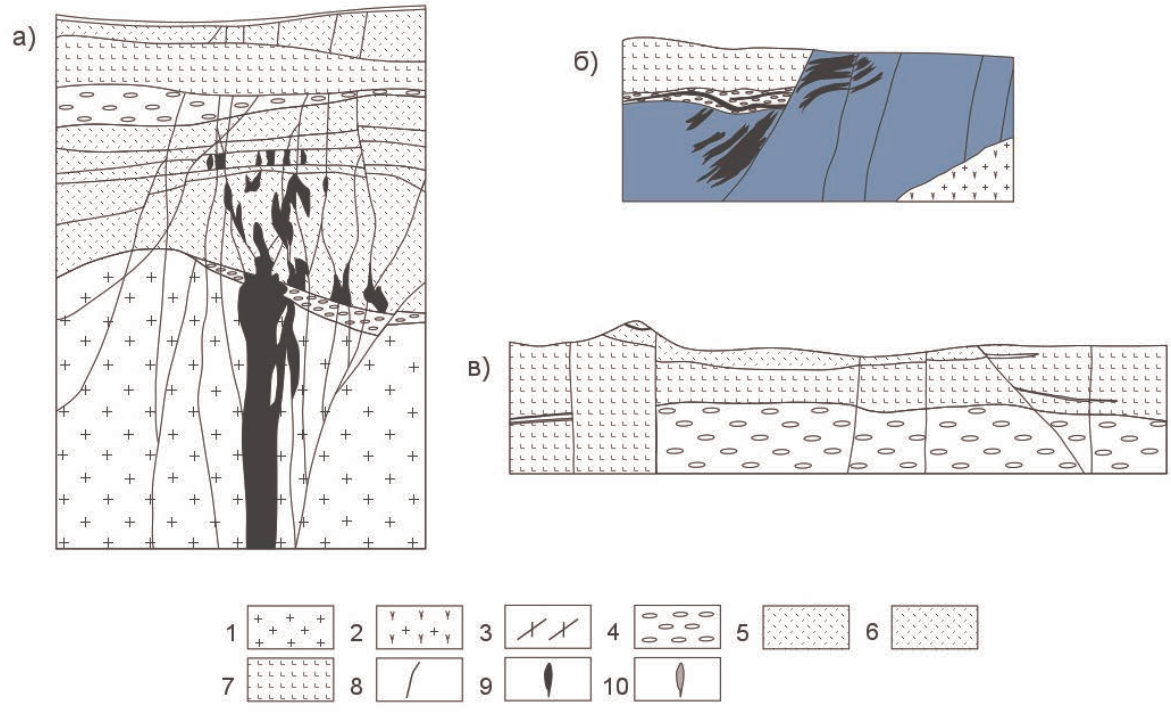



***Рис. 1.*** *Схематические геологические разрезы месторождений Антей (а), Сланцевое (б) и Мухор-Талинской ВТС (в) (по данным Л.П. Ищуковой [3], В.А. Михайлова [2] и А.А. Рассолова с упрощениями): 1 – гранитоиды; 2 – граносиениты; 3 – метатерригенные породы; 4 – конгломераты; 5 – лавы кислого состава; 6 – туфы кислого состава; 7 – лавы основного и среднего состава; 8 – разломы; 9 – рудные тела; 10 – локальные аномальные зоны с содержаниями урана до 100 г/т*

посредственно под ними – в породах фундамента (рис. 1б).

Для урановорудных объектов Норанской ОКС характерно [2]:

1) пространственная сопряженность уранового оруденения в юрских терригенно-вулканогенных отложениях и метатерригенных породах фундамента;
2) литологический контроль в размещение уранового оруденения (в фундаменте – углеродсодержащие сланцы, в мезозойском чехле – песчаники с углефицированными растительными остатками);
3) гидротермально-метасоматические изменения, включающие дорудную альбитизацию, рудовмещающие гидрослюдисто-хлоритовые метасоматиты в фундаменте, и аргиллизиты – в верхнем ярусе;
4) повышенные содержания урана в участках рудных объектов в породах обоих ярусов на фоне пониженного торий-уранового отношения;
5) умеренная дифференциация распределения урана на всей территории ОКС;
6) досреднеюрское рудообразование урана, возможно с последующим перераспределением в поздние этапы активизации. Появление домезозойского оруденения в фундаменте дает основание предполагать обнаружение месторождений урана за пределами вулканических структур, аналогичных таковым в Северно-Казахстанской урановорудной провинции, где рудоконтролирующими являются альбититовые (эйситовые) и березитовые метасоматиты.

При сопоставлении Стрельцовского рудного поля с Норанской ОКС наблюдается большие различия в составе пород верхнего и нижнего ярусов, гидротермальных изменениях, средних содержаниях урана в породах и степени его дифференциации. Причина низких рудных концентраций урана и малые масштабы рудных тел, несмотря на довольно значительный геохимический ресурс урана в фундаменте, по-видимому, заключается в слабой проявленности поствулканической гидротермальной деятельности. Это связано, скорее всего, с "недоразвитостью" вулканической структуры, отсутствием мощного эксплозивно-эффузивного вулканизма, который в Тулукуевской ВТС и Стрельцовской кальдере протекал в условиях активной тектонической деятельности.

Схожим геологическим строением с Тулукуевской ВТС обладает Мухор-Талинская ВТС, в изучении урановорудности которой автор принимал участие, находящаяся в восточной части Селенгинского потенциально урановорудного района (Западное Забайкалье) и представляющая впадину, сложенную осадочно-вулканогенными образованиями средне-верхнеюрского возраста, которые перекрыты меловыми вулканитами основного состава (рис. 1в). Фундаментом ВТС являются разновозрастные гранитоиды различного состава, распространенные в обрамлении ВТС в виде единичных выступов в ее пределах.

В Мухор-Талинской ВТС проявлены следующие металлотекты:

1) благоприятная структурно-вещественная обстановка (состав пород, гетерогенность строения отдельных блоков, интенсивная тектоническая проработка пород);
2) широкое развитие гидротермально-метасоматических изменений аргиллизитового типа в породах ВТС;
3) в фундаменте значительный объем занимают специализированные на уран граносиениты и сиениты;
4) на эти породы наложен интенсивный кварц-полевошпатовый высокотемпературный метасоматоз;

Но при этом имеются существенные различия Мухор-Талинской ВТС с ранее рассмотренными структурами:

1) площади, занимаемые кислыми вулканитами и их мощности незначительны;
2) по сравнению со Стрельцовской кальдерой в зональности гидротермально-метасоматических изменений нет предшествующих гидрослюдизации альбититов;
3) в специализированных на уран гранитоидах и сиенитах бичурского и куналейского комплексов отсутствует грейзенизация, ответственная за появление больших объемов подвижных форм урана, которые мог быть задействован при рудообразовании в ВТС;
4) большая часть пород фундамента и Мухор-Талинской ВТС характеризуется низкими концентрациями урана, на фоне которых слабо проявлена дифференциация его распределения. Площади зон умеренной дифференциации приурочены к полям развития кислых вулканитов и имеют незначительные размеры.

На фоне положительных геологических и гидротермальных критериев, наличие перечисленных отрицательных факторов значительно снижает вероятность формирования значительных рудных концентраций за счет геохимических ресурсов фундамента и ВТС. В такой ситуации для образования месторождений необходимы глубинные источники, но признаков их проявления, ни на поверхности, ни в скважинах (до 500 м) к настоящему времени не установлено. Известные мелкие рудопроявления "бескорневые". Все эти факторы не позволяют Мухор-Талинскую ВТС отнести к категории перспективных на обнаружение в ее пределах промышленных урановых месторождениях.

**Выводы**

Из многочисленных прогнозных факторов формирования урановых месторождений в вулканических структурах, наиболее информативными и доступными для выявления являются следующие:

*Геологические:* в фундаменте – длительная активная история геологического развития; полихронный гранитоидный магматизм, в ВТС – полный цикл вулканизма – от базальтов до риолитов. Наличие глубинных разломных зон и интенсивная тектоническая проработка пород, обеспечивающая проницаемость среды.

*Гидротермально-метасоматические:* в фундаменте – интенсивный многоэтапный высокотемпературный (пневматолито-гидротермальный) кварц-полевошпатовый метасоматоз и грейзенизация. Последняя – фактор появления больших объемов миграционного урана, уча-

ствующего в рудообразующих процессах в фундаменте и породах ВТС. В ВТС – обширные ореолы аргиллизитов и других низкотемпературных образований, благоприятных для рудообразования.

*Радиогеохимические:* значительный объем специализированных на уран пород в фундаменте и вулканитах ВТС; интенсивная дифференциация распределения урана с появлением зон привноса и выноса.

*Рудные:* наличие урановорудных объектов в фундаменте и сопряженных с ними рудных тел в ВТС по средством тектонических зон.

Последние две группы факторов демонстрируют, что урановость ВТС и ее фундамента взаимосвязаны. Породы ВТС наследуют геохимическую и рудную специализацию подстилающих образований. Необходимым условием является широкое развитие процессов, способствующих переводу урана в миграционное состояние. Интенсивность процессов накопления урана в породах, преобразование его в подвижное состояние и последующее перераспределение, являются производными геологических процессов в истории развития тектоноблоков, вмещающих вулканические структуры. Более рудоносными являются долгоживущие блоки с полихронным метаморфизмом, магматизмом, гидротермальным метасоматозом и другими особенностями, наблюдаемыми в Стрельцовском рудном поле.

Как показывает пример Норанской ОКС, оруденение урана, установленное в породах вулканической структуры, может служить индикатором наличия рудных тел в фундаменте. При этом фундамент не обязательно должен быть гранитоидным. Вероятными процессами появления подвижных форм урана в породах ее фундамента могли быть преобразования углеродистого вещества в терригенных породах, метаморфизм первичных осадков. Возможно воздействие гранитоидов на сланцы, наличие которых предполагается по косвенным признакам – появлением амфиболовых пропиллитов на глубине под месторождением Сланцевое. Дифференциация распределения урана осуществлялась интенсивно проявленными гидротермальными изменениями.

Перечисленные закономерности размещения урана в ВТС и их фундаменте могут выступать в качестве важных прогнозно-поисковых факторов при предварительной оценке перспектив рудоносности ВТС. Отсутствие или слабое проявленность этих факторов существенно снижают перспективы обнаружения промышленного оруденения, как это видно на примере Мухор-Талинской ВТС.

Выявление благоприятных факторов возможно: при анализе геологического строения конкретной вулканической структуры и фундамента, который может быть выполнен в камеральных условиях; путем картирования гидротермально-метасоматической и радиогеохимической зональности, в процессе которого устанавливаются благоприятные для возникновения миграционных форм урана метасоматиты, радиогеохимический фон и степень дифференцированности распределения урана. Проявленность перечисленных факторов в комплексе с другими критериями позволяет провести предварительную оценку перспектив рудоносности ВТС и их фундамента на этапе опережающих геолого-геофизических работ.

***Литература***

1. *Урановые месторождения Стрельцовского рудного поля в Забайкалье / Л.П. Ищукова ; под ред. С.С. Наумова. – Иркутск : Глазковская, 2007. – 260 с.*
2. *Михайлов В.А., Дмитриев И.А., Демичева Л.А. Структурно-вещественные условия рудолокализации урана в Норанской ОКС (Селенгинский потенциально урановорудный район, Бурятия) // Информационный сборник "Материалы по геологии месторождений урана, редких и редкоземельных металлов". – 2012. – Вып. 158. – С. 53–62.*
3. *Минерально-сырьевая база урана Восточной Сибири / Д.А. Самович, О.С. Никифоров, Л.П. Гаврилов и др.. – Иркутск : Глазковская, 2007. – 140 с.*

# РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ГИДРОСФЕРЕ

Л.П. Рихванов

Томский политехнический университет, Томск, Россия, rikhvanov@tpu.ru

# RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN THE HYDROSPHERE

L.P. Rikhvanov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Рассмотрена история изучения радиоактивности и радиоактивных элементов в гидросфере. Приведены данные об алтайском феномене "Радоновое озеро", о ториевой природе термальных источников Тункинской впадины Отмечено, что высокие содержания урана в ряде типов вод могут служить его источником в будущем. Впервые показаны данные по содержанию урана и тория в воде некоторых живых организмов. Предложена диаграмма радиогеохимической типизации вод гидросферы, на которой показано существование ториевых типов вод. Выявленный новый геохимический нюанс требует своего изучения и объяснения.

*Всякая природная вода радиоактивна.*
*В.И. Вернадский*

С момента открытия в 1896 году гражданином Франции Анри Беккерелем явления радиоактивности и носителей этого явления – радиоактивных элементов, обстоятельно изученных Марией и Пьером Кюри, стало ясно, что "*...это открытие произвело огромный переворот в научном мировоззрении, поставило перед жизнью и техникой практически новые задачи совершенно нового рода. Открыло горизонты возможностей, совершенно неожиданных и, казалось, навсегда для человечества закрытых" (В.И. Вернадский. "Задачи дня в области радия", 1911. – С. 61–72)*.

Познание этого явления позволило решить ряд фундаментальных проблем естествознания (3, 5, 11, 27 и др.).

На сегодняшний день носителей явления радиоактивности – радиоактивных элементов и их изотопов во всех материальных объектах реального мира, его геосферных оболочках насчитывается многие сотни. По существу, дела, все химические элементы таблицы Д.И. Менделеева имеют радиоактивнее изотопы.

Одни из них были присущи природным объектам всегда (U, Th, $K^{40}$ и др.), другие в небольшом количестве формировались в результате взаимодействия природных атомов с космическим излучением ($C^{14}$, $H^3$ и др.), а значительная часть радиоизотопов и радиоэлементов является продуктом рукотворной деятельности человека (Pu, Am, $Cs^{137}$ и др.).

Благодаря уникальному свойству радиоактивных элементов переходить из неравновесного состояния в равновесное с испусканием гамма-квантов или заряженных частиц (альфа, бета) определенной энергии, эти компоненты сравнительно легко идентифицируются в любых природных объектах, что позволяет широко использовать их как определенные индикаторы.

"Всюдность" радиоактивных элементов в материальном мире на сегодняшний день хорошо показана исследованиями многих поколений ученых. В справочниках или энциклопедиях по геофизике и по геохимии [26, 32, 37, 38, 43] нам будут предложены кларки (или их оценочный уровень) радиоактивных элементов, а также радиоактивных изотопов стабильных химических элементов в различных природных средах, как естественного, так и техногенного происхождения.

Сегодня можно утверждать, что радиоактивность является фундаментальным свойством материи, а ее носители, в тех или иных количествах, встречаются абсолютно во всех материальных объектах. Они были, есть и будут всегда [18, 19, 20 и др.]: от Космоса до косных и живых систем нашей планеты. Высказанный тезис полностью относится и к водам гидросферы: от вод Мирового океана до воды живых организмов.

Вода стала одним из основных объектов исследования с самого начала открытия радиоактивности и ее носителей – радиоактивных элементов. Первый обзор о радиоактивности гидросферы и некоторых ее особенностях был выполнен В.И. Вернадским в своих знаменитых "Очерках геохимии", которые вышли впервые в Париже в 1924 г. (Вернадский, 1954). В этой и других своих работах по радиоактивности воды [3] он отмечает тех, кто стоял у истоков изучения этих показателей у воды: Е.С. Бурксер, И.А. Бергман, А.П. Соколов, В.Г. Хлопин, Л.В. Богоявленский, А.А. Черепенников, А.Н. Огильви, В.Т. Малышев, Л.В. Комлев, Б.А. Никитин, S. Vicento, Lepierre и др.

Среди природных вод, обогащенных радиоактивными элементами, на сегодняшний различают (Геологический словарь. Т.3. – СПб., ВСЕГЕИ,2012):

- воду радоновую (активность радона до $7{,}5 \cdot 10^5$ Бк/дм$^3$);
- воду радиевую (концентрация радия от $n \cdot 10^{-1}$ до $n \cdot 10^{-9}$ г/дм$^3$);
- воду урановую (концентрация урана от $n \cdot 10^{-5}$ до $n \cdot 10^{-2}$ г/дм$^3$);
- смешанные воды.

Уже в первой четверти XX в. было установлено, что в природе между ураном (материнским изотопом) и продуктами его распада (дочерними изотопами) за тот или иной промежуток времени (для каждого изотопа свой) устанавливается так называемое радиоактивное равновесие. Так, между U и Ra оно составляет $3{,}4 \cdot 10^{-7}$, тогда

как между радоном и радием этот показатель составляет $1{,}484 \cdot 10^{-5}$.

Обращает на себя внимание, что при анализе радиоактивности вод гидросферы практически никогда не обсуждается ториевая природа радиоактивности воды. Априори считалось, еще со времен В.И. Вернадского, что Th и продукты его распада в воде присутствуют в столь ничтожно малых количествах, которые нельзя было зафиксировать. Как писал великий естествоиспытатель – торий стоит вне геохимии воды, торий не входит в водный режим Земли [3], хотя А.Н. Огильви в 1932 г., выступая на первой Всесоюзной конференции по радиоактивности (Архив Радиевого института, Ф. 1, опись 1, дело №29), отмечал, что во Франции тороновые воды использовались для лечения.

В настоящий момент времени это утверждение требует своего уточнения. Всю историю изучения этого направления в учении о радиоактивности гидросферы можно условно разделить на 3 этапа: радон-радиевый, урановый и комплексный разноплановый.

Это, прежде всего, было обусловлено развитием методов измерения радиоактивности и содержания радиоактивных элементов в воде (от простейшего электроскопа, до счетчика Гейгера–Мюллера и масс-спектрометрии в настоящее время) и практической потребностью народного хозяйства страны в ряде радионуклидов ($Ra^{226}$, $U^{235}$) или их свойств для использования, например, в лечебных целях.

Уже в начале XX в. наиболее активно радиоактивность воды исследовалась в Одесской радиологической лаборатории под руководством Е.С. Буркcера (первая на всем пространстве России. О ней смотри статью в данных материалах в разделе “Из плена лет”). В ней были определены радиоактивность Кавказских минеральных вод, минеральных вод Черноморского побережья, водопроводной воды в г. Одессе и т.д.

Было установлено, что радиоактивность минеральных вод Кавказа колеблется от пределов ниже обнаружения до 2,77 ед. Махе. Этот показатель колеблется во времени и не зависит от температуры воды. Протекание воды по длинным водопроводам уменьшает величину ее радиоактивности, что позволило предположить, газовую (эманационную) природу радиоактивности, обусловленную радоном (Rn).

Инженером-технологом Э.Э. Карстенсом, работавшим в химической лаборатории *Кавказских Минеральных Вод (КМВ)*, в 1907 г. начаты исследования минеральных источников района КМВ на радиоактивность. 2 декабря 1908 г. на заседании Русского бальнеологического общества в Пятигорске он доложил о результатах. Им была определена радиоактивность 26 минеральных источников и составлена таблица активностей минеральных источников по группам. Были изучены Пятигорские, Ессентукские, Железноводские, Кисловодские воды. Его исследования отличались от других тем, что измерение радиоактивности источников он проводил в полевых условиях, а не в лаборатории по истечении времени.

Значительные работы по изучению радиоактивности вод гидросферы велись в Сибири (П.П. Орлов, М.П.Орлова, Л. Бертенсон, И.А. Багашев и др.). Обстоятельный анализ этой проблемы выполнил первый сибирский исследователь радиоактивности профессор ТГУ П.П. Орлов [12]. Профессор медицины И.А. Багашев уже в начале XX в. описал около 165 минеральных источников в Забайкалье, в том числе 61 из них охарактеризовал по показателям радиоактивности [1].

При проведении работ по изучению радиоактивных веществ в Забайкалье, профессор И.А. Багашев (1878–1934) отмечал высокую заболеваемость населения казачьих поселков, пользующихся в качестве источников питьевого водоснабжения водами из колодцев и ключей с высокой радиоактивностью (2,25–10, 22 ед. Махе).

Минеральные источники Алтая изучал лаборант Томского технологического института В.С. Титов. В 1907–1908 г. он со студентом В.П. Марковым исследовал на радиоактивность воды и газы Белокурихинских теплых источников [23]. Было определено, что радиоактивность воды и газа Белокурихинских терм в 9,4 раза больше радиоактивности воды и газа Нарзана. Им установлены суточные вариации радона в водах. Эти измерения имеют непреходящее значение и до сегодняшнего дня [10, 30].

Во всех ранее выполненных многочисленных исследованиях по определению активности Rn в воде обращалось внимание на то, что этот радиоактивный газ обнаруживается в повышенных количествах только в подземных вода и его мало в поверхностных водоемах в силу его летучести.

Однако исследования последних лет показали, что в некоторых особых случаях могут формироваться озера, имеющие значительную активность радона. Так, при выполнении гамма-спектрометрической съемки на Алтае в пределах листа М-45-VII была выявлена над одним из горных озер аэроаномалия радоновой природы (Мамонтов и др., 1990; Уваров и др., 2000. Отчеты в фондах Заб. Сиб. геол. упр.). Выполненная нами (Ю.П. Попов, Ю.В. Робертус, Л.П. Рихванов в 2002 г.) проверка этой аномалии подтвердила существование этого феномена [19]. Измерения, выполненные в полевых и лабораторных условиях, показали, что активность Rn составляет около 100 Бк/л. Содержание урана в воде составляло 10–7 г/л, при концентрации Ra на уровне предела обнаружения.

Итак, к двадцатым годам XX в. было четко установлено, что все природные воды содержат продукты распада урана (радон), обуславливающего радиоактивность воды и ее некоторые бальнеологические свойства. Активность радона в воде колеблется в значительном диапазоне, от предела измерения (0,n-n Бк/л), достигая многих сотен и тысяч Бк/л (например 51800 Бк/л в районе месторождения урана Обершлеме, Германия и в ряде других мест, в том числе в Сибири ) и при дальнейшем изучении радиоактивности вод была, как отмечал В.И.Вернадский, необходимость определять природу радиоактивности: радоновая, радиевая или смешанная.

Разработка методов анализа вод на Ra позволила оценить, что его концентрация в водах находится на уровне $10–1^{6\%}$, но в некоторых редких случаях в глубинных водах нефтегазоносных районов его концентрация

может достигать уровня 10–7%. Это было установлено в Ухтинском районе Республики Коми [2], затем на Челекене, Апшероне, позднее в Фергане и ряде других районов [3, 4, 8 и др.].Открытие советских ученых столь богатых вод Ra поставило вопрос об извлечении этого чрезвычайно редкого и важного для государства элемента в промышленных масштабах (И.Я. Башилов, В.Г. Хлопин и др.). Была разработана и создана эффективная технология его извлечения в промышленных масштабах [8,14]. Предполагается, что за весь период работы предприятия (с 1931 по 1956 гг.) было получено около 163–271 г. радий-мезоториевых препаратов, на долю последнего приходилось около 0,5 весовых %, в т.ч. в 1953 г. было получено 68 г., а в 1954–1956 гг. препаратов [8]. Добыча его была прекращена из-за появления техногенных радионуклидов высокой радиоактивности, которые могли полностью заменить потребность в радии.

После открытия явления индуцированного деления изотопа $U^{235}$ под воздействием тепловых нейтронов (О. Ган, Г. Штрасман, 1938–1939 гг.) все внимание человечества было обращено на создание атомного оружия. Для этих целей ведущим странам Мира потребовалось большое количество урана. Приходилось вести чрезвычайно затратные поисковые работы. Использовали самые различные методы обнаружения радиоактивных руд. А одним из индикаторов возможного скопления больших масс урана в недрах были радиоактивные элементы в водах, в том числе Rn и Ra, как продукты распада U, так и сама концентрация урана в воде.

Это был новый толчок в развитии гидрогеохимического метода поисков полезных ископаемых. Справедливости ради следует отметить, что, по-видимому, впервые этот своеобразный вариант поисков ядерного сырья применили, судя по материалам книги Роберта Янга “Ярче тысячи солнц” (1961), специальные разведывательные группы армии США для обнаружения предприятий нацистской Германии, на которых шла разработка атомной бомбы.

Возникло новое направление в гидрогеологии – *радиогидрогеология*. Это отрасль гидрогеологии, занимающаяся изучением природных радиоактивных вод, условиями их формирования и распространения, выяснением их роли [24].

Изучение урановосности природных вод в 1947–1955 гг., проведенное под руководством И.Е. Старика, а затем Д.С. Николаева [27], охватило практически все крупнейшие реки и другие водоемы СССР и дало материал для установления основных закономерностей миграции урана в водной среде и ее зависимости от характера процессов выветривания горных пород и климатической зональности, гидрогеохимических факторов.

Наиболее обстоятельно все эти данные приведены в монографии А.Н. Токарева и В.А. Щербакова “Радиогидрогеология” (1956) и в крупном обобщении А.И. Германова и др., опубликованном в фундаментальной книге “Основные черты геохимии урана” в 1963 г., удостоенной в свое время Ленинской премии [13].

Содержание урана в различных типах природных вод в зависимости от их минерализации приведено на (рис. 1). Его анализ позволил А.И. Германову сделать обобщения глобального характера.

Содержание урана *в морской воде*, по данным разных исследователей [13, 26, 43 и др.], колеблется в достаточно узких пределах (0,3–3,70) 10–6 г/л. На фоне относительно ровного распределения солей в морской воде обнаруживается неравномерность распределения в ней урана как по латерали, так и по вертикали. Причем, это наблюдается не только во внутриконтинентальных морях и заливах, но и в океанах вдали от суши [13].

Вблизи континентов различия в содержании урана, как и других компонентов, вызваны прежде всего влиянием речного стока, в особенности многоводных рек. Изменения концентрации урана в вертикальном разрезе морей и океанов, может быть обусловлено морскими течениями, несущими воды. Это фактор сказывается во всей гидросфере не только в неравномерном распределении температуры и минерализации воды, но и содержаний кислорода, фосфора, азота и других компонентов, в том числе живого вещества, например, планктона.

Кроме того, изменения содержания урана в морях и океанах в вертикальном и горизонтальном направлениях обусловлены неравномерностью развития процессов осаждения его (восстановления, сорбции взвесью, по-

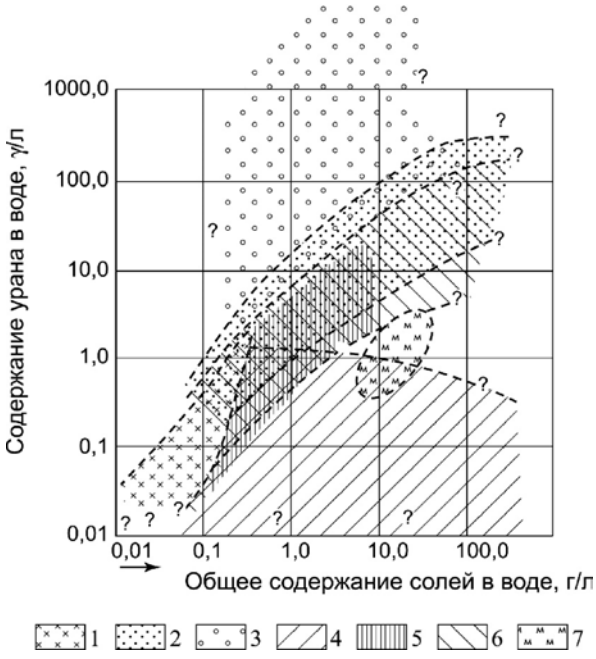



***Рис. 1.*** *Схема взаимосвязи между общей минерализацией и содержанием урана для различных типов природных вод по А.И. Германову [13]: 1 – атмосферные осадки; 2 – грунтовые воды вне участков выщелачивания ранее накопленных в породах каменной соли, гипса и других водорастворимых солей; 3 – воды урановых месторождений в окислительной обстановке; 4 – подземные воды в восстановительной обстановке; 5 – речные воды; 6 – озерные воды; 7 – морские воды*

глощения живыми существами и т.п.) и противоположного ему процесса, включая растворение взвешенных минеральных частиц и продуктов жизни, повсеместно присутствующих в море. В водоемах, не имеющих связи с мировым океаном, в регионах с дефицитом атмосферных осадков наблюдаются повышенные содержания урана, например, в Каспийском море $(3–10)\cdot10^{-6}$ г/л. Иногда в аридных областях оно достигает $n\cdot10^{-5}$ г/л (Аральское море и др.).

Ресурсы урана в Мировом океане составляют миллиарды тонн и поэтому не случайно этот природный резервуар рассматривается рядом ученых как источник урана будущего [15, 16, 34, 40 и др.]. Технологические подходы к его извлечению активно разрабатываются и апробируются в полупромышленных масштабах.

Распределение урана *в озерных водах* чрезвычайно неравномерное (И.Е. Старик, Д.С. Николаев, С.Г. Цейтлин, Н.Х. Айдиньян и др.) и во многом определяется климатической зональностью. Содержание его варьирует от $3\cdot10^{-8}$ до $n\cdot10^{-4}$ г/л. Наиболее низкие концентрации урана наблюдаются в проточных высокогорных озерах, а также в озерах северных широт. И те, и другие отличаются также очень низкой общей минерализацией воды. В ряде озер Монголии (Шаазгай-Нуур и др.) Средней Азиии (оз. Сыссыкуль), Турции (оз. Ван) содержание урана приближается к минимально промышленным концентрациям [33 и др.].

*В реках* содержание растворенного урана также изменяется в большом диапазоне. По имеющимся данным [13 и др.] оно обычно изменяется от $3\cdot10^{-8}$ до $n\cdot10^{-5}$ г/л. На содержание урана в речных водах большое влияние оказывают климатические условия; зависимость его от климатической зональности (горизонтальной и горной) особенно ярко проявляется на примере малых рек, которые в каждой почвенно-климатической зоне характеризуются своим содержанием растворенного урана в воде и своеобразным химическим составом. По мере продвижения от гумидных к аридным регионам наблюдается рост содержания в речных водах урана и их общей минерализации. Аналогичное влияние на поведение урана в реках оказывает и горно-климатическая зональность.

Практически всегда наблюдается обогащение ураном вод малых рек, бассейн питания которых расположен в полях развития пород, обогащенных ураном или расположения урановых или урансодержащих проявлений.

Указанное обогащение речных вод ураном, а также некоторыми другими сопутствующими ему элементами спутниками (Mo, Pb и др.), используется в гидрогеохимическом методе поисков урановых месторождений. Гидрогеохимический метод прогнозирования и поисков урановых месторождений является обязательным рекомендованным методом в комплексе специализированных геологоразведочных работ.

В 80-е гг. XX в. на значительной части страны по линии Первого Главного Управления Министерства Геологии СССР реализовывалась программа по изучению стока малых рек, предназначенная прежде всего для выявления урановосных площадей. К сожалению, результаты этих работ были секретными и являются малоизвестными.

Распределение урана *в водах атмосферы*, как отмечает А.И. Германов [13] изучено слабо. Имеется ограниченное количество определений его в дождевых водах и снеге, причем все пробы собраны на суше. Данные о содержании урана в атмосферных осадках открытых морей отсутствуют.

Концентрация урана в дождевой воде или снеге над континентами так же, как и общая минерализация этих осадков (если исключить хлориды), зависит от региональных климатических условий, которые вызывают различия в поступлении в атмосферу не только паров воды, но и частиц пыли. Последние и являются основным поставщиком растворенного урана в атмосферные осадки.

Исследователями отмечено, что в зонах влияния городов атмосферные осадки резко обогащены ураном. Так, например, в окрестностях промышленных центров в гумидном климате отмечаются повышенные содержания урана, достигающие (1–2) 10–6 г/л. Это подтверждается и информацией, приведенной на рисунке 2 для снеготалой воды континентальных горных ледников Алтая и ледников Гренландии.

Содержание урана *в подземных водах*, по мнению А.И. Германова, варьирует от $1\cdot10^{-8}$ до 2 г/л (в кислых рудничных водах) [13].

Уран подземных вод, как известно, имеет сложное происхождение. Главным источником его поступления в подземные воды зоны активного водообмена обычно являются горные породы и на ограниченных участках – урановая рудная минерализация. Кроме того, он поступает с атмосферными осадками, а на отдельных площадях – с инфильтрующимися речными, ледниковыми или сточными водами. В водах морских, озерных и речных осадочных или осадочно-вулканогенных образований, возникших в окислительных условиях, возможно присутствие в растворе урана, поступившего из гидросферы в период седиментации. Кроме того, не исключено проникновение его в подземные воды различных пород из трансгрессирующих водных бассейнов.

Распределение урана в подземных водах так же, как и других растворенных в них компонентов, подчинено определенным закономерностям. Зональное распределение окислительно-восстановительных условий, являющееся в значительной степени результатом зонального развития микробиологических процессов, определяет соответственно и зональность развития ряда геохимических процессов. Оно влияет на поведение в подземной гидросфере многих элементов, особенно тех, которые меняют свою валентность в указанном интервале Eh (от +600 до –400 *мВ).*

Растворенный в природных водах урана, как и многие другие компоненты, находится в общем круговороте вод планеты. Расчет показывает, что в гидросфере (включая подземную гидросферу) и в атмосфере в беспрерывной относительно быстрой миграции находятся значительные количества растворенного урана, которые намного превышают запасы всех известных месторождений мира. Главным “хранилищем” его, как и многих

других растворенных компонентов, является океан, в котором заключено не менее 98% растворенного урана гидросферы – около 2–4 млрд г. Второе место занимают подземные воды [13].

Наиболее быстро обновляется уран атмосферы и рек, поскольку атмосферная влага меняется в среднем каждые 9 суток, а речные воды – за 10 суток [5]. Но даже и в океане обновление находящегося в растворе урана совершается геологически очень быстро, примерно 1600 лет, вследствие поступления урана с речными, атмосферными и подземными водами, растворения в морской воде взвешенных частиц, а также привноса его с континентальными льдами.

В районах техногенной трансформации гидросферы в водах начинают фиксироваться повышенные концентрации урана. Так, в системе бассейна р. Чу, в результа те добычи и переработки урановых руд, сформировалось значительное количество хвостохранилищ, из которых идет дренаж в подземные и поверхностные воды гидросферы. Концентрация U в реке Карабалта достигает 29,4 мкг/л, а в реке Чу она составляет 15 мкг/л. В.А. Зуев [7] отмечал, что фоновая концентрация U в по-

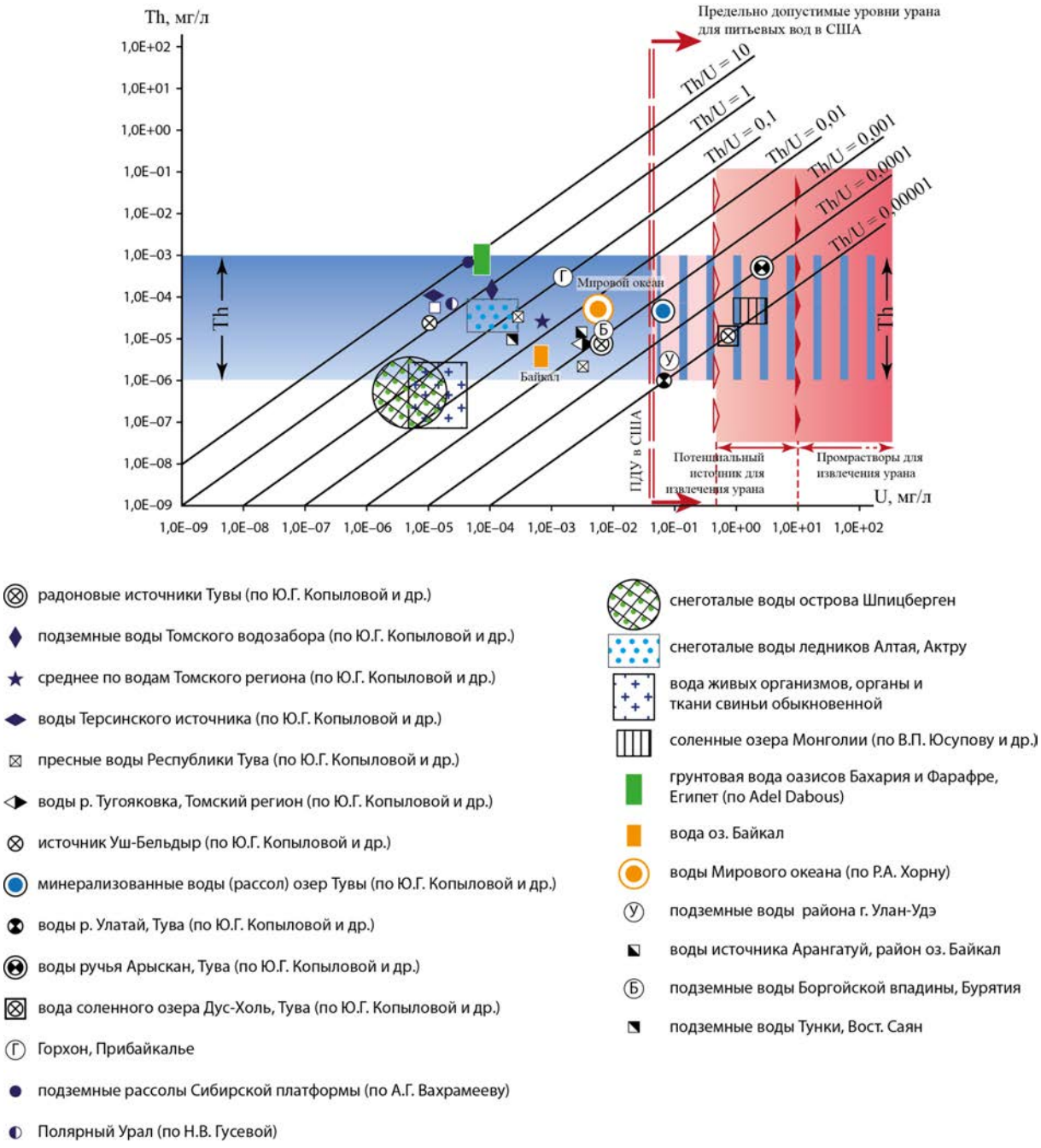



***Рис. 2.*** *Радиогеохимическая типизация вод гидросферы*

верхностных и подземных водах Западной Сибири, соответственно, составляет 0,01–0,12 и 0,03–0,2 мкг/л, тогда как в зоне влияния Сибирского химического комбината этот показатель уже находится на уровне 1–30 мкг/л. При этом, картируется достаточно устойчивая зона повышенных его концентраций, совпадающая с зоной аномальных концентраций в воде F, I, He и ряда других элементов [7, 20], что свидетельствует о единстве источников их поступления в гидросферу.

К сожалению, в литературе практически отсутствует информация по геохимическим особенностям, в том числе по радиоактивным элементам, воды живых организмов. Встречаются данные по содержанию урана в урине, главным компонентом которой является вода. Его концентрация в ней оценивается на среднем медианном уровне 0,007 мкг/л, при разбросе от менее предела обнаружения до 0,46 мкг/л [39] Имеется единичная информация по содержанию этого элемента в крови человека [41], в которой вода также играет ведущую роль. Содержание урана в этой субстанции колеблется по средним показателям от 0,48–0,73 мкг/л у мужчин и до 0,53–0,93 мкг/л у женщин.

К моменту написания данной статьи, нами были получены первые данные о содержании урана и тория в воде (анализы выполнены методом ICP-MS в лаборатории НОЦ НИ ТПУ" Вода", выделенной при нагревании на водяной бане, из органов и тканей организма свиньи (Suscrofa domesticus). Эти результаты показаны на общей классификационной радиогеохимической диаграмме (рис. 2).

Начиная с конца XX века в геохимической литературе появляются данные, по одновременной оценке, содержания U и Th в водах. Это стало возможным благодаря массовому внедрению в аналитическую практику метода индуктивно-связанной плазмы с масс-спектрометрическим окончанием (ICP-MS).

Так, в обобщающей работе С.Л. Шварцева [31] приводятся сводные данные по абсолютным содержаниям этих элементов в воде. Рассчитанные по этим данным С.И. Арбузовым показатели торо-уранового отношения, как важному геохимическому индикатору для родственных химических элементов, судьба которых близка в эндогенных магматических и высокотемпературных флюидных процессах (они оба в этом случае 4-валентные с близкими ионными радиусами) и абсолютно различна в водной среде в экзогенных условиях (валентность Th и его ионный радиус остаются без изменения, тогда как U становится 6-валентным и образует уранилионный комплекс. Растворимость в воде при этом становится различной на порядки. Анализ приводимых табличных данных показывает, что в большинстве случаев содержание U в различных типах вод значительно выше таковой чем приводимая для Th [31] Но отмечаются некоторые воды, в которых тория больше урана. Со ссылкой на Livingston и Turekian им указывается, что Th в речных водах больше чем U в 2,5 раза, но эта информация требует проверки, т.к. современные оценки говорят об обратном, хотя в некоторых случаях таковое наблюдается. Это с точки зрения ранее существующих взглядов (В.И. Вернадский и др.) является геохимическим нонсенсом. В 2013 г. Ю.Г.Копылова в докладе на IV международной конференции по радиоактивности в Томске привела ряд водных источников в Туве, в которых Th было больше чем урана [9].

Это подвинуло автора данной статьи провести анализ полученных современных данных по радиогеохимическим особенностям вод гидросферы. Доступные ему обобщенные данные, полученные методом ICP-MS, представлены на (рис. 2).

Следует отметить, что попытки определить содержание Th в водах предпринимались и ранее. Об этом можно судить по результатам работ первой радиологической лаборатории, созданной Е.С. Буксером в 1910 г. в Одессе [5], а также по ряду других публикаций [29].

В.В.Чердынцев [29] обратил внимание на высокую активность продуктов распада $Th^{232}$ в водах редкометалльного месторождения и на нарушение нормальных соотношений между изотопами урана и тория, со сдвигом в сторону изотопов тория. При этом, он указал на чрезвычайно высокие аномальные концентрации Th в воде на уровне 4–9 г/л. К сожалению, проверить и повторить эти изменения не представляется возможным, но иметь в виду, что такие результаты могут повторится, следует.

В связи с этим следует отметить, что нами в 2012 г. зафиксирована ториевая природа аномалии в районе травертиновой постройки, образующейся на устье самоизливающейся скважины Г-1 [22]. Мощность экспозиционной дозы в районе источника 0,46 мкЗ/ч и этот показатель имеет пульсирующий характер. Радиоактивность обусловлена продуктами распада тория: тороном и другими дочерними изотопами. Концентрация Th в воде этого источника, по данным С.В. Алексеева (устное сообщение) выше, чем таковое для урана.

Этот ториевый тип источника требует специального комплексного изучения. Следует отметить, что именно в этом источнике группа академика Г.Н.Флерова вела поиски трансурановых элементов и она установила там присутствие неизвестного изотопа радиоактивного элемента [25].

Анализ имеющегося материала позволяет оценить реальные разбросы в концентрациях главных естественных радиоактивных элементов в водах гидросферы, оцененных одним и тем же аналитическим методом.

Сегодня можно утверждать, что разброс частных значений содержания тория находится в пределах четырех порядков ($10^{-4}$–$10^{-7}$ мг/л), тогда как для урана диапазон его содержаний превышает 8 порядков (от $<10^{-6}$ до $>10^{2}$ мг/л).

Отношение Th к U (Th / U) в водах гидросферы колеблется от 0,0001 до 10 и более. В терминах радиогеохимии [21] можно сказать, что природа радиоактивности воды колеблется от урановой (Th/U <1), смешанной торий урановой до ториевой (Th/U >5). Величина этого показателя для вод Мирового Океана, на долю которой приходится 98% вод гидросферы, в среднем составляет 0,008, для главного по запасам пресной воды озера Байкал данная величина в среднем составляет 0,007.

Из анализа рисунка 2 хорошо видно, что снеготалая вода континентальных горных ледников (ледник Актру,

Алтай) практически на порядок и более отличается по радиогеохимическим особенностям от таковой, но характеризующие ледники Гренландии, хотя по соотношению Th к U они достаточно близки (0,02–0,5)

Ториевой природой радиоактивности обладают, как правило, но далеко не всегда, минерализованные подземные источники (Аршан, В. Саян; Уш-Бельдыр, Тува и др.)

Так, Ю.Г. Копылова с коллегами [9] отмечают, что в пресных азотных термальных щелочных водах родника Уш-Бельдир концентрации урана сопоставимы с концентрациями тория, составляют около $10^{-5}$ мг/л, что и определяет целые значения торий-уранового отношения.

В подземных водах также отмечается рост содержаний урана с повышением минерализации вод при относительно постоянном уровне концентраций тория в водах. За редким исключением торий-урановое отношение составляет тысячные доли. Увеличение его до сотых значений, к примеру, в роднике Борзун-Хол и в теплых углекислых радоновых источниках Аржаана Чойган, связано с понижением концентраций урана.

Данные сотрудников Лимнологического института СО РАН (аналитик Е.И. Воднева, Иркутск, 2010) в ряде термальных источников Забайкалья при достаточно низком уровне содержания U и Th, в 80% проб фиксируется Th/U от 1 до 3.

Наши данные показывают, что термальные источники также имеют ториевую природу радиоактивности. Например, источник на территории Баргузинского заповедника имеет Th/U = 9,3 (по материалам Д. Галушкиной).

Целые значения торий-уранового отношения получены ими также в холодных углекислых соленых водах Терсинского месторождения минеральных вод Кузнецкого Алатау, которое определяется нижефоновыми концентрациями урана – стотысячные доли мг/л, сопоставимыми с обнаруженными здесь концентрациями тория.

Низкими показателями Th/U (<0,001), как правило, характеризуются пресные воды, формирующиеся в геологических структурах, в пределах которых известны или имеются предпосылки по выявлению урановых месторождений (Боргойская впадина, мелкие впадины в районе города Улан-Удэ, участки Арыскан, Улатай и др.), а также сильно минерализованные, иногда до состояния рапы, воды озер Тувы, Монголии и др. районов. Воды некоторых из них могут считаться специфическим гидроминеральным ресурсом на уран.

Наилучшие условия для накопления урана и тория в водах среди рассмотренных источников в Туве отмечаются в холодных слабокислых радоновых углекислых соленых водах родника Арыскан, где, благодаря наличию зон уникальной уран-торий-редкоземельной минерализации, концентрации урана в водах достигают 1,23 мг/л (близко к минимально промышленно значимой концентрации для гидрометаллургии – 10 мг/л), а тория – 0,00052 мг/л, что характеризует экстремальные значения этих элементов в водах региона. В этом источнике следует внимательно исследовать Y и редкоземельные элементы для понимания геохимических процессов в гидросфере.

Требует объяснения ториевая природа радиоактивности рассолов Сибирской платформы в эвапоритовых толщах Сибирской платформы (А.Г. Вахромеев и др.), а также в некоторых типов вод зоны многолетней мерзлоты (Л.П. Алексеева), поверхностных вод ряда районов Полярного Урала (Н.В. Гусева), Китая (Е.А. Солдатова) и др.

Небезынтересно отметить, что по величине Th/U вода живых организмов также дифференцируется и ко-

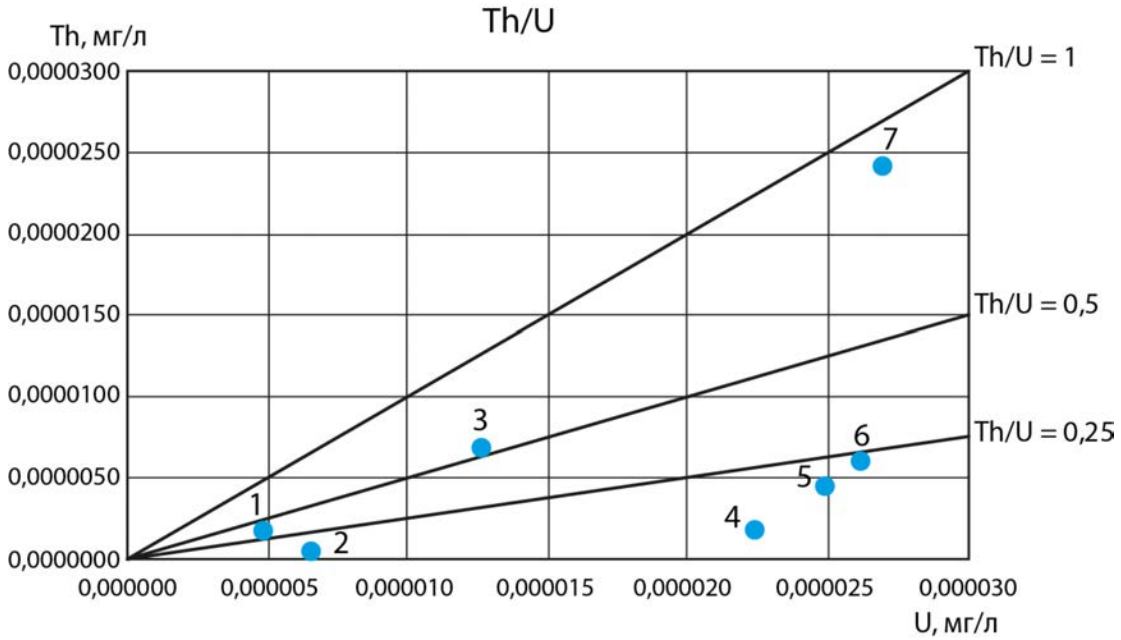



***Рис. 3.*** *Радиогеохимическая типизация воды, выделенной из органов и тканей свиньи (Suscrofa domesticus): 1 – печень; 2 – мышцы; 3 – легкое; 4 – почка; 5 – подкожный жир;, 6 – кровь; 7 – селезенка*

леблется от 0,08 до 0,9, достигая своего максимума в воде из селезенки (рис. 3).

Вероятной причиной преобладания тория над ураном в водах может быть различные формы их нахождения в данном растворе. Общеизвестно, что элементы, в том числе и радиоактивные, могут находиться в различных формах: взвешенные, коллоидно-дисперсные системы различных размеров, истинно растворенные, в том числе комплексные и металлорганические соединения. Но это возможно установить только методом последовательного фильтрования, использования различных методов ультрафильтрации и других приемов разделения. Таких данных пока недостаточно. Следует отметить, что на рисунке 2 представлены данные анализа природной воды, пропущенной через фильтр 0,45 мк, т.е. предполагается, что взвешенная фаза отделена.

Об этом, косвенно, могут свидетельствовать данные Л.В. Замана и др. [6], которые, изучая геохимию дренажных вод Забайкалья, установили, что в ряде случаев в водах хвостохранилища и ее выходе ниже дамбы содержание Th достигает 0,112–0,943 мг/л (112–943 мкг/л), при содержании урана 0,032–0,053 мг/л и величине Th/U от 2,9 до 2,5 [6]. Данные воды характеризуются низким pH (3,16–3,04), высоким Eh(461,512) и общей минерализацией при высоком содержании $CO_2$, Si, Al и ряда других компонентов. Тогда как, воды озера в отработанном карьере и водоотводной канаве из штольни, в которых pH более высокий (5,3–5,8), Eh и минерализация более низкие, содержания Th составляет 0,025–0,52 мкг/л, урана 0,28–1,06 мкг/л и, соответственно, величина Th/U находится на уровне 0,49 до 0,09 [6].

Следует остановиться на санитарно-гигиенической оценке качества питьевых вод по этим параметрам. Уран и его соединения отличаются высокой токсичностью. В организме человека уран действует на все органы, являясь общеклеточным ядом. Молекулярный механизм действия урана связан с его способностью подавлять активность ферментов.

В питьевых водах уран нормируется по химической токсичности. В России ПДК урана в питьевых водах принят равным 15 мкг/л (ГН 2.1.5.2280-07 дополнение к изменениям 1 к ГН 2.1.5.1315-03), в Соединенных Штатах Америки равным 30 мкг/л, Всемирная организация здравоохранения рекомендует норматив 15 мкг/л. И, как видно из рисунка 2, часть вод не соответствует нормативным требованиям.

Показатели радиоактивности воды нормируются по суммарной альфа-активности и по этому показателю многие питьевые воды не соответствуют нормативу.

Выражаю глубокую признательность сотрудникам научно-образовательного центра “Вода” НИ ТПУ Ю.Г. Копыловой, Н.В. Гусевой, А. Хвощевской, Е.А. Солдатовой, М.П. Колпаковой, а также Л.В. Замане, Л.П. и С.В. Алексеевым, А.Г. Вахромееву, В.Е. Кац за любезное предоставление аналитических данных по изучаемым им водам Урала, Сибири, Тувы, Якутии, Забайкалья и др. районам. Автор благодарит С.И. Арбузова, Б.Р. Соктоева за обсуждение отдельных геохимических вопросов обсуждаемой проблемы, а также представителя компании А. Елисеевуа – за помощь в поиске информации по анализам воды живых организмов, выполненных методом ICP-MS. Благодарит В.В. Жукова и Е.В. Перегудину – за помощь в техническом оформлении рисунков и текста статьи.

*Высказываю глубокую признательность Н.П. Карагод, Н.В. Барановской, М. Скрипник и другим за помощь в подготовке проб воды из живого организма, а аналитическому центру “Вода” ТПУ (Ю.Г. Копыловой, А. Хвощевской и др.) за ее оперативный анализ.*

***Литература***

1. *Багашев И.А. Радиоактивность источников Забайкалья // Сборник в честь двадцатипятилетия научной деятельности Владимира Ивановича Вернадского. – М., 1914. – С. 29–41.*
2. *Богоявленский Л.Н. Ухтинское месторождение радия // ДАН СССР. Сер. А. – 1928. – №14/15.*
3. *Вернадский В.И. Труды по радиогеологии. – М. : Наука, 1997. – 319 с.*
4. *Вернадский В.И., Хлопин В.Г. Об исследованиях на радий нефтяных месторождений Союза // Доклады АН СССР, серия А. – 1932. – № 3.*
5. *Зайцева Л.Л. Первая радиологическая лаборатория в России // Труды Института истории естествознания и техники. – М. : Изд-во АН СССР, 1957. – С. 197–218.*
6. *Замана Л.В., Чечель Л.П. Геохимия дренажных вод горнорудных объектов вольфрамового месторождения Бом-Горхон (Забайкалье) // Химия в интересах устойчивого развития. – 2014. – [Vol.] 22. – С. 1–7.*
7. *Зуев В.А. Уран в природных водах Западной Сибири: геохимия и техногенез // Материалы I Международной конференции “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека”. – Томск : Изд-во ТПУ, 1996. – С.120–123.*
8. *Кичигин А.И. Радиоактивное загрязнение территории Ухтинского радиевого промысла (1931–1956 гг.) // Материалы III Международной конференции “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека”. – Томск : STT, 2009.*
9. *Распространенность урана и тория в природных водах Тувы / Ю.Г. Копылова, Н.В. Гусева, Ч.К. Ойдуп и др. // Материалы IV международной конференции “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека”. – Томск : STT, 2013. – С. 291–294.*
10. *Кузнецов В.Д. Радиоактивность источников курорта Белокуриха // Белокуриха. Сибирский радиоактивный курорт. – Новосибирск : Зап.-Сиб. краевое изд-во, 1935. – С. 12–21.*
11. *Наумов Г.Б., Рихванов Л.П. Роль В.И. Вернадского в становлении и развитии учений о радиоактивности и радиогеологии // Материалы IV международной конференции “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека”. – Томск : STT, 2013. – С. 22–34.*
12. *Орлов П.П. К вопросу о радиоактивности сибирских минеральных вод // Изв. института исследований Сибири. – Томск, 1921. – С. 103–125.*
13. *Основные черты геохимии урана.– 2-е изд., стереотип., испр. – Томск : STT, 2013. – 374 с.*
14. *Погодин С.А., Либман М.П. Как добывали Советский радий. – М. : Атомиздат, 1977.*

15. *Извлечение урана из природных урансодержащих вод сложного солевого состава / З.А. Разыков и др. // Докл. АН Таджикистана. – 2002. – Т. 45, № 1–2.*

16. *Рихванов Л.П. Ресурсы урана будущего // Актуальные проблемы урановой промышленности (МНПК 2014) : сб. докл. 7 Международной научно-практической конференции, Алматы, 25–27 сентября 2014. – Алматы, 2014. – С. 11–16.*

17. *Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека / Л.П. Рихванов и др. // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2006. – №2(2). – С. 41–51.*

18. *Радиоактивные элементы в окружающей среде / Л.П. Рихванов и др. // Известия ТПУ. – 2007. – Т. 311, № 1. – С. 128–136.*

19. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии. – Томск : STT, 2009. – 430 с.*

20. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*

21. *Смыслов В.В. Уран и торий в земной коре. – Л. : Недра, 1974. – 232 с.*

22. *Минералого-геохимические особенности травертинов современных континентальных гидротерм (скважина г-1, Тункинская впадина, Байкальская рифтовая зона) / Б.Р. Соктоев, Л.П. Рихванов, С.С. Ильенок и др. // Геология рудных месторождений. – 2015. – Т. 57, № 4. – С. 370–388.*

23. *Титов В.С. Радиоактивная эманация в водах и газах терм деревни новая Белокуриха на Алтае. – Томск, 1913. – 48 с.*

24. *Токарев А.Н., Щербаков А.В. Радиогидрогеология. – М. : ГНТИ по геологии и охране недр,1956.*

25. *Поиск сверхтяжелых элементов в термальных водах Байкальской рифтовой зоны / Г.Н. Флеров, С.Н. Дмитриев, И.С. Ломоносов и др. // Сообщ. Объедин. ин-та ядерных исслед. Р6_84_422. – Дубна, 1984.*

26. *Хорн Р.А. Химия океана. – М. : Мир, 1972. – 290 с.*

27. *Хвостова М.С. История изучения естественной и искусственной радиоактивности природных объектов России : автореф. дис. … геол.-мин.наук. – М. : ИИЕиТ, 2006. – 24 с.*

28. *Хлопин В.Г. Радий и его получение из русского сырья // Труды по изучению радия и радиоактивных руд. – Л., 1924. – Т. 1.*

29. *Чердынцев В.В., Асылбеков У.Х.О содержании тория и других радиоэлементов в природных водах // Известия ВУЗов. Геол. и разведка. – 1958. – № 9. – С. 125–129.*

30. *Чехов В.П. Влияние радиоактивной воды курорта Белокуриха на растения // Белокуриха. Сибирский радиоактивный курорт. – Новосибирск : Зап.-Сиб. краевое изд-во, 1935. – С. 28*

31. *Шварцев С.Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза. – М. : Недра, 1998. – 366 с.*

32. *Эмсли Дж. Элементы. – М. : Мир, 1991. – 132 с.*

33. *Урагоносность высокоминерализованных озер Северозапада Монголии / В.П. Юсупов и др. // ДАН. – 2011. – Т. 437, № 1.*

34. *Янг Р.Дж. Урановые месторождения мира (исключая Европу) // Геология, геохимия, минералогия и методы оценки месторождений урана. – М. : Мир, 1988.*

35. *Adel A. Dabous. The geochemistry of uranium and thorium isotopes in the Western Desert of Egypt // Geochimica et Cosmochimica Acta. – Vol. 58, No. 21. – P. 4591–4600.*

36. *Allegre C.V., Dupre B., Lewin E. Torium/uranium ratio of the earth // Chem. Geol. – 1986. – [Vol.] 56, No. 3–4. – P. 219–227.*

37. *Handbook of Geochemistry. Vol II/5/ Elements La (57) to U (92). – Berlin : Springer-Verlag, 1974.*

38. *Fisenbud M., Gesellt. Enviromental Radioactivity from Natural, Industrials and Military Sources. – Academic Press, 1997. – 639 p.*

39. *Caldwel inductively coupled plasma mass spectrometry to measure multiple toxic elements in urine in NHANES 1999–2000 / L. Kathleen et al. // Atomic Spectroscopy. – 2005. – Vol. 26(1).*

40. *Klinkhammer G.P., Palmer M.R. Uranium in the oceans: Where it goes and Why? // Geochemical et Cosmochimica Acta. – 1991. – P. 55.*

41. *Nada F.T, Lamya T.A., Hussain A.A.-J. Uranium concentration measurements in human blood for some governorates in Iraq using CR-39 track detector // J Radioanal Nucl Chem. – 2012.*

42. *Jitaru P., Tirez K., De Brucker N. Panoramic analysis for monitoring trace metals in natural waters by ICP-MS // Atomic Spectroscopy. – 2003. – Vol. 24(1). – P. 1–10.*

43. *The Encyclopedia of Okeanography / Reinhold Publishing Corporation. – New York, 1966.*

# ВКЛАД РАДИЕВОГО ИНСТИТУТА ИМ. В.Г. ХЛОПИНА В ИЗУЧЕНИЕ ПРОБЛЕМ РАДИОАКТИВНОСТИ И РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

Л.П. Рихванов[1], С.В. Хлебников[2]

[1]Томский политехнический университет, Томск, Россия, rikhvanov@tpu.ru
[2]Радиевый институт им. В.Г. Хлопина, Санкт-Петербург, Россия

# CONTRIBUTION OF THE V.G. KHLOPIN RADIUM INSTITUTE TO THE STUDY OF PROBLEMS OF RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE ELEMENTS

L.P. Rikhvanov[1], S.V. Khlebnikov[2]

[1]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia
[2]V.G. Khlopin Radium Institute, Saint-Petersburg, Russia

Обсуждается роль Радиевого Института, созданного В.И. Вернадским в 1922 г. Институт, в котором в 1937 г. был создан впервые в Европе циклотрон для изучения радиоактивности, в котором состоялась первая конференция по радиоактивности (1932) и первое совещание по применению радиоактивности в народном хозяйстве.

Открытие явления радиоактивности Анри Беккерелем (24 февраля 1896 г.) и носителей этого явления химических элементов урана, тория и продуктов их распада: полония (1898 г.); радия (1898 г.); актиния (1900 г.), газообразных (эманации), продуктов распада: торона (1899 г.), радона (1903 г.) и др., а также свойств радиоактивного излучения, испускаемого радиоактивными элементами, таких как: выделение тепла (П. Кюри, Ж. Дани, 1903 г.), изменение их структуры и цвета и т.д. (Пьер и Мария Кюри, 1899 г.), ионизация воздуха (А. Беккерель, 1897 г.) и др., показало, что человечество стоит на грани новых открытий в областях физики, химии, наук о Земле. В конце XIX – начале XX вв. это были еще горизонты будущего, а спустя 100 лет все это стало реалиями жизни человека, без которых его жизнь и развитие науки уже представляется невозможной.

Исследования Марии и Пьера Кюри, Э. Резерфорда, Ф. Содди, Р.У. Рамзая, Б. Болтвуда, Г. Гейгера, С. Вильсона, Д. Эльстера и многих других физиков и химиков Европы изменили представления человечества о строении атомов (зародилась ядерная физика), расширили представления о строении и свойствах материи, методах ее исследования. Они разрушили представления о вечности и неизменности атомов химических элементов. Это способствовало появлению методов определения абсолютного возраста объектов материального мира (возникла наука геохронология) и появилась возможность понять природу теплового потока на нашей планете.

В России конца XIX – начала XX вв. многие физики и химики не имели возможности активно работать в новой научной области: попросту отсутствовали технические средства измерения радиоактивности. В то время основным устройством изучения этого явления были электроскопы, также фотопластинки для исследования методом радиографии, но сами радиоактивные элементы, необходимые для эталонирования, отсутствовали и из-за чрезвычайно высокой их стоимости на мировом рынке (ориентировочно 1 г радия оценивался в начале XX в. в 1 млн российских золотых рублей). Это не позволяло вести количественные физико-химические опыты.

Тем не менее, радиоактивные явления начали изучать в России сразу же после открытия. Уже в 1986 г. на страницах Журнала русского физико-химического общества (ЖРФХО) появилась заметка о том, что русские ученые заинтересовались открытием А. Беккереля и попытались воспроизвести его опыты. На заседании физического отделения РФХО профессор Военно-медицинской академии Н.Г. Егоров и А.Л. Гершун 21 мая 1896 г. демонстрировали снимки, полученные с помощью урановых солей [9]. Сообщение об открытии А. Беккереля в виде рефератов его статей было сделано на русском языке во втором выпуске журнала Русского физико-химического общества за 1896 г.

Уже в начале XX века в России появляются первые переводные работы по проблеме радиоактивности. Так, в 1904 г. публикуется перевод книги М. Склодовской-Кюри “Исследования над радиоактивными веществами” (СПб., издание К.Л. Риккера), а в 1905 г. в Москве книгоиздательством “Творческая мысль” издается ее книга “Радий и радиоактивность”.

Исследования по радиоактивности, как показывают специальные исторические исследования [4, 6], велись в университетских центрах Москвы (профессор А.П. Соколов и др.), Санкт-Петербурга (профессор И.П. Бергман и др.), Одессы (профессор Е.С. Буркер), Томска (профессора П.П. Орлов, Н.А. Гесехус, лаборант В.С. Титов) и некоторых других центрах (Кавказские минеральные воды и др.).

Показателем возросшего интереса русских ученых к новой области естественных знаний является увеличение публикуемых статей в журналах и докладов на конференциях. Так, по данным А.А. Макарени и др. (1973) на Первом Менделеевском съезде (1907) был лишь один доклад В.А. Бородовского “Об энергии радия”, тогда как на Втором съезде (1911) уже было 6 докладов по данной тематике.

Физики и химики к 1911 г. стали понимать: в их исследованиях чего-то не хватает, так как идут только научные дебаты. Наиболее полно эту мысль отразил Н.А. Умов на закрытии Второго Менделеевского съезда.

26 октября 1904 г., открывая заседание Русского минералогического общества, академик А.П. Карпинский отметил, что радиоактивные вещества, открытые в мине-

ралах урана, представляют интерес как объект исследования, которым занимается общество, и не более того.

Геологи России еще не были подготовлен к пониманию величайшего открытия А. Беккереля, хотя в 1907 г. по представлению А.П. Карпинского, Ф.Н. Чернышева и В.И. Вернадского Российской Академией наук было принято решение начать систематическое изучение радиоактивных минералов на территории России.

А первая информация о наличии месторождений радиоактивных минералов в России уже была. Она принадлежит И.А. Антипову, которому в 1899 г. через химика Геолкома профессора Б.Г. Карпова были переданы образцы с медного месторождения Тюя-Муюн, отрабатываемого китайцами еще в древности.

Как мы уже отмечали [8], В.И. Вернадский знал об открытии радиоактивности и работах в этом направлении. Но перелом в его сознании произошел только после встречи с Д. Джоли в 1908 г. на съезде Британской ассоциации содействия развитию науки (Дублин), членом которой он состоял. Эта встреча стала спусковым механизмом активной творческой работы ученого в развитии учения о радиоактивности и в формировании нового научного направления, которое он определил под названием “радиогеология”.

Вот как вспоминал об этом событии сам В.И. Вернадский на общем собрании 17-й сессии Международного геологического конгресса (Москва, 1937): “Я думаю, что немногие здесь присутствующие были на съезде в Дублине в 1908 г. и имели счастье слушать доклад Джоли и с ним беседовать. Мне Джоли тогда открыл глаза, и в 1910 г. я выступил в заседании Академии наук с речью “Задачи дня в области радия”” [2].

Этот программный доклад [2] определил направление деятельности его организационного и научного потенциала на многие годы. В.И. Вернадский стал лидером российской науки в области изучения природной радиоактивности и ее носителей.

В 1909–1910 гг. Академией наук совместно с Минералогическим обществом был командирован в Фергану для изучения месторождений радиоактивных минералов сотрудник В.И. Вернадского К.А. Ненадкевич, со бравший большой и ценный материал.

В.И. Вернадский организовал систематический выпуск Трудов Радиевой экспедиции Академии Наук. Здесь печатались его программные статьи и исследования других ученых в области радиоактивности, в том числе работа томского профессора П.П. Орлова (вып. 6, 1915).

Летом 1911 г. Академией наук были организованы первые исследования радиоактивных минералов в Забайкалье, Закавказье, Фергане, на Урале. В них приняли участие В.И. Вернадский, Я.В. Самойлов, К.А. Ненадкевич, Г.И. Касперович, Е.Д. Ревуцкая, В.И. Крыжановский, А.Е. Ферсман и др. Эти исследования длились 3 года, отчеты о них публиковались в “Трудах Геологического и Минералогического музея АН”.

В 1911–1912 гг. в Санкт-Петербурге под руководством В.И. Вернадского была организована Минералогическая лаборатория при Геологическом и Минералогическом музее Академии Наук. В Минералогической лаборатории изучались радиоактивные минералы. На базе лаборатории в 1922 г. создан Радиевый институт, роль которого в становлении и развитии учения о радиоактивности в России трудно переоценить.

Этот этап становления учения о радиоактивности и радиоактивных элементах можно назвать радиевым. Именно его свойства и содержание в природных объектах изучались в первую очередь. Исследования велись с использованием электроскопов с предварительной радиохимической подготовкой, стали появляться методы альфа-радиографии с использованием ядерных фотоэмульсий (Л.В. Мысовский, И. Кюри и др.)

Для интенсификации работ по радию в 1918 г. в Петрограде было создано Радиевое отделение, работой которого руководил Л.С. Коловрат-Червинский. Почти одновременно организована Радиевая ассоциация, предтеча будущего Радиевого института. После многочисленных преобразований и объединений в январе-апреле 1922 г. утвержден Радиевый институт, который возглавил В.И. Вернадский [13]. Директором его он был до 1938 г., с перерывом на время пребывания в Париже (май 1922 – март 1926 гг.)

В отличие от других радиевых институтов и лабораторий мира (Париж, Вена, Манчестер и др.) в российском его аналоге, кроме физического (руководитель Л.В. Мысовский) и химического (руководитель В.Г. Хлопин) отделов существовал минералого-геохимический отдел, которым руководил сам В.И. Вернадский. Необходимость его была обусловлена тем, что надо было найти в России источники радиевых и мезоториевых руд. В этом же институте с 1928 по 1934 гг. находилась знаменитая биогеохимическая лаборатория (БИОГЕЛ), в которой изучалась геохимия живого вещества, в том числе радиоактивных элементов (П.И. Марковский, Б.Н. Бруновский и др.).

Бесконечными хлопотами В.И. Вернадского для исследования физических процессов при радиоактивности в Радиевом институте в 1937 г. был запущен первый в Европе циклотрон, на котором были проведены уникальные работы, в дальнейшем позволившим в короткий срок решить проблемы области атомной промышленности (исследования в области теории радиоактивного распада – Г.А. Гамов и др.; нейтронной физики – И.В. Курчатов, И.И. Гуревич; физики деления ядер – Н.А. Перфилов, К.А. Петржак и др.; дозиметрии – Г.В. Горшков и др.), а также получить первые значимые количества Pu для изучения его свойств (“90 лет Радиевому...”, 1913).

Этот институт дал плеяду блестящих исследователей в области методологии анализа радиоактивных элементов (Л.В. Мысовский, Г.В. Горшков и др.), методов опробования и геохимических исследований горных пород (Л.В. Комлев, А.Я. Крылов и др.), почв (В.И. Баранов), нефтесодержащих и морских вод (В.И. Баранов, В.Г. Хлопин и др.), разработки методов определения абсолютного возраста (Э.К. Герлинг, И.Е. Старик и др.). И, конечно, институт сыграл выдающуюся роль в разработке технологий получения радия, а затем и других элементов (радиохимическая школа В.Г. Хлопина).

Работами, главным образом, Государственного радиевого института, разных учреждений бывшего Геоло-

гического Комитета и Академии Наук СССР, установлено нахождение богатых радием и иногда мезоторием солевых и рассольных, холодных (Ухта) и горячих (Грозный) подземных вод в нефтеносных районах на глубинах в сотни метров от земной поверхности [2, 7, 11]. Все это вылилось, в конечном итоге, в разработку технологии получения радия из вод Ухтинского месторождения (Л.Н. Богоявленский и др.)

Содержания урана в природных водах суши – надежный геохимический метод поиска урановых месторождений. Этот метод в Радиевом институте разрабатывался с начала 1930-х гг. В.И. Вернадский (1930) впервые отметил, что фиксация вод, несущих радий, заставляет обратить внимание на другое, грандиозное и важное явление в истории природных вод и радиоактивных элементов. Это явление – радиоактивность морской воды.

Важно отметить: несмотря на то, что научная мысль ученого в то время была занята разработкой учения о биосфере и геохимии живого вещества, он постоянно следил за всеми научными результатами в области радиоактивности. Во время заграничных поездок встречался с ведущими специалистами по этим проблемам. В сентябре 1929 г. посетил лабораторию Отто Гана в Германии; в октябре 1933 г. в Оксфорде и Кембридже встретился с Эрнестом Розерфордом и Фредериком Содди. Вел активную переписку с Марией Кюри, работал в ее лаборатории, выполняя исследования урановых минералов. Статья о менделеевите была им публикована в 1923 г. в Париже [8].

Чрезвычайная широта научного диапазона давала В.И. Вернадскому возможность ориентировать научные исследования Радиевого института в нужном направлении. Чего стоит хотя бы эпопея строительства и запуска первого в Европе циклотрона!

Глубокое понимание истории развития человеческих знаний подсказывало Владимиру Ивановичу: человечество – на пороге невиданного рубежа. В 1922 г. он писал: "...Мы подходим к великому перевороту в жизни человечества...Недалеко время, когда человек получит в свои руки атомную энергию... Сумеет ли человечество воспользоваться этой силой, направить ее на добро, а не на уничтожение?". Если еще в 1910 г. он еще "с надеждой и опасением" всматривался в нового союзника и защитника, то сказанное им в 1922 г. уже звучит подругому [2].

С момента открытия деления ядер изотопа $U^{235}$ (1938–1939 гг.) человечество вплотную приблизилось к уникальному источнику энергии – энергии деления ядра атома, когда при распаде 1 ядра $U^{235}$ выделяется 212 Мэв энергии, а реакция является цепной и самоподдерживающейся. В Радиевом институте К.А. Петржак и Г.Н. Флеров обнаружили самопроизвольное деление ядер $U^{238}$, что открыло новую страницу в изучении радиоактивности.

Человеческий разум смог увидеть в этих открытиях только возможность использовать неведомую энергию в военных целях. Все технически развитые страны (Германия, Англия, США, СССР) занялись разработкой программ, предусматривающих создание сверхмощного оружия. Исследования этого времени стали закрытыми.

К сожалению, в российском варианте освещения того этапа значительно недооценена выдающаяся роль В.И. Вернадского, его коллег-геохимиков В.Г. Хлопина и др., а также Радиевого института в целом. Опубликованные дневники В.И. Вернадского (В.И. Вернадский. Дневники. 1938–1942. – М. : Наука, 1999), а также исследования Д. Холлоуэя позволяют воссоздать тот исторический отрезок времени [1, 12].

16.06.40 г. "... В Президиуме вчера прошел вопрос об уране. Я сделал доклад, но результат достигнут. Огромное большинство не понимает исторического значения момента. Надо направить записку в правительство". 12 июля он, вместе со своими учениками и соратниками В.Г. Хлопиным и А.Е. Ферсманом, направляет заместителю председателя Совнаркома СССР Н.А. Булганину записку "О техническом использовании внутриатомной энергии".

22.07.40 г. "Образована комиссия по урану при Академии Наук".

30.07.40 г. "Окончательно образована Комиссия меня (зам председателя), Хлопина (председателя), Иоффе (зам. председателя). Члены: Ферсман, Вавилов, Лазарев, Фрумкин, Мандельштам, Капица, Кржижановский, Курчатов, Щербаков, Харитон, Виноградов".

Судя по имеющимся документам [1, 3], в Академии Наук возникают разногласия по направлению работ Атомного проекта. Так, академик А.Ф. Иоффе даже обратился в Президиум АН со специальной запиской, сетуя: в Комиссию включен лишь один специалист по физике атомного ядра – И.В. Курчатов. Кстати, до 1 апреля 1939 г. Игорь Васильевич работал в физическом отделе Радиевого института (Атомный проект СССР. Каталог историко-документальной выставки. 24 июля – 20 сентября 2009 г.). А.Ф. Иоффе неоднократно поднимал вопрос на Президиуме РАН (Радиевый институт тогда входил в ее систему) передать циклотрон в Физико-технический институт. И только огромный авторитет В.И. Вернадского в глазах руководства страны не позволил этого сделать.

01.06.41 г. "...Но у нас идут споры – физик направляет внимание на теорию ядра, а не на ту прямую задачу, которая стоит перед физико-химиками и геохимиками – выделение изотопа 235 из урана".

Следует отметить особую роль Радиевого института в пропаганде научных идей, связанных с открытием явления радиоактивности, и достижениями в этой области наших ученых. На базе Радиевого института прошли два представительных мероприятия по проблемам радиоактивности: 1932 г. – первая Всесоюзная конференция по радиоактивности и 1933 г. – совещание по применению радиоактивности в народном хозяйстве.

К сожалению, к моменту возобновления конференций этой проблематики после периода высокой секретности (1972 г., Новосибирск) информация по тем двум мероприятиям оказалась забыта. Хотя следует отметить: профессор Л.В. Комлев, один из активных участников самой первой конференции (1930 г.), участвовал в ее работе и был в составе Оргкомитета.

Первая Всесоюзная конференция по радиоактивности проходила с 23 по 29 ноября 1933 г. с перерывом на

день в Ленинграде в Радиевом институте, предположительно в его конференц-зале (ул. Рентгена д. 1). Анализ сохранившихся архивных материалов, хранящихся в фондах Радиевого института (Ф.1, оп. 1) позволяет воссоздать все основные моменты ее подготовки.

В.И. Вернадский сделал вступительный доклад "Геохимия и радиоактивность" (в опубликованном виде не известен). В.Г. Хлопин сделал сообщения по развитию радиоактивных исследований в Союзе (опубликовано в №11–12 журнала "Природа" в 1932 г.), радиоактивности нефтяных вод, по современным задачам радиохимии и распределению радия в водах. Отметим, что в своем обзорном докладе по исследованию радиоактивности он отмечает работы в этой области томского ученого П.П. Орлова [11].

На одном из заседаний прозвучали теоретические доклады сотрудников Радиевого института. Как отмечал Л.В. Комлев (1933), интереснейший материал был затронут в докладе Г.А. Гамова, автора теории $\alpha$-распада того времени [5]. Расчленив явления ядерного распада на две группы, одну связанную с внутриядерными электронами и другую с тяжелыми составными частями ядра, т.е. $\alpha$-частицы, протоны и недавно открытые нейтроны, докладчик яркими мазками набросал черты современных представлений о структуре атомного ядра. Невозможность приложения приемов современной квантовой механики к анализу явлений, связанных с частицами, движущимися со скоростью весьма близкой к скорости света, привела к тому, что мы до сих пор не имеем удовлетворительной теории $\beta$-распада и каких-либо твердо установившихся взглядов на распределение внутриядерных электронов. Необходимо приложение методов новой релятивистской квантовой электродинамики, еще неизвестной нам, для того, чтобы понять шифр накопившегося экспериментального материала. Зато со второй группой внутриядерных явлений, группой, связанной с тяжелыми составными частями, дело обстоит несравненно лучше, и мы уже имеем теорию $\alpha$-распада атомов тяжелых, т.е. радиоактивных элементов, основные положения которой оказалось возможно приложить и к процессам искусственного разрушения ядра атома легких элементов. Стало возможным предсказать и объяснить, в полном согласии с экспериментом, такие "реакции замещения", как это имеет место при бомбардировке азота ($N^{14}$) $\alpha$-частицами с образованием изотопа кислорода ($O^{17}$) и протонов; "сгорание" лития в водороде ($Li^7$ + протоны), происходящее через промежуточную фазу образования неустойчивого Be и дающее в результате два атома гелия. Наконец, открытие нейтронов при бомбардировке B $\alpha$-частицами и, самое эффективное, установление обратимости реакции: $B^{11}$+ $\alpha N^{14}$ + нейтроны.

Природа космической радиации, столь неожиданно вскрывшаяся за последнее время в эксперименте, заставившем говорить о материальной природе этих излучений, послужила предметом специальных докладов профессора. Л.В. Мысовского, А.Б. Вериго и С.Н. Вернова. Однако, как отмечал в то время Л.В. Комлев, с полной уверенностью до сих пор наука не может ответить, – с чем именно, с какими частицами должно связывать эти явления. Есть много данных, говорящих в пользу электронного потока огромных скоростей, но не исключена возможность участия в них протонов и, может быть, нейтронов [5].

Профессор Д.В. Скобельцын в своем докладе подробно остановился на методах спектроскопии $\gamma$-излучений радиоактивных элементов. Трудности экспериментирования велики, но задача выяснения связи $\gamma$-излучений с внутриядерными квантовыми переходами слишком важна. Уже сейчас вполне определенно намечаются некоторые соотношения, которые позволяют с несомненностью утверждать о существовании некоторой аналогии между спектральными явлениями ядра и отношением рентгеновских излучений к внешней электронной оболочке атомов [5].

Серия докладов была посвящена аппаратурным и методическим разработкам измерения радиоактивности (В.И. Баранов, П.Н. Терский и др.).

Чрезвычайно важный для бальнеологии материал привел в своих докладах проф. А.Н. Огильви. Как отмечал Л.В. Комлев [5], работами последних лет Бальнеологическому институту в Пятигорске удалось выяснить физиологическое действие радиоактивных вод. Идя последовательно от изучения действия радиоактивных излучений на изолированное ухо кролика к изучению кожного покрова больных, принимающих радиоактивные ванны, удалось установить, что присутствие радиоактивных веществ имеет несомненное и ясно выраженное сосудосуживающее действие, причем главным воздействующим агентом являются $\beta$-излучения. Таким образом, присутствие $\beta$-излучателей, т.е. продуктов распада радона, начиная с RaB, является основным условием действия радиоактивных ванн. Дальнейшими опытами выяснено, что для получения хорошо выраженного физиологического действия радиоактивных ванн важна не начальная высокая концентрация продуктов распада эманации, а их абсолютное количество, пришедшее в соприкосновение с кожей больного.

Попыткам применения радиоактивных излучений в различных отраслях сельского хозяйства были посвящены доклады профессора Сухарева. Все это первые попытки, заслуживающие всяческого поощрения, ибо мы знаем, что введение добавочных энергетических факторов уже не раз давало изумительные результаты стимулирования роста, вызревания и способствовало появлению новых свойств организмов, часто имеющих огромное хозяйственное значение [5]..

Ряд докладов на конференции был посвящен вопросам химии радиоэлементов. Как отмечалось [5], весьма интересна открытая Б.А. Никитиным единственная качественная реакция на радий, путем осаждения хромата радия в растворе трихлоруксусной кислоты, т.е. в условиях, когда хромат бария не выпадает. По данным работ Химической лаборатории Радиевого института осаждение хромата бария и радия дает наиболее выгодные условия разделения этих двух элементов, и, очевидно, скоро этот процесс получит применение в заводской практике.

А.П. Ратнер дал термодинамическую теорию явлений распределения солей между кристаллами и раство-

ром, лежащих в основе дробной кристаллизации, процесса, играющего большую роль в технологии радия и других редких элементов. Установлен характер связи между константой фракционирования и растворимостями компонентов и зависимость этой константы от состава раствора.

Весьма интересен с точки зрения современной радиоэкологии был доклад Б.Н. Бруновского о содержании радия в живом веществе. Близкий на эту тему доклад был сделан Е.С. Буркер, но стенограммы доклада нет.

Интересные данные были сообщены по радиоактивности природных сред Туркмении, Кавказа, Смоленской области и Украины.

Но для геологов и геохимиков были и остаются быть особенно интересными доклады А.П. Кирикова. Он выступил с докладами по геологии Ходжентского (Табошарского) месторождения радия (известна его публикация) и о карте распространенности радиоактивных минералов страны.

Андрей Павлович Кириков дал сводку результатов поисковых работ, накопленных за многие годы в бывшем Геологическом комитете – ЦНИГРИ-ВСЕГЕИ. Для составления ориентировочной карты распределения радиоактивных минералов на территории Союза (а она, судя по стенограмме, была продемонстрирована) им был применен так называемый аспирационный метод, позволивший в сравнительно короткий срок (от 500 до 1000 образцов в сутки) подвергнуть испытанию свыше ста тысяч образцов из экспонатов Геологического музея ЦНИГРИ-ВСЕГЕИ. Повышенная ионизация, указывающая на присутствие радиоактивных минералов, была установлена для 1% ящиков Геологического музея. Особенно большое распространение радиоактивных минералов было отмечено для районов Забайкалья, Приморья, Минусинского округа. Актуален и для сего дня вывод его доклада: “Особенно интересен район к северу от Байкала. по-видимому образцы были запачканы невидимым налетом…” (ф. 1,оп. 1, д. 28). Сегодня это один из перспективных урановых районов России – Акитканский.

К сожалению, судьба талантливого геолога сложилась в дальнейшем трагически. В 1936 г. А.П. Кириков был арестован по “пулковскому” делу. Осужден к десяти годам тюремного заключения. В 1937 г. связь с ним прекратилась. Реабилитирован в 1956 г.

Не менее интересны материалы совещания о применении радиоактивности в народном хозяйстве. Оно проводилось в течение трех дней 10–12 декабря 1933 г. также на базе Радиевого института (ф. 1, оп. 1, д.д. 35–38). Обсуждалось использование радиоактивности в геологии (определение абсолютного возраста пород и минералов), влияние радиоактивности на живое вещество (академик Г.А. Надсен; профессор Миллер, иностранный участник, о генетических изменениях; профессор Гроссман о лечении рака радиоактивностью; профессор Сухарев о стимуляции радиоактивностью животных и др.), сообщалось и о месторождениях радиоактивного сырья (Слюдянка, Табошары и др.)

Это только краткое информационное сообщение по материалам архивных дел из фондов Радиевого института. А в целом материалы еще ждут своих исследователей по тем или иным направлениям учения о радиоактивности и радиоактивных элементах.

Все вышеизложенное дает достаточно четкие представления о вкладе Радиевого института в изучение радиоактивности и радиоактивных элементов. Не менее интересна его роль и на последующих этапах становления и развития данного научного направления (атомный проект, радиохимические технологии, радиоэкология и др.) и в общем виде эту информацию можно получить из книги “90 лет Радиевому институту им. В.Г. Хлопина” (М., 2013), а также ознакомившись с экспозицией институтского музея.

*Выражаем благодарность заведующей отделом редких книг библиотеки ТПУ Т.А. Романовой, обратившей внимание одного из авторов данной статьи на публикацию в журнале “Природа” за 1933 г., а также Н.Н. Егаревой, начальнику группы фондов Радиевого института, и А.Н. Сердюковой, сотруднику группы фондов, за помощь в поисках материалов и за создание хороших условий для работы в фондах. Благодарим за помощь в подготовке текста журналиста В.А. Лойшу.*

***Литература***

1. *Атомный проект СССР. Каталог историко-документальной выставки. 24 июля – 20 сентября 2009, Москва. – М. : Фома, 2009. – 102 с.*
2. *Вернадский В.И. Труды по радиогеологии. – М. : Наука, 1997. – 319 с.*
3. *Горелик Г. В.И. Вернадский и советский атомный проект // Знание – Сила. – 1996. – № 3.*
4. *Зайцева Л.Л., Фигуровский Н.А. Исследование явлений радиоактивности в дореволюционной России. – М. : Изд-во АН СССР, 1961.*
5. *Комлев Л.В. Итоги первой Всесоюзной Конференции по Радиоактивности // Природа. – 1933. – № 3–4. – С. 148–151.*
6. *Наумов Г.Б., Рихванов Л.П. Роль В.И. Вернадского в становлении и развитии учений о радиоактивности и радиогеологии. К 150-летию со дня рождения великого естествоиспытателя // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV международной конференции. – Томск, 2013. – С. 22–33.*
7. *Погодин С.А., Либман М.П. Как добывали Советский радий. – М. : Атомиздат, 1977.*
8. *Рихванов Л.П. Менделеевит: новые ракурсы исследования // Природа. – 2016. – № 5(1209). – С. 70–73.*
9. *Хвостова М.С. История изучения естественной и искусственной радиоактивности природных объектов России : автореф. дис. … геол.-мин.наук. – М. : ИИЕиТ, 2006. – 24 с.*
10. *Хлопин В.Г. Развитие радиоактивных исследований в Союзе за 15 лет // Природа. – 1932. – № 11–12. – С. 1011–1028.*
11. *Холлоуэй Д. В.И. Вернадский и атомная энергия // Очерки истории естествознания и техники. – Киев, 1989. – Вып. 36.*
12. *90 лет Радиевому институту им. В.Г. Хлопина. – М. : ИЦАО, 2013. – 338 с.*

# ВКЛАД ВУЗОВ ГОРОДА ТОМСКА В ИССЛЕДОВАНИЯ РАДИОАКТИВНОСТИ И РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

Л.П. Рихванов, П.С. Чубик, В.А. Лойша

Томский политехнический университет, Томск, Россия, rikhvanov@tpu.ru

# CONTRIBUTION OF THE UNIVERSITIES OF TOMSK CITY TO THE STUDY OF RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE ELEMENTS

L.P. Rikhvanov, P.S. Chubik, V.A. Loysha

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Спецификой города Томска с момента организации в нем Императорского университета (1878) и Технологического института (1896) является сопричастность ко многим научным открытиям, включая и открытие радиоактивности, сделанное во Франции Анри Беккерелем. Дата открытия этого явления и дата основания Томского технологического института (ТТИ) удивительным образом совпадают. Возможно, это и предопределило то, что в ТТИ, ныне – Национальном исследовательском Томском политехническом университете (ТПУ), изучением фундаментальных и прикладных аспектов явления радиоактивности и ее носителей – радиоактивных элементов – занимались с первых дней существования вуза, занимаются сегодня и, уверены, будут заниматься в будущем. Рассмотрена роль сотрудников первых томских учебных заведений в исследовании радиоактивности и радиоактивных элементов П.П. Орлова, Н.А. Гезехуса, В.А. Обручева, В.С. Титова и многих других на первых этапах становления данного научного направления. Отмечено их тесное взаимосотрудничество между собой и взаимосвязь с В.И. Вернадским. Показана роль ректора ТПУ А.А. Воробева в создании уникальной базы (ядерный реактор, бетатроны, синхротроны и др. установки) исследования в области изучения радиоактивности и ее использования в народном хозяйстве.

Спецификой города Томска с момента организации в нем Императорского университета (1878) и Технологического института (1896) является сопричастность ко многим научным открытиям, включая и открытие радиоактивности, сделанное во Франции Анри Беккерелем. Дата открытия этого явления и дата основания Томского технологического института (ТТИ) удивительным образом совпадают. Возможно, это и предопределило то, что в ТТИ, ныне – Национальном исследовательском Томском политехническом университете (ТПУ), изучением фундаментальных и прикладных аспектов явления радиоактивности и ее носителей – радиоактивных элементов – занимались с первых дней существования вуза, занимаются сегодня и, уверены, будут заниматься в будущем.

Имеющиеся в Томске архивные материалы (Р.А. Галанова, И.Т. Лозовский и др.) позволяют утверждать [2, 4, 5], что в Томске исследованиями нового явления занимались не менее активно, чем в Москве, Санкт-Петербурге, Одессе, и практически одновременно с началом исследований по этой проблеме в России (профессора А.П. Соколов, И.П. Бергман, Е.С. Буркcер и др.).

Прежде всего, этому способствовало то, что первые сибирские вузы комплектовались научными кадрами Московского, Санкт-Петербургского, Казанского университетов и Санкт-Петербургского горного института, имеющих прочные связи с научными кругами Европы. Так, первый ректор Томского университета профессор Н.А. Гезехус, выпускник физико-математического факультета Санкт-Петербургского университета, занимался изучением теплового действия лучей радия. Его работы по этому направлению обсуждались в научных кругах Томска уже в 1903 г., т.е. непосредственно в тот год, когда это явление было обнаружено [4].

Выпускниками европейских вузов России были и другие пионеры исследований радиоактивности и радиоактивных элементов в Сибири (П.П. Орлов, В.С. Титов, Д.В. Алексеев, П.П. Пилипенко, П.П. Гудков, М.Н. Соболев, В.А. Обручев и др.).

Пионером исследований радиоактивности и радиоактивных элементов в Томске был профессор П.П. Орлов, заведующий университетской кафедрой химии [4]. Уже в 1904 г., прибыв в Томск, он начал подготовку к проведению таких работ. В письме от 26 декабря 1904 г. он писал академику В.И. Вернадскому: *“Медиков интересует сейчас особенно радий. Хлопочу об отпуске денег на покупку его препаратов и кой-каких приборчиков… Надеемся с Пилипенко П.П. отыскать здесь урановые и ториевые минералы…”.*

В 1907 г. за счет личных средств П.П. Орлов организовал экспедиции в Енисейскую губернию (первая экспедиция Петербургской Академии наук была организована только в 1911 г.). В ней принимали участие студенты томских вузов М.П. Орлов, Б.К. Шишкин. Были получены результаты по радиоактивности воздуха на руднике Юлия, минеральных вод оз. Шира, Доможаково. П.П. Орлов отметил довольно высокую активность ключей и колодцев г. Томска, р. Томи в зимнее время и т.д.

В октябре-ноябре 1909 г. П.П. Орлов выступил на заседаниях Общества испытателей и врачей при Томском императорском университете с докладом “Радиоактивные вещества и их нахождение в природе”. В нем он отметил находки радиоактивных минералов на Алтае, доставленных П.П. Пилипенко (ученик В.И. Вернадского, по личной просьбе которого был в свое время принят В.А. Обручевым на работу младшим лаборантом кабинета минералогии ТТИ).

В 1912 г. П.П. Орлов по просьбе директора ТТИ Н.И. Карташова исследует образец минерала, достав-

ленного в институт Восточно-Сибирским отделом Русского географического общества. Минерал оказался ортитом с весьма интересными свойствами, о которых было сообщено в материалах Географического общества в 1914 г.

На следующий год в виде отдельного выпуска "Трудов" Радиевой экспедиции Петербургской Академии наук была опубликована работа П.П. Орлова "К вопросу о нахождении радиоактивных веществ в шлихах золотоносных областей России". Своими практическими результатами труд представляет интерес и для сегодняшних исследователей радиоактивности Сибири [6].

У П.П. Орлова были тесные связи с ТТИ. В своем письме В.И. Вернадскому от 01.07.1913 г. он писал: *"Пользуясь знакомствами в технологическом институте, стараюсь пропагандировать изучение радиоактивных веществ..."*.

В 1917–1926 гг. профессор П.П. Орлов вел на физико-математическом факультете ТГУ курс лекций "Радиоактивные элементы, их свойства и нахождение в природе".

При исследованиях по теме радиоактивности П.П. Орлов тесно контактировал с профессорами ТТИ А.И. Ефимовым (кафедра физики), Д.В. Алексеевым (кафедра химии), геологами и горняками П.П. Гудковым, А.В. Лаврским, Б.Л. Степановым, Л.Л. Тове и др. Такое, по сегодняшним понятиям, сетевое взаимодействие и позволило ему разработать фундаментальную научную программу по изучению радиоактивности и радиоактивных веществ в Сибири, которая, по оценке ряда специалистов, на тот период времени была наиболее системной [4].

Весьма познавательной для томичей оказалась статья Д.В. Алексеева в газете "Сибирская жизнь" от 9 декабря 1905 г. Автор рассказывал о свойствах радия и о его возможном значении для человека. Д.В. Алексеев опубликовал еще ряд статей по влиянию радиоактивности на живые организмы. По данным И.Т. Лозовского, он занимался изучением радиоактивности и радиоактивных веществ уже в 1904 г., что следует из газетных сообщений о его публичной лекции в г. Томске (газета "Сибирская жизнь" 6 февраля 1904 г.).

В ТТИ изучение радиоактивности весьма активно вел В.С. Титов – лаборант кафедры физики, ученик профессора П.Н. Лебедева, будущий профессор МГУ. В архивных документах есть его заявление от 25 мая 1905 г. с просьбой командировать на Алтай. Цель командировки не указана, но можно предположить, что речь шла об изучения радиоактивности вод Белокурихи. Уже в марте 1908 г. в прошении на имя директора ТТИ он пишет: *"Летом 1907 года я имел случай провести, благодаря выписанным физической лабораторией вверенного Вам института приборам Эльстера и Гейтеля, наблюдения радиоактивности теплых минеральных источников деревни Белокуриха на Алтае. Эти наблюдения убедили меня в очень большой радиоактивности названных минеральных вод". "...Кроме того, я убедился,* – пишет В.С. Титов, – *в чрезвычайно большой, превосходящей, повидимому, радиоактивность газа Нарзана, радиоактивности газа, выделяющегося из Белокурихинских источников".*

На основании этого прошения совет ТТИ в 1908 г. командировал В.С. Титова и студента В.П. Маркова в экспедицию по детальному изучению радиоактивности вод и газовых терм Белокурихи, выделив для этих целей 300 руб. – немалые по тем временам средства.

В начале 1909 г. на XII съезде естествоиспытателей и врачей с материалами по радиоактивности вод Белокурихи были ознакомлены ведущие специалисты России (Дневник №9, 1909–1910).

В 1913 г. по распоряжению директора ТТИ была издана книга В.С. Титова "Радиоактивная эманация в водах и газах терм деревни Белокуриха на Алтае". Этот труд [8] интересен и сегодняшним специалистам, поскольку дает возможность оценить динамику изменения природной радиоактивности.

Историческим важным моментом в изучении явления радиоактивности и радиоактивных веществ в Сибири стала встреча российских ученых с московским промышленником П.П. Рябушинским. В личном архиве академика В.А. Обручева хранятся записки о его встрече с этим известным предпринимателем и спонсором науки. Встреча состоялась в четверг 14 ноября 1913 г. в московском доме квартире П.П. Рябушинского. В ней участвовали В.И. Вернадский, В.А. Обручев, В.Д. Соколов и другие известные ученые, всего 12 чел. [4, 5].

После этого В.А. Обручев предпринял шаги по организации поисков радия в Сибири. Он направил через профессора П.П. Гудкова, своего ученика и преемника на кафедре в ТТИ, большую статью, которая 1 декабря 1913 г. была опубликована в томской газете "Сибирская жизнь" под названием "Ищите радий". В.А. Обручев популярно изложил представления о радии и его ценности на службе людям. В свою очередь, П.П. Гудков собрал всех работавших под его началом геологов, а также студентов горного отделения ТТИ, прочел им лекцию о радиоактивных элементах и предложил попутно с исполнением основных работ по разведке месторождений руд заниматься еще и поисками радия.

За 1913 г. последовал 1914 г., а потом и 1917 г. Военные и политич6еские потрясения не позволили научной общественности должным образом оценить итоги командировок В.И. Вернадского: в 1914 г. в Забайкалье, Иркутскую, а в 1916 г. – и в Томскую (Алтай) губернии, хотя не исключено, что эти экспедиции также были следствием той знаковой встречи у П.П. Рябушинского.

Результаты поисков радия в тот период оказались малоутешительны. Крупных месторождений открыто не было: ведь специалисты практически ничего не знали о радиоактивности руд, не была разработана методика их поисков.

О подробностях тех поисков рассказывал И.Т. Лозовскому, историографу ТПУ, знаменитый советский геолог профессор Н.Н. Урванцев, открыватель Норильского рудного района и первый исследователь архипелага Северная Земля.

Студент Урванцев под руководством проф. П.П. Гудкова работал в 1913–1917 гг. в Кузбассе. Для поиска радиоактивных руд приборов тогда еще не существовало.

Небезынтересно, что высокая ураноносность железных руд Кузнецкого Алатау была доказана только в пятидесятые годы работами В.Н. Котляра, В.Е. Бойцова, Т.М. Кайковой и др.

Снаряженная на деньги П.П. Рябушинского специальная экспедиция занималась поисками радиоактивных элементов в Забайкалье летом и осенью 1914 г. Возглавлял ее М.Н. Соболев, экономист по образованию. Крупный ученый, он ряд лет проработал в Томском императорском университете и в ТТИ, был дружен с профессором В.А. Обручевым, почетным членом ТТИ Г.Н. Потаниным и многими другими учеными, занимавшимися исследованиями Сибири. Профессор М.Н. Соболев был опытным исследователем, хорошо знал местность и, возможно, именно поэтому ему, отнюдь не специалисту в области геологии, и поручили возглавить Забайкальский отдел Московской экспедиции, как официально называлась тогда эта группа поисковиков. Профессор М.Н. Соболев был вынужден заключить с П.П. Рябушинским договор, в соответствии с которым он не имел права во время работы собирать лично для себя коллекции, передавать кому бы то ни было любые сведения о работе отрядов. Все, что касалось экспедиции, являлось личной собственностью П.П. Рябушинского, и только он один мог распоряжаться всеми полученными материалами.

В Забайкальской экспедиции принимали участие многие видные петрографы, минералоги, геологи. В конце 1914 г. Н.М. Соболев опубликовал краткое сообщение об итогах работы. Больше никаких материалов по результатам той эпопеи не публиковалось, и где они находятся сейчас – неизвестно.

После революции и гражданской войны изучением радиоактивности занимались многие ученые Томска. Прежде всего, исследовалась радиоактивность минеральных вод (П.П. Орлов, М.П. Орлова и др.). Внес свой вклад в эти работы и В.Д. Кузнецов – основатель школы физики твердого тела, будущий академик, обстоятельные данные которого по этой проблеме были опубликованы в 1936 г. [3]. В этом же году профессор В.П. Чехов, основатель кафедры цитогенетики ТГУ, опубликовал статью о влиянии радона курорта Белокуриха на развитие растений, отмечая его как стимулирующее, так и угнетающее воздействие [9].

В тридцатые годы, судя по весьма скудным отрывочным сведениям, в вузах Томска велись исследования по различным направлениям зарождающейся ядерной физики. Так, журнал “Природа” в 1932 г. опубликовал статью С.И. Вавилова “Физика в России и СССР”, в которой отмечалось, что в стране “...идет работа с получением мощных потоков быстрых электронов и ионов с целью искусственного разложения атомов (Москва, Харьков, Томск)” (“Природа”, №11–12, 1932, с. 1003).

С Москвой и Харьковом понятно, но с Томском не все ясно. Кто и какие проводил в нашем городе исследования, которые были известны будущему президенту Академии наук? Экскурс в историю Сибирского физико-технического института (СФТИ), который был основан на базе Института прикладной физики, созданного в 1923 г. в ТТИ профессором Б.П. Вейнбергом, показывает, что в нем такого рода исследования велись профессорами П.С. Тартаковским (заведующий электронной лабораторией) и М.И. Корсунским (заведующий рентгеновской лабораторией). И тот, и другой были направлены для работы в Томск в 1929 г., оба – воспитанники ленинградской школы академика А.Ф. Иоффе, в которой позднее велись работы по Атомному проекту.

Нельзя не вспомнить также томскую страницу биографии Д.Д. Иваненко, выдающегося физика-теоретика, автора протонно-нейтронной модели атомного ядра. “Страница” не так уж мала: три с половиной года в стенах СФТИ и профессура в ТГУ [7].

Одним из учеников этих профессоров был будущий легендарный ректор Томского политехнического А.А. Воробьев [1]. Судя по сохранившемся документам и воспоминаниям, в 1929–1930-е гг. А.А. Воробьев проходил практику в Ленинградском физтехе. Можно предположить, что в это время он там познакомился с будущим руководителем ядерной программы СССР И.В. Курчатовым. Это мало кому известно, но в 1931 г. двадцатиосьмилетний Курчатов приезжал в Томск согласовывать программы работы СФТИ с другими физико-техническими институтами страны. В своем интервью газете “Красное Знамя” от 14 июня 1931 г. он и его коллега Лазарь Рубинштейн отметили необходимость развивать в Томске фундаментальную науку “...вопросы волновой природы материи электрона, вопросы строения ядра...”. Знакомство А.А. Воробьева с И.В. Курчатовым во многом предопределило дальнейшее развитие Томского политехнического (открытие физико-технического факультета, Института ядерной физики с его излучательными установками), и строительства в окрестностях Томска крупнейшего в мире ядерного комплекса.

Со слов В.А. Воробьева, сына Александра Акимовича, ректор ТПИ дважды имел аудиенции у верховного координатора ядерного проекта Л.П. Берия, встречался также с руководителями атомной промышленности А.П. Завенягиным и М.Г. Первухиным. Впрочем, какой-либо документальной информации об этом нет, а потому невозможно судить насчет ее достоверности.

В годы Великой Отечественной войны или в самом начале 50-х гг. в Томске, судя по оставшимся участкам сильного радиоактивного загрязнения в Университетской роще ТГУ, которые были выявлены и ликвидированы только в конце 90-х гг. XX в., проводились какие-то исследовательские работы с высокорадиоактивными веществами, в том числе с изотопами европия.

26 марта 1949 г. Совет Министров СССР принял решение о строительстве близ областного центра Сибирского химического комбината. 7 августа 1953 г. была получена первая партия обогащенного урана промежуточной концентрации, а через два года началась выработка урана оружейной кондиции.

24 сентября 1958 г. впервые в Советском Союзе в составе Сибхимкомбината была введена в эксплуатацию промышленная АЭС мощностью 100 МВт на базе промышленного уран-графитового реактора, который, по сути, был прототипом энергетического реактора РБМК-1000.

Параллельно со строительством нового атомного

производства в ТПИ началась подготовка кадров для атомной отрасли. Постановлением от 7 мая 1949 г. Совет Министров СССР обязал Министерство высшего образования (МВО) СССР организовать в ТПИ инженерный физико-химический факультет №611 [10]. В ответ на это постановление приказом МВО СССР 1 сентября 1950 г. в составе ТПИ был открыт физико-технический факультет. Этот же приказ предписывал организовать на ФТФ следующие кафедры: электрофизических установок, автоматизации установок ядерной техники и технической электроники, теоретической физики и разделения изотопов, химической технологии редких и радиоактивных элементов, геологии и разведки руд редких и радиоактивных элементов [2, 10].

Последняя кафедра – геологии и разведки руд редких и радиоактивных элементов – была открыта только в 1954 г. (зав. кафедрой профессор В.К. Черепнин) и не на физико-техническом факультете, а на геологоразведочном (ГРФ). Надо сказать, что близкая специализация уже существовала на кафедре полезных ископаемых ГРФ ТПИ.

В конце 1956 г. на базе этих двух кафедр была создана одна – кафедра полезных ископаемых и разведки руд редких и радиоактивных элементов. В.К. Черепнин возглавлял ее в 1956–1963 и в 1967–1981 гг. [2].

Первый выпуск горных инженеров-геологов по редкометальному профилю состоялся в 1956 г. В 1957 г. было сделано два выпуска: первый – в феврале, второй – в декабре. Стране требовались специалисты – уранщики. Всего по состоянию на 01.08.1997 г. кафедрой было подготовлено 756 специалистов-редкометальщиков. До 1990 г. подавляющее большинство выпускников распределялись на работу в специализированные предприятия Министерства геологии СССР [2]. В 1997 г. в связи с отсутствием целевого заказа состоялся последний выпуск.

Для качественной подготовки специалистов в области геологии стратегического сырья (уран, торий, редкие земли и др.) при кафедре геоэкологии и геохимии (такое название она носит с 2002 г.) открыт Международный научно-образовательный центр “Урановая геология”. Центр оснащен самым современным научным оборудованием, позволяющим вести исследования на современном мировом уровне. Помощь в техническом оснащении Центра оказала компания О.В. Дерипаски, показавшего пример хорошего партнерского отношения частного капитала и государства в лице ТПУ. В 2008 г. на кафедре геоэкологии и геохимии началась подготовка магистров по направлению “Геология и разведка руд редких и радиоактивных элементов”. Это совершенно иная программа подготовки, отвечающая самым высоким современным требованиям и соответствующая мировым стандартам подготовки геологов этого профиля [2].

За шесть десятилетий существования кафедры более 80 ее выпускников защитили кандидатские диссертации, 17 – стали докторами наук, профессорами: Ковалев В.П., Кривенко А.П., Ножкин А.Д., Кучеренко И.В., Миронов А.Г., Язиков В.Г., Росляков Н.А., Сальников В.Н., Семинский Ж.В., Толкачев М.В., Карюкин Г.Л., и др., 45 выпускников и 4 сотрудника кафедры получили дипломы первооткрывателей месторождений. Многие выпускники за выдающиеся успехи в работе награждены орденами и медалями, в том числе двое – высшей наградой СССР – орденом Ленина (В.А. Шлейдер, В.С. Чечеткин). Лауреатами Государственной премии СССР стали сотрудник кафедры Вьюнов Ф.И. и ее выпускники: В.А. Шлейдер, Н.И. Рубанов, В.А. Медведев [2].

Среди выпускников кафедры – бывший заместитель министра геологии СССР М.В. Толкачев, председатель ГКЗ Республики Казахстан А.К. Мазуров, вице-президент компании “Казатомпром” В.Г. Язиков, генеральные директоры производственных геологических объединений Е.А. Воробьев, Ю.Г. Гненной, А.П. Коновалов, В.Г. Брыкин, С.А. Егоров и др. [2].

В 1958 г. при ТПИ был открыт НИИ ядерной физики, электроники и автоматики [10]. А с 1967 г. в составе НИИ ядерной физики работает единственный за Уралом исследовательский реактор, на котором проводятся уникальные научные эксперименты, а будущие специалисты-атомщики учатся управлять сложнейшими процессами. Сама история принятия решения по строительству исследовательского ядерного реактора требует отдельного рассмотрения и осмысления. Прежде всего, в этом решающую роль сыграл легендарный ректор ТПИ А.А. Воробьев и активно поддерживавший его первый секретарь Томского обкома КПСС В.А. Москвин. Оба они были в хороших отношениях с академиком И.В. Курчатовым.

Об этом вспоминает Иван Петрович Чучалин:

...Еще в 1957 г. правительственным постановлением было предписано построить три ядерных исследовательских реактора в качестве базы подготовки кадров для атомной промышленности – в МИФИ, Уральском политехническом и в нашем вузе. Уральцы позже отказались от этого проекта из-за аварии на “Маяке”. Мы были не против, но тогдашний министр среднего машиностроения Ефим Павлович Славский не спешил с началом строительства, считая, что реакторы под Томском уже есть, а новый может рассекретить Сибхимкомбинат. Вопрос рассматривался на заседании Научно-технического совета Минсредмаша, председателем которого являлся Игорь Васильевич Курчатов. Туда должен был ехать Воробьев, но он заболел, и вместо него поехал я. Меня только недавно назначили директором НИИ ЯФ, был я тогда еще совсем молодой, 32 года, и выступать перед такими авторитетами, как Курчатов, академики Александров, Арцимович, Померанчук и другими, было очень волнительно. Мне дали 15 минут на обоснование необходимости строительства реактора в ТПИ, я выступил, и меня завалили вопросами. Курчатов даже вынужден был сказать: “Хватит задавать вопросы, мы при желании легко можем задолбать этого молодого человека. Давайте обсудим по существу”. Мнения разделились и Игорь Васильевич попросил меня написать на доске фамилии ученых, кто будет выполнять исследования на нашем реакторе. Я написал фамилии академиков В.Д. Кузнецова, А.Г. Савиных, И.В. Торопцева, С.П. Карпова, профессоров А.А. Воробьева, Л.П. Кулева, А.Н. Добровидова, А.М. Розенберга и других. Курчатов,

обращаясь к членам совета, сказал: “Посмотрите на доску, там написаны фамилии известных российских ученых. С ними работает молодежь. Томск – это научный центр Сибири. Если мы построили исследовательские реакторы в Грузии, Белоруссии, Узбекистане, Латвии и других республиках, как же мы можем отказать известным российским ученым-томичам?”. В общем, постановили: реактору в ТПИ быть! Запустили мы его в июле 1967 года, почти одновременно с МИФИ. Он называется ИРТ-1000 – исследовательский реактор тепловой мощностью 1000 кВт. В 1985 году, когда я уже был ректором ТПИ, мы провели его модернизацию и довели мощность до 6000 кВт. Некоторые называют наш реактор учебным, это неправильно. Это не тренажер, а самый настоящий ядерный реактор, предназначенный для одновременного проведения большого числа исследований. Он имеет доступ в десять радиальных каналов к активной зоне и еще около 20 вертикальных каналов. В промышленных реакторах такого нет. (*И.П. Чучалин. “Красное знамя”. 15.10.2015*).

Запуск ядерного реактора сыграл огромную роль в развитии ядерно-физических исследований: создание материалов с новыми свойствами, производство радиохимических препаратов, развитие методов исследования материалов, в том числе геологических, а также материаловедческие, радиобиологические и медицинские исследования. О его научном и практическом значении говорили на Всесоюзном совещании по использовании ядерных реакторов в народном хозяйстве в 1984 г., когда в Томск прибыл весь цвет ядерной науки (только академиков было около двух десятков!) во главе с президентом АН СССР А.П. Александровым [10].

Для геологов ТПИ открытие реактора дало новый толчок к становлению новых научных школ, прежде всего, геохимии золота (профессора А.Ф. Коробейников, А.Г. Миронов и др.), сибирской радиогеохимической школы (профессор Л.П. Рихванов и др.), упрочнения бурового инструмента (профессор С.Я. Рябчиков).

А если учесть, что в этот период в ТПИ был запущен еще ряд уникальных ядерно-физических установок, таких как бетатроны и циклотроны, синхротрон “Сириус” и другие, то можно понять, что политехнический институт во многих областях теоретической и прикладной ядерной физики выполнял работы на уровне лучших мировых центров. Именно в Институте ядерной физики при ТПУ профессором Б.Н.Родимовым была создана новая теория строения атомного ядра и высказана идея о существовании холодного ядерного синтеза; были сделаны новые открытия и выполнены исследования по изучению явления радиоактивности [10].

Когда стартовал советский атомный проект, перед ТПИ были поставлены две основные задачи: подготовка кадров и активное участие в научно-технических разработках по атомной тематике. Обе эти задачи ТПИ-ТПУ успешно решает на протяжении вот уже более 60 лет. Сегодня, пожалуй, нет ни одного предприятия атомной отрасли, а также геологоразведочных и горнодобывающих предприятий, обеспечивающих их сырьем в России и Казахстане, где бы ни трудились питомцы Томского политехнического.

***Литература***


1. *Александр Акимович Воробьев / автор-сост. Т.В. Веснина. – Томск : Изд-во ТПУ, 2012. – 397 с.*
2. *И лучшей судьбы не хотим. – Томск : Изд-во ТПУ, 2010. – 347 с.*
3. *Кузнецов В.Д. Радиоактивность источников курорта Белокуриха // Белокуриха. Сибирский радиоактивный курорт. – Новосибирск : Зап.-Сиб. краевое изд-во,1935. – С. 12–21.*
4. *Материалы I–IV международных конференций “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека”. – Томск : Изд-во ТПУ, 1996 ; Томск : Изд-во Тандем-Арт, 2004 ; Томск : STT, 2009 ; Томск : Изд-во ТПУ, 2013.*
5. *Наумов Г.Б., Рихванов Л.П. Роль В.И. Вернадского в становлении и развитии учений о радиоактивности и радиогеологии // Материалы IV международной конференции “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека”. Томск, 2013. – Томск : STT, 2013. – С. 22–34.*
6. *Орлов П.П. Исследование радиоактивности золотоносных шлихов Сибири.*
7. *Сибирский физико-технический институт. История создания и становления в документах и материалах (1928–1941). – Томск, 2005.*
8. *Титов В.С. Радиоактивная эманация в водах и газах терм деревни Новая Белокуриха на Алтае. – Томск : Изд-во ТТИ, 1913. – 48 с.*
9. *Чехов В.П. Влияние радиоактивной воды курорта Белокуриха на растения // Белокуриха. Сибирский радиоактивный курорт. – Новосибирск : Зап.-Сиб. краевое изд-во,1935. – С. 28–38.*
10. *Ятис А.А. НИИ ЯФЭА при Томском политехническом в документах и фактах. Часть 1. .Становление и развитие. – Томск, 2015. – 375 с.*
11. *50-летие физико-технического образования в Сибири. – Томск : Изд-во ТПУ, 2000.*

# ОСОБЕННОСТИ ВЫСОТНОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ Г. ГОРНО-АЛТАЙСКА

Ю.В. Робертус[1], В.А. Ситникова[2]

[1]Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул, Россия, iwep@iwep.ru
[2]Горно-Алтайский госуниверситет, Горно-Алтайск, Россия, valya_90_well@mail.ru

# FEATURES THE ALTITUDE DISTRIBUTION OF RADIONUCLIDES AND HEAVY METALS IN THE SOILS OF THE GORNO-ALTAISK

Y.V. Robertus[1], V.A. Sitnikova[2]

[1]Institute of Water and Ecological Problems, SB RAS, Barnaul, Russia
[2]Gorno-Altaisk State University, Gorno-Altaisk, Russia

Проведен анализ поведения радионуклидов и тяжелых металлов в почвах Горно-Алтайска. Установлены разнонаправленные тенденции в их распределении по высотным зонам. Предположено, что основным фактором их формирования является многолетний привнос пылеаэрозолей в периоды смогообразования.

Analysis of the behavior of radionuclides and heavy metals in the soils of the Gorno-Altaisk was carried out. Mixed trends in their distribution by altitude zones were installed. Hypothesized that factor in their formation of a many years period brings dust aerosols in smog precursor.

Административный центр Республики Алтай – г. Горно-Алтайск – расположен в низкогорной расчлененной местности, в узком днище и крутых бортах долины малой р. Майма (правый приток р. Катунь). Абсолютные отметки его застроенной территории составляют 270–500 м (в среднем 300–350 м). Ведущими видами хозяйственной деятельности являются: выпуск продуктов питания, производство стройматериалов, оказание коммунальных, транспортных и прочих услуг, строительство, садоводство. Крупные и средние промышленные предприятия в черте города отсутствуют. Основные источники негативного воздействия на окружающую среду представлены многочисленными малыми котельными (около 100 ед.) и автотранспортом (30 тыс. ед.).

Геоэкологическая изученность городской территории удовлетворительная, но данные прошлых работ не обобщены. Также не проводится мониторинг состояния компонентов окружающей среды, кроме поверхностных (р. Майма) и подземных вод.

Начатое в последние годы комплексное изучение экологической ситуации в районе г. Горно-Алтайска включает оценку радиационной обстановки (измерения МЭД, ППР и ЭРОА радона, гамма-спектрометрическое определение ЕРН-ТРН в почвах и донных осадках). На территории города был задействован 41 пункт наблюдения, в т. ч. 7 условно фоновых пунктов, удаленных от окраин на расстоянии 0,2–0,8 км (рис. 1).

Прошлыми исследованиями выяснено, что радиационная обстановка в районе города определяется в основном гамма-фоном горных пород и почв, создаваемом естественными радионуклидами (ЕРН), уровнем активности радона в воздухе и в воде, а также воздействием космического излучения и, в небольшой степени, прошлыми атмосферными выпадениями радиоактивных продуктов ядерных взрывов на СИП [2].

Нами установлено, что содержание и параметры слабоконтрастного распределения ЕРН в почвах и донных осадках р. Майма находятся на уровне местного фона и практически совпадают между собой (разница не более 5–10%), что свидетельствует о близости их минерального субстрата, унаследованного от почвообразующих пород венд-кембрия (табл. 1). Это касается и торий-уранового отношения, которое в среднем составляет 2,7 для почв и 2,4 для донных осадков. Между собой ЕРН имеют положительные значимые связи, обусловленные совместным нахождением в почвообразующих породах. Напротив, их связи с привнесенными глобальными и локальными выпадениями $^{137}Cs$ отрицательные и незначимые [2].

Значительная часть городской территории является опасной по радону, пространственное распределение которого характеризуется крайней неравномерностью. К потенциально радоноопасным участкам относятся области развития мелких тел и апикальных зон не выходящих на эрозионный срез верхнепалеозойских гранитоидных интрузий, “дренирующих” их разломных структур и узлов их пересечения.

Средняя объемная активность $^{222}Rn$ в помещениях в разные годы составляла 155–256 Бк/м$^3$ при максимальных значениях до 5000 Бк/м$^3$ и более, а его концентрации в подземных водах палеозойских комплексов варьировались от первых единиц до 2650 Бк/л и, как правило, не превышали гигиенический норматив 60 Бк/л. Плотность потока радона с поверхности почвы составляла 12–8610 мБк/м$^2$·с при среднем 77–186 мБк/м$^2$·с, а его объемная активность в приземной атмосфере – 1,7–82 мБк/м$^3$.

В связи с гористым рельефом городской территории с амплитудой высот более 200 м, наличием частых воздушных инверсий и, как следствие, сильной запыленностью в “догазовый” период работы котельных (до 3 т·км$^2$/сут., в среднем 200–400 кг·км$^2$/сут.), основной акцент в настоящей статье сделан на выяснение ранее не изученных особенностей вертикального (высотного) распределения радионуклидов, тяжелых металлов (ТМ) и ряда физико-химических свойств почв – основного

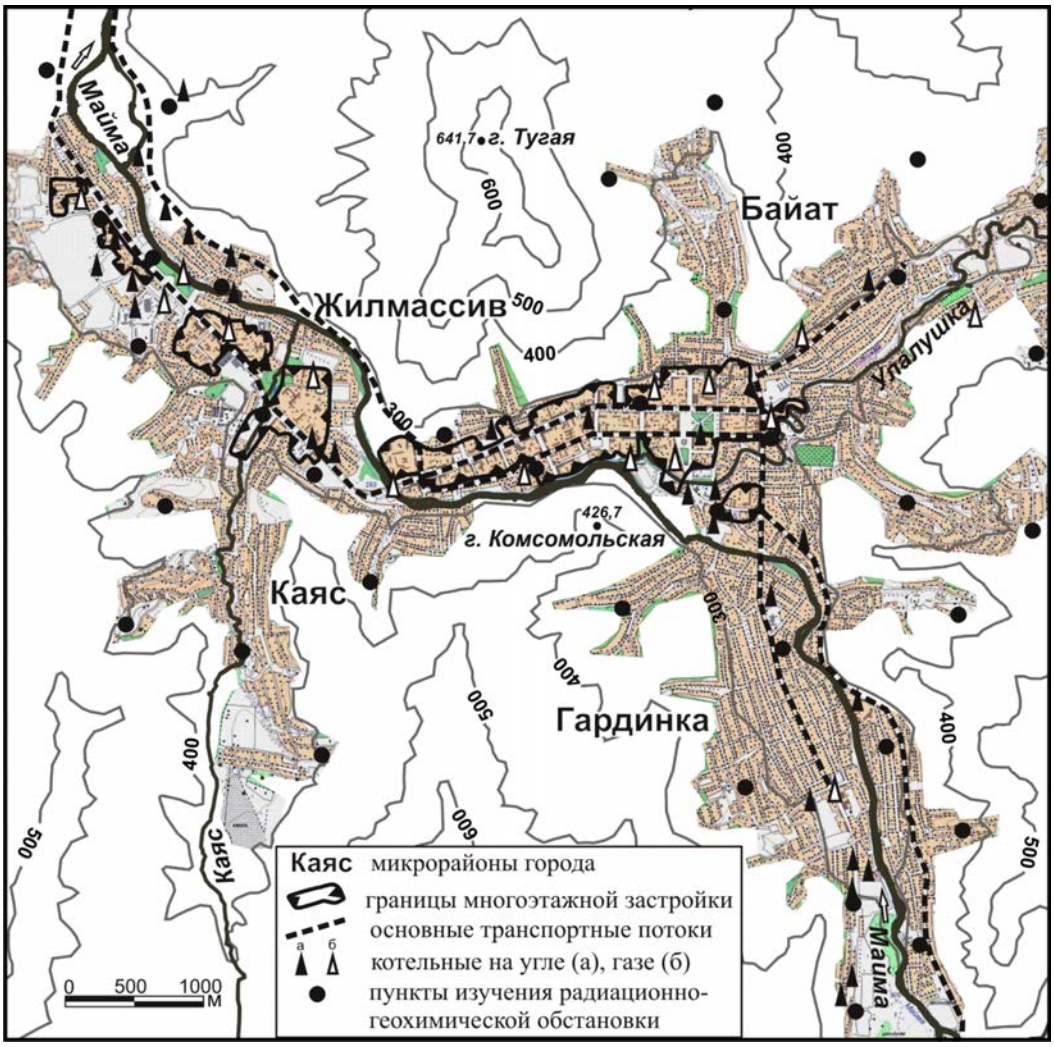



***Рис. 1.*** *Схема оценки радиационно-геохимической обстановки в г. Горно-Алтайске*

*Таблица 1. Концентрации радионуклидов в почвах и донных осадках г. Горно-Алтайска (г/т)*

| Содержание | Почвы (n=44) | | | | Донные отложения (n=16) | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K, % | $^{137}$Cs, Бк/кг | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K, % | $^{137}$Cs, Бк/кг |
| min-max | 1,8–3,8 | 4,6–8,0 | 0,93–1,50 | 2–47 | 2,0–4,0 | 4,4–7,5 | 1,11–1,57 | 2–5 |
| X | 2,4 | 6,5 | 1,25 | 8 | 2,7 | 6,5 | 1,31 | 2,7 |
| V, % | 22,5 | 12,9 | 9,8 | 108,0 | 22,6 | 13,2 | 9,2 | 41,1 |

реципиента и индикатора специфики антропогенного воздействия на окружающую природную среду.

Анализ их средних концентраций по четырем высотным поясам – менее 300 м (днище долины р. Майма), 300–350, 350–400 и более 400 м (борта речной долины) показал наличие отчетливо выраженных разнонаправленных трендов их распределения в этом ряду высотных поясов. Так, содержание ЕРН увеличивается с высотой местности на 7–31%, а $^{137}$Cs, напротив, уменьшается более чем в два раза. Идентичная тенденция проявлена и для физико-химических свойств почв, для которых в центре города присущи повышенные на 16–50% щелочные и магнитные (æ) свойства (табл. 2).

В высотно-поясном распределении тяжелых металлов в почвах города также проявлены разнонаправленные тренды. Так, с высотой местности увеличивается на 17–34% среднее содержание элементов группы железа (Fe, Ti, Mn, Cr, V, Ni, Co) и на 19–53% уменьшается содержание элементов группы серы (Hg, Cu, Pb, Zn, Ag) (табл. 3).

Геохимические различия поведения этих групп элементов подтверждаются характером их корреляционных связей. Элементы обеих групп имеют значимые положительные связи между собой и отрицательные связи с элементами другой группы. При этом элементы второй группы имеют значимые положительные связи с пылевой нагрузкой зимнего периода, а элементы первой группы – отрицательные связи.

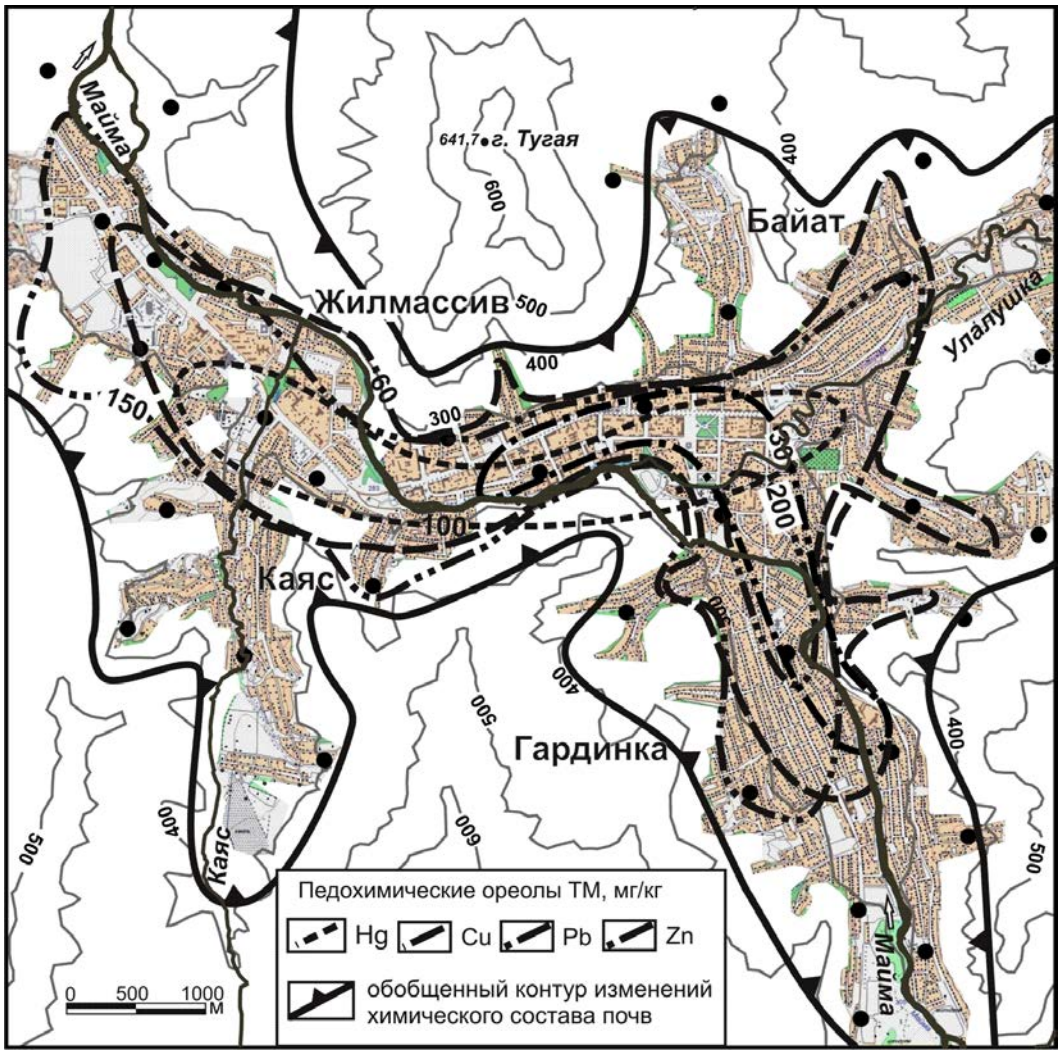



***Рис. 2.*** *Педохимические ореолы рассеяния ТМ на территории г. Горно-Алтайска*

Более наглядно различия этих групп тяжелых металлов видны в их пространственном распределении на территории города. В частности, ТМ второй группы образуют контрастные ореолы наложенного загрязнения почв, эпицентры которых приурочены к наиболее урбанизированной центральной части города [5].

Напротив, для ТМ группы железа характерно повышенное содержание в бортах р. Майма на высотах 400 м и более, отвечающей условной границе фонового состояния почв (рис. 2). Эта геохимическая особенность может быть объяснена с позиции разубоживания фоновых концентраций сидерофильных ТМ и повышения халькофильных ТМ при воздействии на почвы города пылеаэрозольных выпадений от котельных и транспорта. В частности, на это указывают соответственно пониженное и повышенное содержание этих групп ТМ в твердом остатке снеговых проб (табл. 3).

Этот же фактор, по нашему мнению, обусловливает вышеотмеченную высотную зональность распределения ЕРН в почвах города, а также их физико-химических свойств. Ввиду отсутствия данных по активностям естественных радионуклидов в ТОСП, можно предполагать, что в пылеаэрозольных выпадениях они ниже, чем почвах.

Данные по газовому составу пылеаэрозолей позволяют считать, что их водородный показатель находится на уровне 7–8 ед. В результате их длительного воздействия pH почв в центре города изменился со слабокислого (5,7–6 ед.) на нейтральный (табл. 2). Идентичные тренды проявлены и для поведения других физико-химических свойств почв (содержание карбонатов, физического песка и др.), максимальные значения которых отмечаются на наиболее урбанизированной территории города [1].

Установленная высотная зональность в распределении изученных радиационно-геохимических показателей состава почв г. Горно-Алтайска позволяет считать, что причиной ее формирования является многолетний привнос пыли и пылеаэрозолей, поступающих от котельных (в меньшей степени от транспорта). Особенно это проявляется в периоды смогообразования, которому способствуют воздушные инверсии зимнего периода на

*Таблица 2. Среднее содержание радионуклидов в почвах г. Горно-Алтайска*

| Отметки, м | $^{226}$Ra, г/т | $^{232}$Th, г/т | $^{40}$K, % | $^{137}$Cs, Бк/кг | pH, ед. | æ, 10–5 СИ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Менее 300 (n=13) | 2,06 | 6,24 | 1,21 | 12,40 | 7,02 | 111,3 |
| 300–350 (n=12) | 2,11 | 6,78 | 1,25 | 8,20 | 6,86 | 76,0 |
| 350–400 (n=9) | 2,53 | 7,13 | 1,33 | 7,00 | 6,34 | 60,0 |
| Более 400 (n=7) | 2,70 | 7,45 | 1,34 | 6,00 | 5,93 | 55,5 |
| >400 м / <300 м, ед. | 1,31 | 1,19 | 1,07 | 0,48 | 0,84 | 0,50 |

*Таблица 3. Среднее содержание тяжелых металлов (мг/кг) в почвах г. Горно-Алтайска*

| Отметки, м | Cr | V | Mn | Ni | Co | Cu | Zn | Pb | Mo | Hg |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Менее 300 (n = 13) | 87,1 | 88,6 | 730,3 | 42,5 | 22,9 | 47,8 | 132,3 | 21,2 | 1,33 | 0,091 |
| 300–350 (n = 12) | 97,7 | 94,2 | 733,3 | 42,9 | 24,2 | 45,8 | 116,7 | 19,6 | 1,23 | 0,075 |
| 350–400 (n = 9) | 108,3 | 95,6 | 738,5 | 44,6 | 27,5 | 44,6 | 95,6 | 17,2 | 1,11 | 0,051 |
| Более 400 (n = 7) | 116,7 | 99,2 | 857,1 | 52,2 | 30,0 | 38,6 | 85,7 | 15,7 | 1,00 | 0,043 |
| > 400 м / <300 м, ед. | 1,34 | 1,20 | 1,17 | 1,23 | 1,31 | 0,81 | 0,65 | 0,74 | 0,75 | 0,47 |
| ТОСП (1995–1997 гг.) | 63,5 | 81,5 | 650 | 29,0 | 18,1 | 65,4 | 172 | 75,4 | 2,8 | – |

территории города. В связи с недостаточной проветриваемостью узкой долины р. Майма, уноса и рассеивания выбросов котельных практически в прошлые годы не происходило, что способствовало частому проявлению смогоподобных образований и, как следствие, к накоплению пылеаэрозольных выпадений в почвах города [4].

Установлено [3], что с увеличением высоты местности запыленность воздушного бассейна города уменьшается, причем эта связь значима на уровне 99%. На высотах более 100–120 м над урезом р. Майма (отметки более 400 м), которые являются верхней границей смогоподобных образований (рис. 2), запыленность воздуха, а также содержание ЕРН, ТМ и свойств почв в целом соответствует фоновому уровню.

В качестве предварительного вывода проведенного исследования отметим, что особенностью выявленных трендов высотно-поясного распределения изученных показателей состава и свойств почв г. Горно-Алтайска является их ясно выраженный тесно увязанный между собой характер антропогенной трансформации исходного радиационно-геохимического фона, обусловленный многолетним поступлением в воздушный бассейн города пылеаэрозольных выбросов котельных и автотранспорта.

***Литература***


1. *Любимов Р.В., Робертус Ю.В. Характер антропогенных изменений физико-химических свойств почв населенных пунктов Республики Алтай // Геоэкология Алтае-Саянской горной страны. – 2005. – Вып. 2. – С. 102–107.*
2. *Рихванов Л.П., Робертус Ю.В. Некоторые особенности радиоактивного загрязнения территории Горного Алтая // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человек : матер. II Межд. конф. "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С. 769–771.*
3. *Состояние воздушного бассейна в районе г. Горно-Алтайска / Ю.В. Робертус, Р.В. Любимов, А.В. Кивацкая, Г.А. Шевченко // Матер. науч.-практ. конф. "Проблемы и перспективы социально-экономического развития города. – Горно-Алтайск, 2013. – С. 112–115.*
4. *Робертус Ю.В. К вопросу формирования антропогенных отрицательных геохимических аномалий // Биогеохимия техногенеза и современные проблемы геохимической экологии : матер. IX Межд. биогеохимической школы. – Барнаул, 2015. – Т. 1. – С. 197–200.*
5. *Ситникова В.А. Особенности загрязнения тяжелыми металлами почв г. Горно-Алтайска // Матер. Межд. науч.-практ. конфер. "Экологические аспекты природопользования в Алтае-Саянском регионе". – Белокуриха, 2014. – С. 44–49.*

# КОРРЕЛЯЦИОННЫЕ СВЯЗИ U, TH, K И $^{137}$CS В ЛИШАЙНИКАХ НА ТЕРРИТОРИИ ЯМАЛО-НЕНЕЦКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА

М.В. Рубанов, Б.Л. Щербов

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия,
rubanovmaksim@igm.nsc.ru, boris@igm.nsc.ru

# CORRELATION OF U, TH, K AND $^{137}$CS IN LICHENS OF THE YAMALO-NENETSKIY AUTONOMOUS DISTRICT

M.V. Rubanov, B.L. Shcherbov

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, Siberian Branch RAS, Novosibirsk, Russia

В работе рассмотрены U, Th, K и $^{137}$Cs в лишайниках рода *Cladonia* и их субстрате на территории ЯНАО с целью выявления возможных корреляционных связей между ними. Исследуемые лишайники произрастают в различных ландшафтных условиях и на широком разнообразии субстратов. В то время как U, Th и K демонстрируют высокие корреляции в субстрате, но не в лишайниках, в некоторых, но не во всех типах субстрата наблюдаются отчетливые линейные зависимости между содержаниями этих элементов в лишайнике и в субстрате. Показано, что содержания элементов в лишайнике и субстрате, вероятно, зависят от типа субстрата или ландшафта. В работе предпринимаются попытки объяснить наблюдаемые зависимости. Радиоцезий, к примеру, не показал корреляций ни для одного типа субстрата, но взаимосвязь его содержаний с типами ландшафтов прослеживается очень четко.

Our research deals with U, Th, K and $^{137}$Cs in *Cladonia* lichens and their substrate on the territory of Yamalo-Nenetskiy Autonomous District aiming to find possible correlations between them. The lichens under study grow in differing environments on a great variety of substrate types. While U, Th and K show high intercorrelations in substrate, but not in lichens, in some, but not all substrate types distinct linear dependences between these elements' contents in lichen and substrate are observed. It is noticed that the element's contents in lichen and substrate are likely to depend on substrate or environment type. Attempts are made to explain these dependences. Radio-cesium, for instance, has not shown correlations for any substrate type, but its contents' interrelation with environment types is clearly observed.

Лишайники являются симбиотическими ассоциациями, состоящими из микобионта – гриба отдела Ascomycota и фитобионта, представленного одноклеточной зеленой водорослью или цианобактерией. Автотрофное питание, за счет возможностей фитобионта, находящегося под защитой гиф гриба позволяет лишайникам заселять экстремальные условия обитания, непригодные для многих других организмов [7]. Роль лишайников в северных экосистемах привлекла пристальное внимание исследователей в связи с радиоэкологической проблемой "ягель – олень – человек" [12, 13].

Общеизвестно, что лишайники являются одним из лучших депонентов химических элементов, поступающих из атмосферы [6, 8–11]. Также в ряде работ показано что лишайники сорбируют некоторые элементы из субстрата [8, 10, 11, 14].

Цель проведенного исследования – выявление корреляционных связей U, Th, K и $^{137}$Cs в лишайнике и субстрате, на территории Пуровского района Ямало-Ненецкого автономного округа.

## Материалы и методы

Для выполнения поставленной задачи анализировался материал, собранный в период с 1997 по 2000 гг. В коллекцию вошли эпигейные главным образом кустистые лишайники при доминантах *Cladonia stellaris* и *Cladonia rangiferina*. Пробы отобраны с площадок от 2–3 до 10 м$^2$ в зависимости от плотности синузий. Всего в выборку вошли 78 проб лишайников и такое же число проб субстрата, на котором они росли. На основе визуальных наблюдений вся выборка была разделена на 7 групп по типу субстрата (табл. 1). Независимо, часть выборки (50 проб), для которой позволяли данные, была разделена на 4 группы по типам ландшафтов, в которых были отобраны образцы (табл. 2).

Все образцы были доведены до воздушно-сухого состояния, после чего в них методом гамма-спектрометрии определены U (экв. Ra), Th, K и $^{137}$Cs [3]. Анализы выполнены в ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН. Аналитик – А.С. Степин. Содержание U и Th измерялось в граммах на тонну, K – в %, $^{137}$Cs – в бк/кг.

Расчет коэффициентов корреляции (ρ) и построение графиков производились в программе Microsoft Excel. Достоверность оценок коэффициентов корреляции, рассчитанных по всему объему выборки (n = 78), проверялась по критерию Стьюдента, а для подгрупп, выделенных по типу субстрата и ландшафта – по критерию Фишера.

## Результаты и обсуждение

Изучение данных, полученных по всем 78 точкам, выявило достоверные сильные положительные корреляционные связи между парами элементов U-Th (ρ=0,71), U-K (ρ=0,74) и Th-K (ρ=0,90) в субстрате. В то же время, в лишайнике они отсутствуют. Возможно, отмеченные закономерности объясняются тем, что разные пробы субстрата, составляющие выборку, содержат в разных долях неорганическую и органическую части. Неорганическая часть, пески и супеси ЯНАО, сформированы материалом очень пестрого петрографического состава, выносимым из горных систем, окружающих Западносибирскую плиту: Урала, Кокчатавской глыбы, Алтая, Салаира и Енисейского кряжа [5]. Различающиеся между

собой в этих источниках содержания U, Th и K оказываются усредненными в осадочном материале, формирующем неорганическую часть субстрата. В лишайниках эта линейная связь теряется, что может происходить по различным причинам: поглощение U, Th и K из субстрата может быть неравномерным, либо поступление этих элементов из других источников может существенно влиять на их соотношение. Для $^{137}$Cs не выявлено явных достоверных корреляционных связей с остальными рассматриваемыми элементами, как в лишайнике, так и в субстрате. Последний результат является вполне ожидаемым, так как данный техногенный изотоп имеет атмосферный источник поступления, в отличие от U, Th и K.

*Таблица 1. Разделение выборки (78 проб) на группы по типу субстрата*

| Тип субстрата | Число проб |
|---|---|
| Лесная подстилка | 10 |
| Дерн | 13 |
| Лесная подстилка с песком | 27 |
| Дерн с песком | 9 |
| Торф | 9 |
| Песок | 4 |
| Подстилка с дерном и песком | 6 |

*Таблица 2. Разделение выборки (50 проб) на группы по типу ландшафта*

| Тип ландшафта | Число проб |
|---|---|
| Плотный лес | 20 |
| Редколесье | 11 |
| Болото | 12 |
| Околоводные обстановки | 7 |

В целом по выборке U, Th, Th/U и $^{137}$Cs лишайника и субстрата не показали линейной связи. В то же время K лишайника и субстрата связаны слабой (ρ=0,45) положительной линейной зависимостью.

При разделении выборки на группы ***по типам субстрата***, обнаруживается положительная линейная взаимосвязь (ρ=0,73) между содержанием Th в лишайнике и лесных подстилках. Положительная корреляция K в лишайнике и субстрате значительно усиливается в случаях, когда субстратом являются лесная подстилка (ρ=0,85) и дерн (ρ=0,62), но практически сводится на нет для торфов и неорганических субстратов (песок, супесь). К сожалению, малый объем выборочных групп и возможная неоднородность оставляют эти выводы под сомнением. По-видимому, органическое вещество активно концентрирует K, являющийся биофильным элементом, но из торфа, в котором уже активно идут процессы разложения, он также активно вымывается [4]. Для U и $^{137}$Cs не выявлено достоверных линейных зависимостей между содержаниями в лишайниках и каких-либо типах субстрата.

При рассмотрении выборочных средних с пределами варьирования (среднеквадратичные отклонения) в группах по типам субстрата (рис. 1) наблюдаются следующие закономерности. Содержание Th увеличивается от субстратов с наименьшей долей минерального вещества (торфы) к содержащим наибольшую (относи-

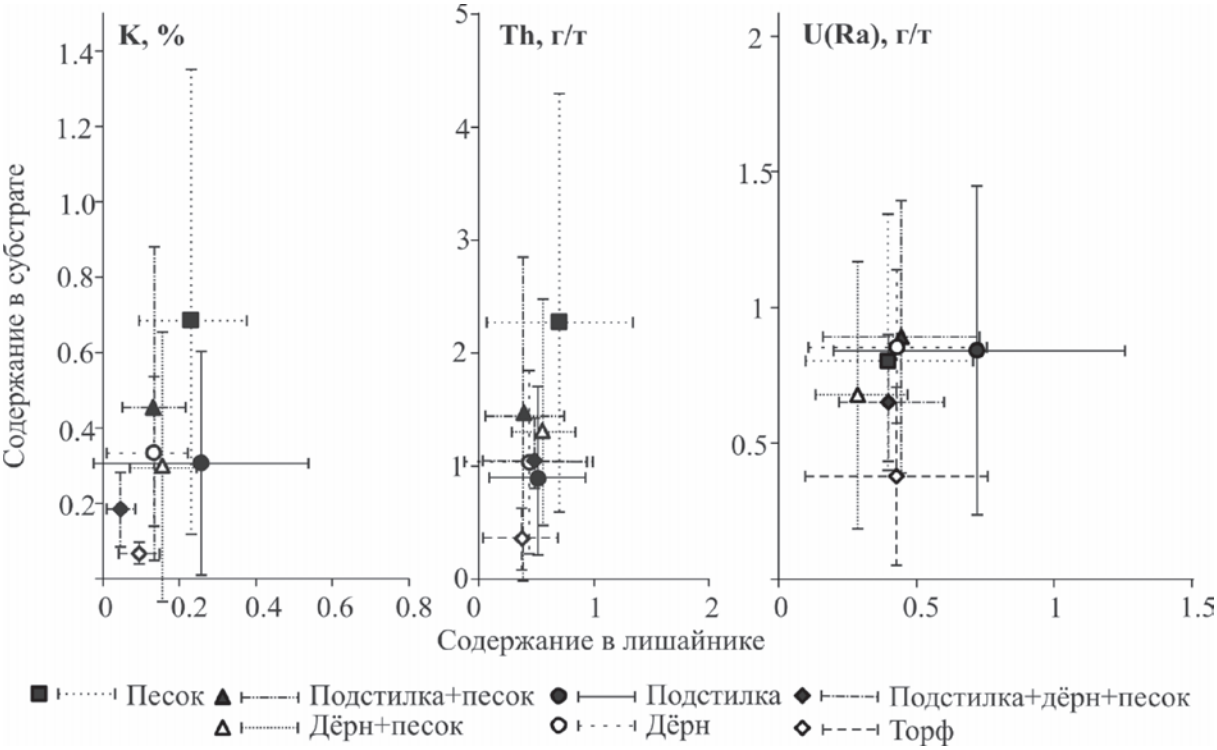



***Рис. 1.*** *Зависимость содержаний U, Th и K в лишайнике и субстрате от типа субстрата*

тельно чистые пески и супеси). Можно утверждать, что содержание Th в лишайнике следует тому же принципу, но значительно менее выражено, что хорошо согласуется с данными о литофильности тория [1, 2, 15].

Закономерности изменения содержания U в типах субстрата и лишайниках не столь очевидны (см. рис. 1). Можно утверждать лишь, что торфы содержат наименьшее количество урана среди всех рассмотренных групп субстратов, а лишайники, растущие на лесных подстилках – наибольшее среди лишайников. Возможно, что данная зависимость связана не с типом субстрата, но с типом ландшафта и с господствующими в нем процессами распределения урана, что рассмотрено ниже.

Картина распределения K (см. рис. 1) в основном не противоречит данным о высокой лито- и биофильности калия и его низком содержании в торфах [4]. Возможно, более высокие содержания K в лишайнике по отношению к субстрату на лесных подстилках, чем на песке, объясняются большей доступностью его для лишайников в разлагающейся органике, чем в минеральном веществе. Очень низкое значение этого же отношения для смешанного типа субстрата (подстилка с дерном и песком) пока не находит объяснения.

При разделении выборки на группы ***по типам ландшафтов*** также прослеживаются некоторые закономерности (рис. 2). По-видимому, содержание U в субстрате зависит от типа ландшафта: в лесных ландшафтах оно выше, чем в болотных и околоводных. Можно предположить, что в обводненных ландшафтах U вымывается из субстрата, что согласуется с данными о формах нахождения U (преимущественно шестивалентного) в торфах и почвах [1, 2, 15]. Содержание U в лишайнике изменяется по-другому: наиболее высокие значения характерны для редколесья, наиболее низкие – для плотного леса, а болотные ландшафты занимают среднее положение. Такое распределение позволяет предполагать пылевые частицы одним из источников поступления этого элемента в лишайник. Вымывание в обводнен-

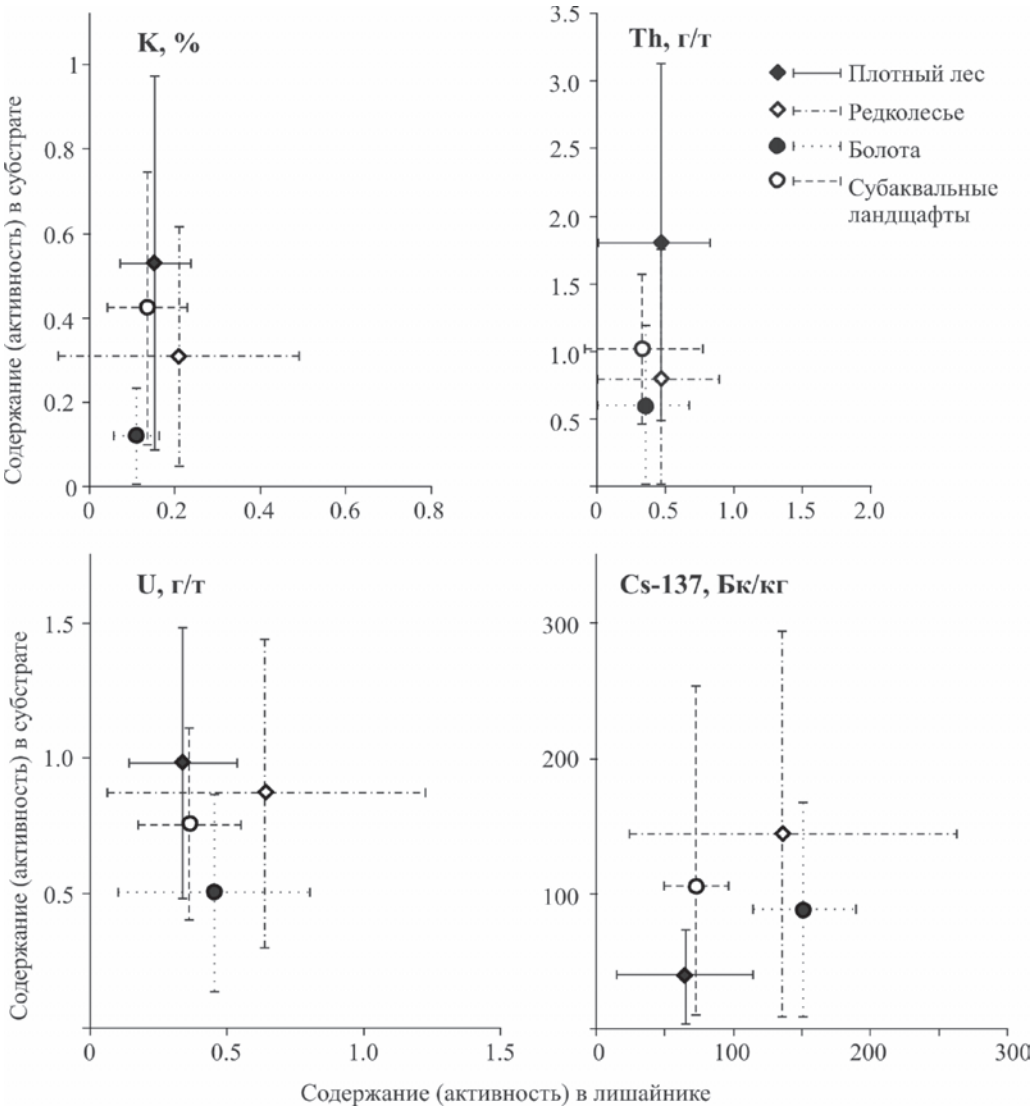



***Рис. 2.*** *Зависимость содержаний U, Th, K и активности $^{137}$Cs в лишайнике и субстрате от типа ландшафта*

ных ландшафтах также может играть роль в распределении U в лишайнике. Возможно также, что данные по урану недостоверны по причине нарушения уран-радиевого равновесия.

Данные о депонировании атмосферного $^{137}$Cs лишайником, хорошо подтверждаются его распределением в различных типах ландшафтов (см. рис. 2). В плотном лесу содержание $^{137}$Cs минимально как в лишайнике, так и в субстрате. В редколесье наблюдается наибольший разброс содержаний $^{137}$Cs в лишайнике, при этом наиболее высокие значения по выборке также относятся к этому типу ландшафта. Последняя тенденция сохраняется, несколько ослабевая, и для субстратов. В болотах содержания $^{137}$Cs в лишайнике имеют малый разброс и средние значения по выборке, при этом выборочное среднее в болотах несколько выше, чем в редколесье. Содержания $^{137}$Cs в лишайнике в субаквальных ландшафтах и плотном лесу очень близки, что вполне объяснимо, так как поймы рек и берега озер, как правило, покрыты именно плотной древесной растительностью. Для значений в субстрате, как в болотах, так и в субаквальных ландшафтах наблюдается существенный разброс со значительной долей очень низких значений. Возможно, данные наблюдения могут быть объяснены вымыванием $^{137}$Cs из субстрата в различной степени в обводненных обстановках.

Таким образом, полученные результаты позволяют предполагать, что на поведение Th и K в лишайниках и субстрате влияет преимущественно тип субстрата, на распределение $^{137}$Cs – тип ландшафта, а поведение U, вероятно, зависит от обоих факторов. Эти закономерности, особенно в отношении U, требуют дополнительных исследований.

*Авторы благодарят Е.В. Лазареву за помощь в подготовке публикации.*

***Литература***


1. *Соединения урана и тория в углях и торфах Северной Азии / С.И. Арбузов, С.Г. Маслов, А.В. Волостнов и др. // Химия твердого топлива. – 2012. – № 1. – С. 55–68.*
2. *Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов. – Томск : Изд-во ТПУ, 2010. – 300 с.*
3. *Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов: методические разработки. – Новосибирск : Изд. ИГиГ СО АН СССР, 1971. – 67 с.*
4. *Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов : справочник в 6 кн. – М. : Недра, 1994. – Кн. 1: S-элементы. – 304 с.*
5. *Казаринов В.П. Мезозойские и кайнозойские отложения Западной Сибири. – М. : Государственное научно-техническое издательство нефтяной и горно-топливной литературы, 1958. – 324 с.*
6. *Моисеев А.А., Размаев П.В. Цезий в биосфере. – М. : Атомиздат, 1975. – 182 с.*
7. *Рейвн П., Эверт Р., Айкхорн С. Современная ботаника: в 2 т. Т. 1. – М. : Мир, 1990. – 348 с.*
8. *Страховенко В.Д., Хожина Е.И., Щербов Б.Л. Распределение радиоцезия и микроэлементов в системе лишайник-субстрат и в теле лишайника // Геохимия. – 2008. – № 2. – С. 1–10.*
9. *Страховенко В.Д., Щербов Б.Л., Хожина Е.И. Распределение радионуклидов и микроэлементов в лишайниковом покрове различных регионов Западной Сибири // Геология и геофизика. – 2005. – Т. 46, № 2 – С. 206–216.*
10. *Радиоэкология ландшафтов Крайнего Севера / М.Н. Троицкая, П.В. Размаев, А.А. Моисеев и др. // Современные проблемы радиобиологии. – М. : Атомиздат, 1971. – Т. 2. – С. 325–353.*
11. *Щербов Б.Л., Лазарева Е.В., Журкова И.С. Лесные пожары и их последствия (на примере сибирских объектов). – Новосибирск : Гео, 2015. – 154 с.*
12. *Hanson W.C., Palmer H.E. The accumulation of fallout Cs-137 in the northern Alaskan natives // Nucl. Sci. Abstrs. – 1965. – Vol. 19, No. 8. – P. 13625.*
13. *Liden K., Gusstafson M. Relationships and seasonal variation of Cs-137 in lichen and man in Northern Sweden 1961–1965 // Radioecol. Concentrat. Processes. – Oxford : Pergamon Press, 1967. – P. 193–208.*
14. *Osyczka P., Rola K., Jankowska K. Vertical concentration gradients of heavy metals in Cladonia lichens across different parts of thalli // Ecological Indicators. – 2016. – [Vol.] 61. – P. 766–776.*
15. *Virtanen S., Vaaramaa K., Lehto J. Fractionation of U, Th, Ra and Pb from boreal forest soils by sequential extractions // Applied Geochemistry. – 2013. – [Vol.] 38. – P. 1–9.*

# ИНФОРМАЦИОННАЯ ОБЕСПЕЧЕННОСТЬ РЕГИОНАЛЬНЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

В.В. Рыкова

Государственная публичная научно-технологический библиотека Сибирского отделения Российской Академии наук, Новосибирск, Россия

# INFORMATION SUPPORT OF REGIONAL RADIOECOLOGICAL RESEARCH

V.V. Rykova

State Public Scientific-Technologic Library of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russia

Представлена информационно-библиографическая система, созданная в Государственной публичной научно-технологической библиотеки Сибирского отделения Российской академии наук для сопровождения региональных радиоэкологических исследований в Сибири и на Дальнем Востоке, включающая библиографические, полнотекстовые базы данных, библиометрический анализ документальных потоков.

The article presents a bibliographic information system created in State Public Scientific-Technologic Library of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences to support the regional radioecological research in Siberia and the Far East, which includes bibliographic and full-text databases, as well as bibliometric analysis of information arrays.

Задача поддержки научных исследований систематизированной информацией по экологическим проблемам успешно решается крупнейшими информационными центрами и библиотеками России: Всероссийский институт научно-технической информации Российской академии наук (ВИНИТИ РАН), Российская государственная публичная научно-техническая библиотека (ГПНТБ России), Государственная библиотека России (РГБ), Библиотека естественных наук (БЕН РАН), Государственная публичная научно-техническая библиотека Сибирского отделения Российской академии наук (ГПНТБ СО РАН).

Центральное место в системе информационных ресурсов экологической тематики занимает продукция ВИНИТИ РАН, который выпускает реферативные журналы, создающиеся на основе библиографических БД по следующих направлениям: "Охрана природы и воспроизводство природных ресурсов", "Экология человека", "Системы, приборы и методы контроля качества окружающей среды", "Технологические аспекты охраны окружающей среды","Безопасность чрезвычайной ситуации", "Биология", "Медицина","Физико-химической биология и биотехнология" [1].

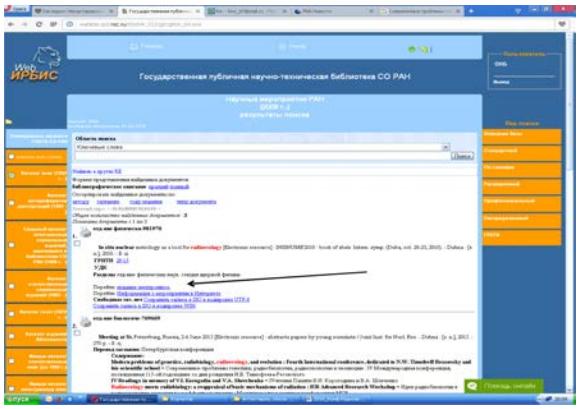
Отдел экологической информации ГПНТБ России создает библиографическую БД "Экология: наука и техника", а ее электронная библиотека по экологии включает полнотекстовую информацию, доступную на сайте библиотеки [2].

Региональные исследования на радиоэкологии отражены в библиографических указателях и проблемно-ориентированной БД с текущим пополнением "Научная Сибирика", которая с 2011 года включает в себя в качестве крупных тематических массивов такие БД как "Природа и природные ресурсы Сибири и Дальнего Востока", "Проблемы Севера", "Устойчивое развитие природы и общества", "Коренные малочисленные народы Севера", а также в самостоятельных БД "Экология человека в Сибири и на Дальнем Востоке", "Загрязнение и охрана окружающей среды: справочные, библиографические и информационные издания" и в ретроспективной БД "Экология и охрана окружающей среды Западной Сибири" (1988–2010) [3].

В информационных массивах объединенной БД "Научная Сибирика" насчитывается около 7000 документов по радиоэкологии, в том числе БД "Природа и природные ресурсы Сибири и Дальнего Востока) включает материалы по регионам Сибири и Дальнего Востока, здесь широко освещаются вопросы выявления и оценки различных видов радиоактивного загрязнения природных сред после ядерных испытаний, ядерных взрывов в мирных целях, аварий на предприятиях ядерного топливного цикла (включая АЭС и химические комбинаты по переработке ядерного топлива), захоронений радиоактивных отходов, а также после аварий на объектах атомного флота; часть документов БД "Проблемы Севера" касаются проблем захоронения радиоактивных отходов в криолитозоне, радиоактивного загрязнения северных территорий, влияния радионуклидов на экосистемы Арктики и Субарктики, генофонд и здоровье коренного населения; БД "Устойчивое развитие природы и общества" рассматривает различные аспекты управления системой обращения с радиоактивными отходами, мониторинга и риска радиоактивных загрязнений, радиоэкологического нормирования и радиационной безопасности.

В БД "Экология человека в условиях Сибири и Дальнего Востока" и "Экология и охрана природных комплексов Западной Сибири" содержит информацию о влиянии радионуклидов на здоровье человека вышеозначенных регионов.

В БД справочных и информационно-библиографических пособий "Загрязнение и охрана окружающей среды" представлены обобщенные данные о наиболее важных справочниках, словарях, нормативно-методических материалах, обзорной информации, отечественных и зарубежных периодических и продолжающихся издани-




*а)*




*б)*

***Рис. 1.*** *БД "Научные мероприятия РАН" с гиперссылкой на сайт мероприятия и полный текст материалов конференции*

ях, часть документов содержат материалы по радиоактивности и радиоактивных элементах в среде обитания человека.

БД включает книги, статьи из периодических изданий и научных сборников, постатейно расписанные материалы симпозиумов, конференций, конгрессов и семинаров, депонированные рукописи, научные доклады, препринты, методические рекомендации на русском и иностранных языках. Поиск информации в БД возможен как по элементам библиографического описания (авторы, редакторы, ключевые слова из названия, перевода или аннотации), так и по географическим и предметным рубрикам.

В тематической структуре документальных потоков вышеозначенных БД выявлены следующие научные направления:

1) радиоактивное загрязнение территорий и концентрации радионуклидов в различных компонентах природных комплексов;
2) радиационное воздействие на экосистемы и здоровье человека;
3) мониторинг радиационной обстановки и транспорта радионуклидов.

Самыми востребованными в последнее время являются полнотекстовые ресурсы, которые представлены в ГПНТБ СО РАН:

1. БД "Научные мероприятия РАН" содержит полные тексты научных мероприятий (конференции, симпозиумы, семинары и др.) с 2008 г., проводимых Российской Академией наук с гиперссылками на информацию о научных мероприятиях в Интернете, например, VII съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность) (Москва, 21–22 окт. 2014 г.), Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды: БИОРАД-2014: Международная конференция (Сыктывкар, Республика Коми, 17–21 марта 2014 г.), Современные проблемы генетики, радиобиологии, радиоэкологии и эволюции : IV Международная конференция, посвященная 115-ой годовщине со дня рождения Н.В. Тимофеева-Ресовского и его международной научной школе (Санкт-Петербург, 2–6 июня 2015 г.) и др. Материалы БД находятся в свободном доступе для всех пользователей веб-пространства (рис. 1).
2. БД "Аналитические обзоры по экологии", которые выпускаются с 1989 г. [4] Лабораторией информационно-системного анализа ГПНТБ СО РАН: например, "Радиоактивные отходы: экологические проблемы и управление" и другие [5–9]. Экологические обзоры кроме цифрового имеют печатный вариант. Доступ к полным текстам экологических обзоров возможен только для зарегистрированных пользователей библиотеки.

Помимо генерирования БД ведется статистико-логический анализ региональных документальных потоков по вышеозначенной тематике, результаты которого представляются в виде научных докладов или статей [5, 6].

Таким образом, информационные ресурсы собственной генерации ГПНТБ СО РАН являются информационной базой радиоэкологических исследований, которая оперативно обеспечивает ученых и специалистов систематизированными материалами, и располагается на сайте библиотеки по адресу www.spsl.nsc.ru (опции "Электронные каталоги и базы данных" / "Библиографические базы данных" / "Научная Сибирика" или "Полнотекстовые базы данных" / "Научные мероприятия РАН").

***Литература***

1. *База данных ВИНИТИ РАН [Электронный ресурс] // ВИНИТИ РАН. – URL: http://www2.viniti.ru.*
2. *Электронная библиотека по экологии [Электронный ресурс] // ГПНТБ России. – URL: http://ecology.gpntb.ru.*

3. *Рыкова В.В. Информационно-библиографический комплекс по циклу естественных наук, созданный в ГПНТБ СО РАН // Библиосфера. – 2007. – № 1.– С. 33–43.*
4. *Lavrik O.L., Busygina T., Rykova V. Information resources generated by the largest library in Siberia to support multidisciplinary research // Slavic & East European Information Resources. – 2015. – Vol. 16, No. 1/2. – P. 13–21.*
5. *Радиоактивные отходы, экологические проблемы и управление : библиогр. обзор. В 3 ч.; Ч. 1. Общие вопросы обработки радиоактивных отходов / Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. Акад. наук ; Ин-т вод. и экол. проблем ; ред. В.И. Булатов. – Новосибирск , 1997. – 105 с. (Экология ; вып. 45).*
6. *Радиоактивные отходы: экологические проблемы и управление : библиогр. обзор. В 3 ч.; Ч. 2. Хранение радиоактивных отходов / Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. Акад. наук ; Ин-т вод. и экол. проблем ; ред. В.И. Булатов. – Новосибирск, 1998. – 229 с. (Экология ; вып. 49).*
7. *Радиоактивные отходы: экологические проблемы и управление : библиогр. обзор. В 3 ч.; Ч. 3. Правовые, организационные и экономические аспекты / Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. Акад. наук ; Ин-т вод. и экол. проблем ; ред. В.И. Булатов. – Новосибирск, 1999. – 144 с. (Экология ; вып. 51).*
8. *Путилина В.С., Галицкая И.В., Юганова Т.И. Сорбционные процессы при загрязнении подземных вод тяжелыми металлами и радиоактивными элементами. Стронций : аналит. обзор / отв. ред. Н.А. Румянцева ; Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. Акад. наук ; Ин-т геоэкологии им. Е.М. Сергеева Рос. Акад. наук. – Новосибирск, 2013. – 95 с. (Экология ; вып. 101).*
9. *Путилина В.С., Галицкая И.В., Юганова Т.И. Сорбционные процессы при загрязнении подземных вод тяжелыми металлами и радиоактивными элементами. Уран : аналит. обзор / отв. ред. Н. А. Румянцева ; Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. Акад. наук ; Ин-т геоэкологии им. Е.М. Сергеева Рос. Акад. наук. – Новосибирск, 2014. – 127 с. (Экология ; вып. 103).*
10. *Рыкова В.В. Радиоактивное загрязнение окружающей среды Западной Сибири: информационная обеспеченность темы // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV Междунар. конф. (Томск, 4–8 июня 2013 г.). Томск, 2013. – С. 469–471.*
11. *Рыкова В.В. Радиоэкологические исследования в Сибири и Дальнем Востоке: анализ документального потока из БД ГПНТБ СО РАН // Ядерная и радиационная физика. ICNRP-2013 : тез. 9-й Междунар. конф. (Алматы, Казахстан, 24–27 сент. 2013 г.). – Алматы, 2013. – С. 223–224.*

# РАДИАЦИОННАЯ, ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗВРЕДНОСТЬ КОРМОВЫХ ДОБАВОК В ПИЩЕВОЙ ЦЕПИ, ГАРАНТИЯ ДЛЯ ПОЛУЧЕНИЯ КАЧЕСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ ЖИВОТНОВОДСТВА И ПТИЦЕВОДСТВО

Е.А. Свамбаев[1,2], А. Свамбаев[1], С.Т. Тусупбекова[1]

[1]ТОО "FTB Company", г. Алматы, svaman1@rambler.ru
[2]Казахский национальный университет имени Аль-Фараби

# RADIATION, TOXICOLOGICAL HARMLESSNESS OF FODDER ADDITIVES IN THE FOOD CHAIN, GUARANTEE FOR QUALITY PRODUCT LIVESTOCK AND POULTRY

E.A. Svambayev[1,2], A. Svambayev[1], S.T. Tusupbekova[1]

[1]FTB Company, Ltd., Almaty
[2]Kazahsky National University named Al-Farabi

В работе авторы приводят результаты по исследованию радиационной, токсикологической безвредности кормовых добавок в пищевой цепи для гарантированного получения качественной продукции животноводства и птицеводство. Авторы считают, что при производстве кормов для животных необходимо строго контролировать качество, соблюдать норму ввода минеральных кормовых добавок которые представляют потенциальную опасность в производстве пищевых продуктов.
***Ключевые слова:*** радиационная экологическая безопасность, экологические токсические элементы, радионуклиды, уровень радиации, транс-урановые элементы, тяжелые металлы, дозиметрия, радиометрия.

In this paper authors present the results in the study of radiation, toxicological safety of food additives in the food chain guaranteed to produce quality products of livestock and poultry. The authors believe that the production of feed for livestock necessary to strictly control of the quality, respect the rules of entry of mineral feed additives that are potentially dangerous in food production.
***Keywords:*** radiation ecological safety, environmental toxic elements, radionuclides, radiation level, trans-uranium elements, heavy metals, dosimeters, radiometry.

Дефицит химических элементов в кормлении животных необходимо компенсировать минеральными подкормками виде премиксов, кормовых добавок. В качестве кормовых добавок в животноводстве и птицеводстве используют около 500 наименовании веществ с целью профилактики, лечения и стимуляции. Несмотря на все это, к сожалению, кормовые отравления пока еще причиняют значительный экономический ущерб хозяйству (гибель животных, потеря ими продуктивности). Этот ущерб усугубляется отравлениями людей, употребляющих в пищу молоко, мясо и яйца от этих животных. Ущербы бывают тем значительнее, чем менее знакомы с этими вопросами животноводы, смешивающие токсикозы с другими незаразными или заразными болезнями животных. В результате таких ошибок проводятся неправильные мероприятия, которые в большинстве случаев не ликвидируют заболевание, а, наоборот, способствуют его распространению, поэтому токсичность кормов и кормовых добавок определяется их способностью оказывать вредное влияние на животный организм.

Чаще других встречаются отравления, кормовыми добавками и из-за их неграмотного использования. Это – отравления различной солью, солями меди, молибдена, селена и фтора, солями тяжелых металлов, которыми часто бывают, загрязнены кормовые добавки минерального происхождения и многие корма промышленного происхождения (рис. 1, 2).

Из рисунка 1 видно, что в образце монокальцийфосфата взятого из комбикормового завода содержание свинца было выше предельно допустимой нормы предусмотренной нормативно техническим документом на продукт.

Результаты анализа на содержания свинца и мышьяка в образцах, взятых из различных мест (рис. 2) подтверждает, что содержания мышьяка в пробах трикаль-

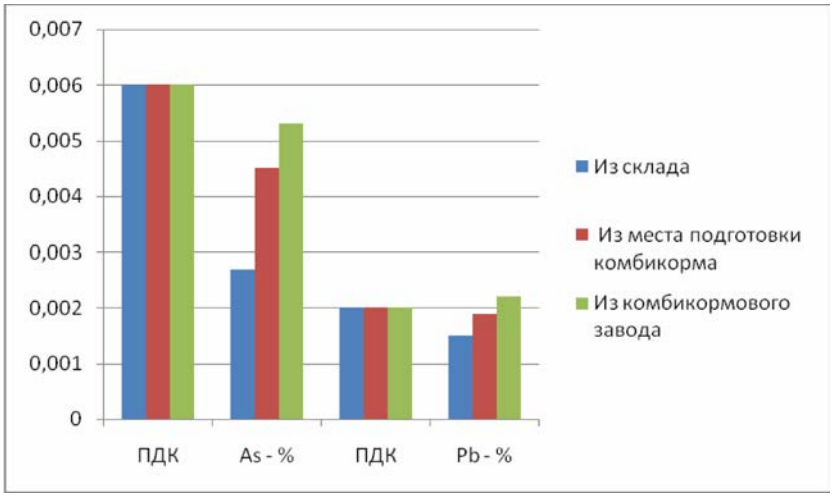



***Рис. 1.*** *Результаты анализа содержания As, Pb в образцах монокальцийфосфата*

цийфосфата превышал предельно допустимую норму, но в образцах было достоверно различными. Содержания свинца в указанных образцах превышал ПДК на 50 и более процентов (рис. 2).

В настоящее время используют ПДК на тяжелые металлы, разработанные в СССР, которое необходимо пересматривать с учетом особенности регионов и областей.

Наши исследования, проведенные по изучению кормов, кормовых добавок и ингредиентов комбинированных кормов показывают загрязненность рационов животных. В рационах животных и птиц были обнаружены ядовито-опасные химические элементы, такие как Hg, Pb, Cd, As, а также другие химические элементы и токсины. В рационах животных были обнаружены наличие радиоактивных элементов.

Наличие в рационе животных опасных ядовитых веществ не гарантирует безопасную жизнедеятельность и не обеспечивает нормальному развитию биотехнологии в пищевой отрасли в целом.

Зарубежные нормы содержания предельно допустимой концентрации тяжелых металлов в некоторых рационах животных и птиц приводим в таблице 1.

Одним загрязняющими источниками внешней среды является горнорудное производство. Так, например, в Казахстане было произведено около 2000 т свинца 1991 г. Несмотря на спад, имевший с 1992 по 2005 гг., в производстве свинца последние годы наблюдается тенденция к восстановлению прежнего уровня выпуска продукции [1, 3].

В трех нефтеперерабатывающих зводах, производит различные марки бензина и запланировано строительство четвертого нефтеперегоночного завода в Жанаозене.

Исследования показали, во всех образцах бензина (АИ-92, 95) подвергнутого к анлизу содержался свинец от 0,0015 до 0,30 г/л.

Важным фактором загрязнения внешней среды долгоживущими, средне и короткоживущими изотопами свинца, мышьяка и других эпементов является послед-

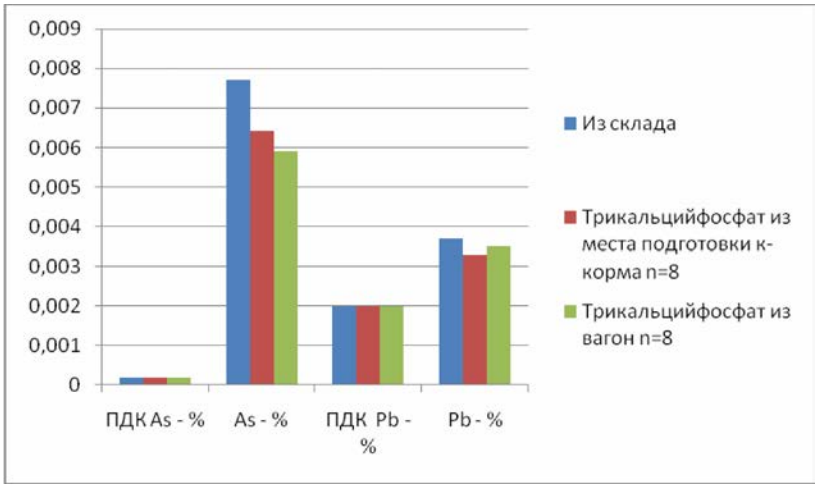



***Рис. 2.*** *Результаты анализа содержания As, Pb в образцах трикальцийфосфата*

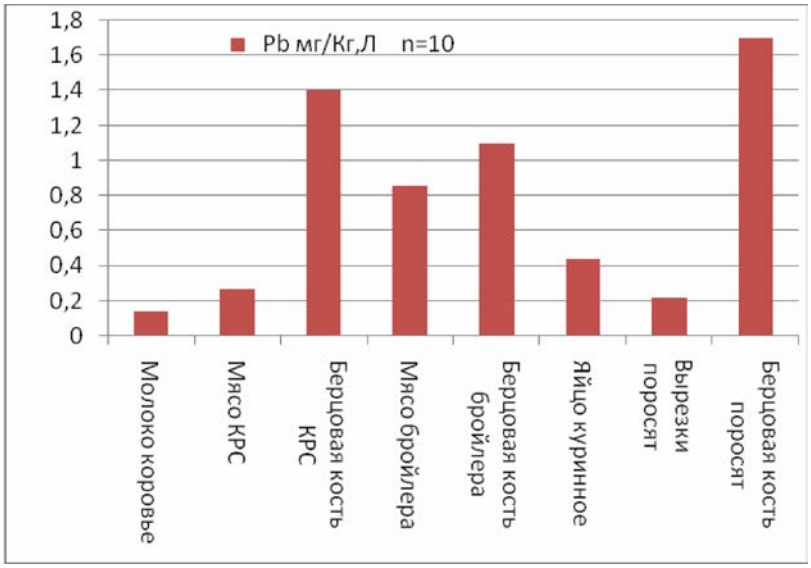



***Рис. 3.*** *Содержания свинца молоке у коров, мясе крупного рогатого скота, птиц, поросят и в костях*

*Таблица 1. Предельно допустимые концентрации некоторых химических элементов в основных рационах, кормах в ряде зарубежных стран для сельскохозяйственных животных, мг/кг*

| Наименование рационов и кормов | Элементы | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Hg | Cd | Pb | As | F | Cr | Ni | Al | Se |
| Рационы и комбикорма для КРС*, МРС* | 0,05 | 0,5 | 5,0 | 5,0 | 30,0 | 0,5 | 0,5 | 50,0 | 1,0 |
| Рационы и комбикорма для лошадей | 0,05 | 0,5 | 5,0 | 5,0 | 30,0 | 0,3 | 0,3 | 50,0 | 1,0 |
| Рационы и комбикорма для свиней | 0,05 | 0,6 | 5,0 | 10,0 | 45,0 | 1,0 | 2,0 | 60,0 | 0,5 |
| Рационы и комбикорма для птиц | 0,05 | 0,5 | 5,0 | 10,0 | 35,0 | 1,0 | 2,0 | 60,0 | 0,5 |

ствие испытания ядерного оружие под г. Семипалатинском, а также немаловажную роль в распространении искуственных изотопов свинца играет ядерный полигон “Лобнор”.

Проведенными анализами по содержанию свинца в атмосферном воздухе, воде и почве было установлено, что в исследуемых образцах было выше предельно допустимого уровнья соотвественно на 8, 3, 6 раз [1, 4].

Дозиметрическими, спектрофотометрическими исследованиями установлено наличие радиактивных изотопов в зольных остатках костной ткани и почве. Уровень радиации состовлял от 27 до 42 Мк/(рентген в час) [2–5].

Для изучения влияния токсического, радиоактивного уровнья свинца, стронция, ртути, мышьяка и других элементов в некоторых продуктах животных в зависимости от антропогенных факторов таких как использование бензина, добыча свинца и производство аккумулятров и других производствах с использованием свинца были отобраны образцы, где определяли содержания свинца, кадмия, ртути, мышьяка в пищевом сырье. В молоке у коров, мясе крупного рогатого скота, птиц, поросят и в костях, в образцах материала отобранных от животных и птиц из близлежащих хозяйств к г. Алматы и других регионах Республики Казахстан. Некоторые результаты анализа приводим на рисунке 3.

Исследованиями по определению содержания свинца в атмосферном воздухе, воде, почве, молоке у коров, мясе крупного рогатого скота, птиц, поросят и в костях было установлено, что в исследуемых образцах было выше предельно допустимого уровнья от 3 до 15 раз, а в некоторых исследуемых образцах показатель превышал более 50 раз.

Накопления токсического, радиоактивного уровнья мышьяка, ртути, свинца и других химических элементов в некоторых продуктах животных является результатом низкого уровня контролья деятельности человека в среде обитания, что не обеспечивает и не гарантирует радиационной, токсикологической безвредность кормовых добавок в пищевой цепи для получения качественной продукции животноводства и птицеводство.

***Литература***


1. *Свамбаев А. Основы токсикологии : учебник для высших учебных заведении. – Алматы, 2004.*
2. *Свамбаев А., Свамбаев Ж.А., Свамбаев Е.А. Радиационно-токсикологическая опасность активного ила, полученного из отходов нефти микробиологическим синтезом : материалы Международной конференции “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека” – Томск, 23–27 июня 2009 г.*
3. *Сравнительная эффективность применения химических антиоксидантов кормов для получения безопасного и полноценного продукта птицеводства / Свамбаев А. и др. // Сборник статей по материалам международной конференции. Санкт-Петербург 27–28 февраля 2014 г. – С. 125–129.*
4. *Токсический, радиоактивный уровень свинца в некоторых продуктах животных в зависимости от антропогенных факторов / Ж.А. Свамбаев и др. // Материалы II Международной научно-технической конференции “Качество и безопасность пищевых продуктов”. – Киев, 2015. – С. 53–55.*
5. *Вдовыкин Г.П. Итого применения подземных ядерных взрывов при разработке нефтяных месторождений // Техника и технология. – 2010. – № 2. – С. 63–66.*


# РАДИАЦИОННАЯ ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ГУМАТОВ ПОЛУЧЕННЫХ ИЗ РАЗЛИЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ И ВЛИЯНИЕ НА ПРОДУКТИВНОСТЬ ЦЫПЛЯТ-БРОЙЛЕРОВ


Е.А. Свамбаев[1,2], Ж.А. Свамбаев[1], А. Свамбаев[1], С.Т. Тусупбекова[1]

[1]ТОО “FTB Company”, Алматы, svaman1@rambler.ru

[2]Казахский национальный университет имени Аль-Фараби


# RDIATSIONNAYA TOXICOLOGICAL EVALUATION HUMATE OBTAINED FROM VARIOUS SOURCES AND IMPACT ON PRODUCTIVITY OF BROILER CHICKENS


E.A. Svambaev[1,2], Z.A. Svambaev[1], A. Svambaev[1], S.T. Tusupbekova[1]

[1]FTB Company, Ltd., Almaty

[2]Kazahsky National University named after Al-Farabi



В работе авторы приводят результаты по исследованию безвредность гуминовых кислот полученных из различных природных источников находящеися в территории Республики Казахстан. Авторы считают, что производство гуматов в Республике Казахстан выгодно для нужд животноводство и птицеводство. Устновлено, что благодаря высокой эффективности в использовании природные гуматы являются хорошими адсорбентами радионуклидов, тяжелых металлов, и других токсикантов.



***Ключевые слова:*** гумус, гуминовая кислота, радиационная экологическая безопасность, уголь, торф, активный ил, сапропель, экологические токсические элементы, радионуклиды, уровень радиации, транс-урановые элементы, дозиметрия, радиометрия.



In this paper the authors present the results on the harmlessness of humic acids obtained from a variety of natural sources located in the territory of the Republic of Kazakhstan. The authors believe that humates production in the Republic of Kazakhstan is beneficial for the needs of livestock and poultry. Factory settings that despite significant wild efficiency in

the use of natural humates are good adsorbents radionuclides, heavy metals, and other toxicants.
***Keywords:*** humus, humic acid, radiation environmental safety, coal, peat, activated sludge, sapropel, environmental toxic elements, radionuclides, radiation level, trans-uranium elements, Dosimetry, radiometry.

Ядерный полигон под городом Семипалатинск, где испытано около 750 ядерных взрывов, загрязнил окружающую среду. Важную роль в загрязнении радионуклидами оказывает на территорию Республики Казахстан полигон Китайской Народной Республики “Лобнор”.

Определенную роль в загрязнении Казахстане играет развитая горнорудная промышленность, среди которой особо надо отметить добычу урана методом подземного скважинного выщелачивания. Метод считают производители безопасным. Проведенные эксперименты подтверждают опасность производства урана методом подземного скважинного выщелачивания [1–4].

В процессе подземного скважинного выщелачивания урана происходит образование известных четырех рядов радиоактивности с образованием искусственных изотопов химических элементов, которые разносятся подземными водами, не говоря об обширных загрязнениях местами литосферы.

Химический состав подземных вод представлен на рисунке 1. Исследованию были подвергнуто образцы воды и продуктивного раствора из трех партий.

Из рисунка видно, что суммарное количество тяжелых металлов в первой партии 0,5%, второй партии 0,35%, в третьи партии содержалось 0,23% в пересчете на массу урана (рис. 1).

В процессе ядерного взрыва и при добыче урана химические элементы попадают воду, почву, воздух. При этом гуматы являются одними из основных адсорбентов химических элементов из окружающей среды.

Проведенные эксперименты [1–7] показали, что гуминовые кислоты оказывают разностороннее влияние на физиолого-биохимические процессы у растений и животных (интенсивность фотосинтеза и дыхания, углеводный и белковый обмен и т.д.). Гуматы обладают высокой экологической безопасностью и их уникальная способность улучшать обменные процессы и повышать энергетику клеток весьма положительно проявляются на живых организмах.

В Японии, было установлено, что препарат гуминовой кислоты, именуемый “Санфидор”, стимулировал рост животных, сокращал сроки откорма, снижал затраты корма на единицу прироста, усиливал эффективность микрофлоры желудочно-кишечного тракта, повышал устойчивость животных к заболеваниям, а также облегчал стресс, обладал антитоксическим действием, активизировал обмен веществ в организме [1–5].

Мы поставили перед собою задачу изучить сравнительную эффективность и безопасность гуминовых кислот полученных из различного природного сырья.

Гуминовые кислоты получали из образцов Карагандинского, Майкубенского, Экибастузского, Каражринского и Кияактинского угольных месторождений, а также исследованию были подвергнуты 4 образца активного ила, пять образцов сапропели и два образца торфа.

Содержания гуминовых кислот в различных природных источниках в эксперименте имели существенную разницу.

В образцах активного ила гуматы составили около пятидесяти процентов, а в сапропели выход гуматов был 47,4%. В образцах торфа гуминовая кислота содержалась от 40,7 до 42,6% .

В пробах, предназначенных для получения гуматов, определяли уровень радиации, так как изучение распространения радиоактивных элементов в среде обитания человека является одной из актуальных экологических задач при обеспечении безопасности, и это вызвано тем, что от действия военного атома пострадала большая часть территории Республики Казахстан.

Результаты исследования по определению уровня радиации в природном сырье предназначенного для получения гуматов, представлено на рисунке 2.

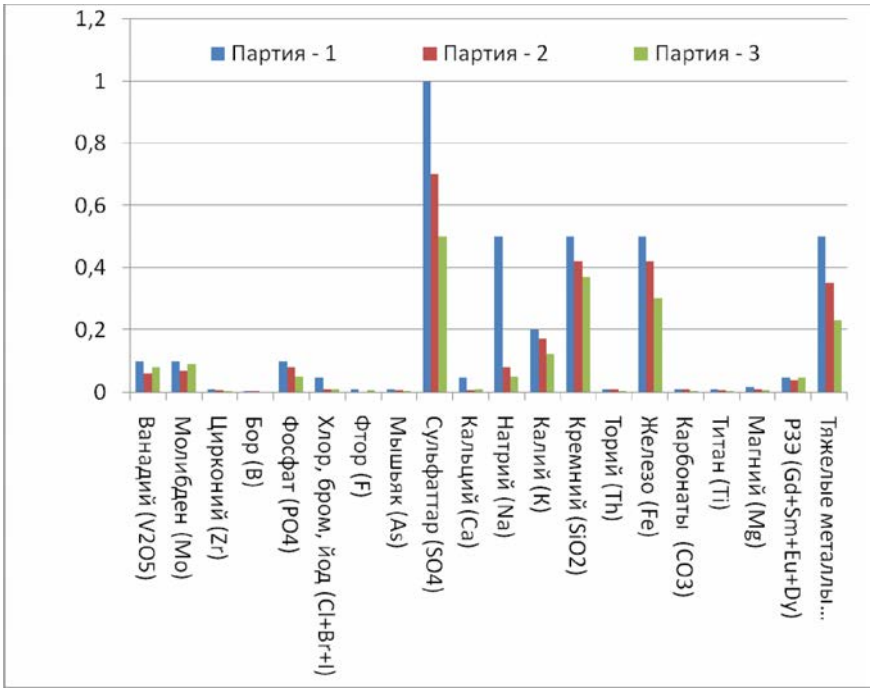



***Рис. 1.*** *Содержание химических элементов в продуктивном горизонте при скважинном выщелачивании урана (%)*

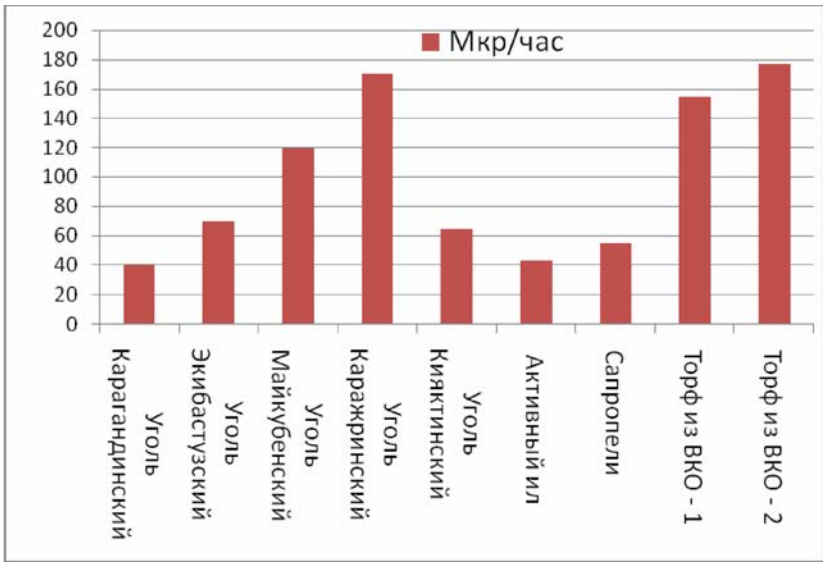



***Рис. 2.*** *Уровень радиации в природном сырье для получения гуматов до обработки (МкР/ч)*

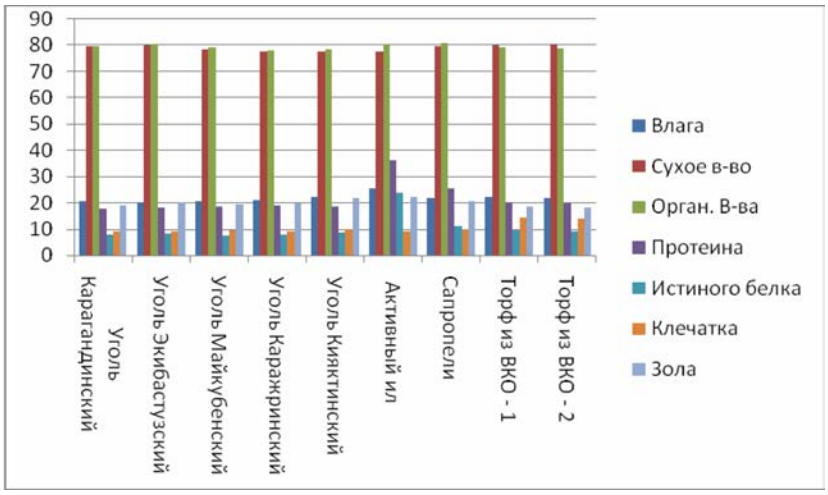



***Рис. 3.*** *Некоторые показатели химического состава (в %) гуматов полученные из различных природных источников*

Гуматы выполняют важную роль в защите окружающей среды от действия экотоксикантов, радионуклидов (транс-урановые элементы), благодаря разнообразию их физико-химических свойств [1–7].

На первом месте по уровню радиации были образцы торфа, на втором – Каражринский, Майкубенский уголь, и сравнительно низкий уровень радиации был в образцах угля из Карагандинского месторождения и в активном иле (рис. 2).

Полагают, что действие гуминовых кислот для организма сводится к тому, что они ускоряют обменные, окислительно-восстановительные процессы, улучшается газообмен в тканях, увеличивается скорость свободного радикального окисления [5–10].

Для установления сравнительной эффективности и безопасности гуминовых кислот, полученных из природного сырья для повышения продуктивности, были проведены две серии опытов с использованием цыплят-бройлеров и перепелят суточного возраста.

В течение 56-дневного опыта за цыплятами велось постоянное наблюдение, во время которого учитывали следующие показатели:

1. Сохранность поголовья с учетом причин отхода цыплят.
2. Массу тела на основе индивидуального взвешивания цыплят в возрасте 1, 7, 14, 28, 42 и 56 дней по общепринятой методике.
3. Потребление корма на основе еженедельного учета заданных кормов и остатков в кормушках.
4. Химический анализ гомогената тушек от 3 петушков и 3 курочек на содержание сухого вещества, протеина, жира, золы по общепринятым методам исследования (через 7, 28 и 56 дней от начало выращивания).
5. Сортность тушек (по категориям), мясные качества качества цыплят путем анатомической разделки тушек через 28 и 56 дней.
6. Содержание в печени витамина А у суточного цыпленка и 28 и 56 дневном возрасте от начала выращивания.
7. Гематологические показатели крови.
8. Количество общего белка и его фракции, а также свободных амнокислот в сыворотке крови в суточном 28 и 56 дневном возрасте.
9. Количество содержание сахара в крови в суточном, 28 и 56-дневном возрасте.
10. Количество содержание в сыворотке крови мочевины, мочевой кислоты, креатинина, остаточного и аминного азота, холестерина, кальция, фосфора, натрия и калия в суточном, 28 и 56-дневном возрасте.
11. Содержание в гумате сухого вещества, пртеина, жира, клечатки, БЭВ, золы, кальция и фосфора по обшепринятым методам исследования.
12. Содержание в исследуемых образцах тяжелых и радиоактивных металлов определяли с применением химических, радиохимических, вольтамперметрическим, спектрофотометрическим и атомно-абсорбционным методов анализа.
13. Полученных из различных источников природного сырья образцы подвергли к физико-химическому изучению и некоторые результаты приводим на рисунке 3.

Эксперименты по изучению сравнительной эффективности и безопасности гуминовых кислот, полученных из природного сырья для повышения продуктивности цыплят-бройлеров, покозало, что все цыплята-бройлеры росли нормально при хорошей сохраности в сравнении с контролной группой.

Несмотря на сравнительно не плохой рост и развитие в процессе эксперимента, среди контрольных цыплят сохранность поголовья составила 90%, тогда как в остальных группах, где применяли гуматы, этот показатель составлял от 95 до 98%.

Данные по изучению биохимических показателей органов тканей экспериментальных птиц имели существенную разницу в группах, где получали гуматы из различных источников в сравнеии с контролем.

Полученная сушественная разница физических и химических показателей параметров перепялят и цыплят подтверждается гемотологическими исследованиями крови.

На основании проведенных работ по радиационной и токсикологической оценке гуматов, полученных из различных источников, и влияние на продуктивность цыплят-бройлеров, можно сделать следующие выводы.

## Выводы

1. В природных источниках Республики Казахстан содержатся гуминовые кислоты от 40,7 до 58,5%.
2. Во всех образцах полученных гуматов содержание органического вещества находится в пределах от 78,2 до 80,8%.
3. Гуматы обеспечиваею высокий процент сохранности поголовья, рост и развитие, а также стимулируют организм в целом.
4. Биохимические, физико-химические, радиацонные и гемотологические исследования показали небезопасность различного природного сырья, используемого для получения гуматов.
5. Применять гуматы необхожимо после радиационной токсикологической оценки.

***Литература***


1. *Свамбаев А. Основы токсикологии : учебник для вузов. – Алматы, 2004.*
2. *Свамбаев А., Свамбаев Ж.А., Свамбаев Е.А. Радиационно-токсикологическая опасность активного ила, полученного из отходов нефти микробиологическим синтезом // Материалы III Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека", г. Томск, 23–27 июня 2009 г.*
3. *Сравнительная эффективность применения химических антиоксидантов кормов для получения безопасного и полноценного продукта птицеводства / А. Свамбаев и др. // Сборник статей по материалам международной конференции. Санкт-Петербург 27–28 февраля 2014 г. – С. 125–129.*
4. *Вдовыкин Г.П. Итого применения подземных ядерных взрывов при разработке нефтяных месторождений // Техника и технология. – 2010. – № 2. – С. 63–66.*
5. *Радиационно-экологическая безопасность гуминовых кислот полученных из углей и других природных источников для повышения продуктивности животных и птиц / С.Т. Тусупбекова, Е.А. вамбаев, Ж.А. Свамбаев и др. // Материалы (доклады) IV Международной научно-практической конференции ФГАОУ ВПО "Уральский федеральный университет им. первого Президента России Б.Н. Ельцина". – Екатеринбург, 2015. – С. 347–351.*
6. *Экологическая радиационная и токсикологическая безопасность использования гуминовых кислот полученных от различных природных источников в Республике Казахстан для повышения продуктивности животных и птиц / С.Т. Тусупбекова, Е.А. Свамбаев, Ж.А. Свамбаев и др. // Материалы конференции Тула – Минск – Донецк. – Т. 2. – С. 202–207.*
7. *Орлов Д.С. Свойства и функции гуминовых кислот // Гуминовые вещества в биосфере. – 1993. – № 3. – С. 10–25.*
8. *Induction of oxidative stress by humic acid through increasing intracellular iron; a possible mechanism leading to atherothrombotic vascular disorder in blackfoot disease / Gau R.J., H.L. Yang, J.L. Suen et al. // Biochem. Biophys. Res. Commun. – 2001. – Vol. 283, Is. 4. – P. 743–749.*
9. *Phuong H.K., Tichy V. Activity of humus acids from peat as studied by means of some growth regulator bioassays // Biologia Plantrum (Praha). – 1976. – Vol. 18 (3). – P. 195–199.*
10. *Seffner W. Effect of humic acid on the availability of iodine in the food, investigated with the histometric assessment of the thyroid gland // Conference Paper Mengen- und spurenelemente. 15 Arbeltstagund, December 1995, Jena, Germany. – P. 465–472*

# УРОВЕНЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ЗЕРНО-ФУРАЖА, ПРЕДНАЗНАЧЕННЫЕ ДЛЯ КОРМЛЕНИЯ ЖИВОТНЫХ И ПТИЦ

Е.А. Свамбаев[1,2], А. Свамбаев[1], С.Т. Тусупбекова[1]

[1]ТОО "FTB Company", Алматы, svaman1@rambler.ru
[2]Казахский национальный университет имени Аль-Фараби

# THE LEVEL OF CONTAMINATION BY HEAVY METALS GRAIN-FODDER INTENDED FOR FEEDING ANIMALS AND BIRDS

E.A. Svambayev[1,2], A. Svambayev[1], S.T. Tusupbekova[1]

[1]FTB Company, Ltd., Almaty
[2]Kazakh National University named Al-Farabi

В работе авторы приводят результаты по исследованию уровня загрязнения тяжелыми металлами зерно – фуража, предназначенные для кормления животных и птиц. Авторы предлагают для обеспечения минимального уровня загрязнения тяжелыми металлами зерно – фуража, предназначенное для кормления животных и птиц во всех химических веществах, используемые в качестве минеральных добавок для животных, не должно содержаться фтора больше 0,2%, свинца – 0,002%, кадмия – 0,0005%, мышьяка – 0,005% и ртути – следы.
***Ключевые слова:*** токсичность, радиоактивность, изотопы, кумуляция, экологические токсические элементы, радионуклиды, уровень радиации, транс-урановые элементы, тяжелые металлы, корма, ингредиенты, кормовые добавки, дозиметрия, радиометрия.

In this paper the authors present the results on the level of contamination by heavy metals grain – fodder intended for feeding animals and birds. The authors propose to ensure a minimum level of heavy metal contamination of grain – fodder intended for feeding animals and birds in all the chemicals that are used as mineral supplements for animals should not contain more than 0.2% fluorine, lead – 0.002% of cadmium – 0.0005% of arsenic – 0.005% and mercury – traces.
***Keywords:*** toxic, radioactive, isotopes, accumulation, environmental toxic elements, radionuclides, radiation level, transuranium elements, heavy metals, food, ingredients, feed additives, dosimeters, radiometry.

Важнейшей экологической проблемой является изучение интенсивного накопления соединений тяжелых металлов в биосфере. Накапливаясь в пищевых цепях, загрязнители достигают иногда у накапливающей тяжелых металлов биоты критического уровня. К тяжелым металлам относятся: Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Hg, Co, Sb, Sn, Be. Кроме перечисленных элементов список тяжелых металлов нередко добавляют также Pt, Ag, W, Fe, Mn. почти все тяжелые металлы токсичны. Антропогенное рассеивание этой группы загрязнителей (в том числе и в виде солей) в биосфере приводит к отравлению или угрозе отравления живого [1–5].

Для профилактики накопления и отравления тяжелыми металлами необходимо исключить поступление соединений тяжелых металлов с кормом, питьевой водой, воздухом. Не рекомендуется выпас животных и заготовка корма вблизи горнорудных месторождений, вдоль автомагистралей, в зоне которых почва, вода, растения могут содержать тяжелые металлы в высоком количестве в почве, растениях и в воде [1, 3].

По классу опасности тяжелые металлы делятся на три класса:

- первому классу опасности относятся химические элементы, такие как мышьяк, кадмий, ртуть, свинец, цинк;
- второму классу опасности относятся химические элементы кобальт, никель, молибден, медь, сурьма, хром;
- третьему классу опасности относятся химические элементы барий, ванадий, вольфрам, марганец, стронций.

Из поступивших в лабораторию 420-образцов кормов, кормовых добавок и воды на анализ, в 12-пробах обнаружены радионуклиды, 77-образцах обнаружено высокое содержания плесневых грибов и их продукт жизнедеятельности, а в 11 пробах установлено наличие тяжелых металлов (рис. 1–3).

Одним из главных путей поступления тяжелых металлов в организм животных и птиц является рационы через минеральные подкормками виде премиксов, кормовых добавок, через воздух и воду (рис. 1, 2).

Из рисунка 1 видно, что в образце воды взятого из водоемов содержание мышьяка, свинца, ртути и фтора была выше предельно допустимой нормы предусмотренной нормативно техническим документом на продукт.

Исследования образцов кормовых добавок поступивших в лабораторию, показывает о низком уровне контроля при производстве и использовании продуктов для обогащения комбикормов.

Из-за низкого уровня контроля при использовании минерального сырья в составе комбикормов и премиксов создается большая опасность экологическому чистому производству продуктов животноводства, что подтверждается исследованием кормовых фосфатов.

Так, по существующим нормам в монокальцифосфат кормовой должен соответствовать следующим показателям: растворимого фосфора в пересчете на $P_2O_5$ не менее 50–55%, кальция – не менее 18%, мышьяка не более 0,006% и свинца – не более 0,002%. Однако, результаты анализа поступивших образцов показывают, что в представленных образцах уровень токсических элементов превышает норму в несколько раз.

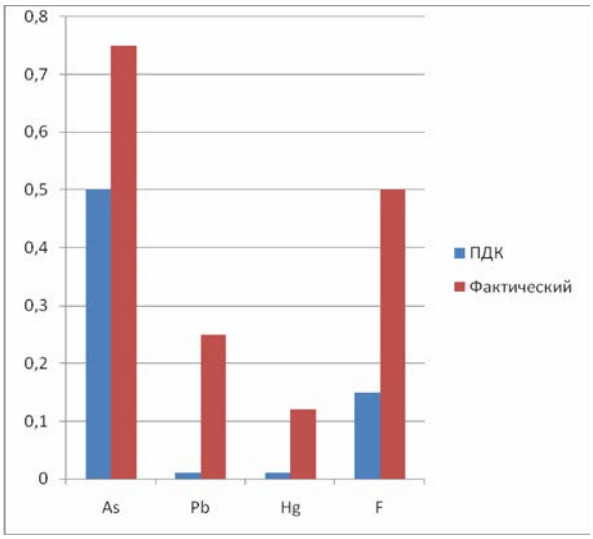



***Рис. 1.*** *Результаты анализа содержание As, Pb, Hg и F в воде*

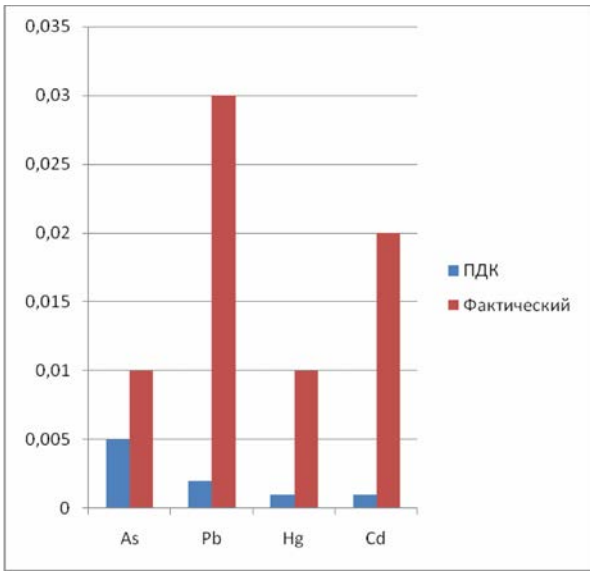



***Рис. 2.*** *Результаты анализа содержания As, Pb, Hg и Cd в образцах травяной муки*

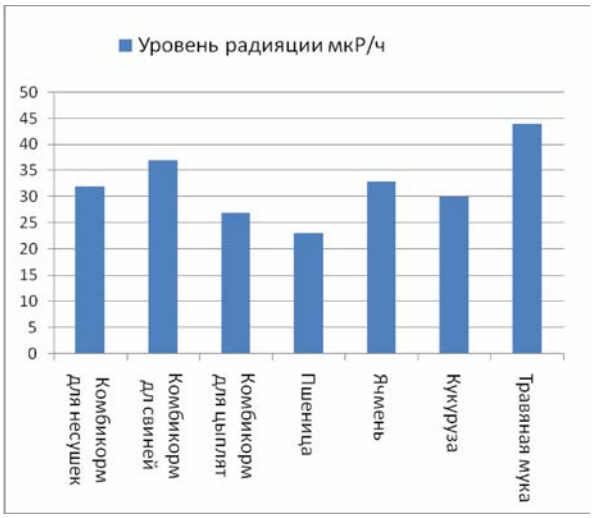



***Рис. 3.*** *Уровень радиации в образах некоторых кормов и добавок*

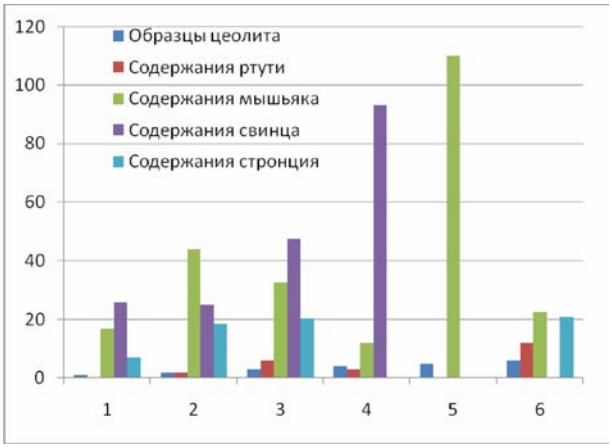



***Рис. 4.*** *Наличие Токсических элементов в образцах цеолита (мг/кг)*

Одним из важных высокопитательных компонентов рациона является травяная мука. С ее помощью в стойловый период обогащают рационы скота и птицы богатый протеином, незаменимыми аминокислотами (лизин, триптофан), витаминами и, в первую очередь, каротином, однако в процессе заготовки без надлежащего контроля возможно контаминация и накопления в организме тяжелых металлов таких As, Pb, Hg, Cd (рис. 2).

Изучение поверхностной, удельной, и объемной радиационной активности установлено, что уровень радиации превышает норму в продуктах. Это объясняем тем, что Республика Казахстан являлась полигоном по испытанию ядерного оружия, и сырьевой базой по добыче полезных ископаемых и тяжелые металлы и их радиоизотопы выброшенные попадают в организм человека и животных через пищу, воду и из воздуха. Поэтому особое важное значения имеет обеспечения животных безопасными кормами, для получения от них продукцию, не представляющую опасность для потребителя.

Результаты исследования по определению уровня радиации в зерно-фураже и комбикормах представляем на рисунке 3.

В составе рационов применяют цеолиты для технологичности комбикормов. Проведенными химико-токсикологическими исследованиями было установлено, что в составе поступивших в лабораторию образцах цеолита обнаружено наличие токсических химических элементов (рис. 4).

В некоторых образцах цеолита содержания токсических элементов колебалось в пределах: ртути от 2 до 12 мг на кг, мышьяка от 12 до 110 мг на кг, свинца 25–93

мг/кг и был обнаружен стронций от 7 до 21 мг в кг продукта (рис. 4).

В образцах цеолита уровень радиации составляло от 29 до 45 мкР/ч.

Химический анализ гомогената тушек цыплят-бройлеров показало, что с увеличением в рационе содержания цеолита увеличивалось содержание гигроскопической влажности и снижалось содержание сырого протеина.

Установлено, что из поступивших комбикормов к лабораторному анализу в основном для кормления птиц в течение трех лет 60% не соответствовало требованию по фтору, 53% по свинцу, 27% по ртути, по содержанию мышьяка 12%.

Из сырья необходимо особое внимание уделять неорганическим минералам. Изучение содержания в организме животных некоторых токсических химических элементов подтверждает и согласуется с данными по изучению их содержание в корме.

Биохимические показатели крови, органов и ткани дополняют справедливость заключения и достоверность полученных данных.

**Выводы**

Для эффективного применения кормов и кормовых добавок в животноводстве, птицеводстве Республики Казахстан и для получения высококачественной продукции питания необходимо:

1. Контролировать уровень загрязнения тяжелыми металлами зерно-фуража, предназначенные для кормления животных и птиц.
2. В минеральном сырье предназначенное для обогащения рационов животных и птиц контролировать содержания токсических и радиоактивных химических элементов.
3. Проводит радиационно-токсикологический анализ комбикормов и фуражного зерна.
4. По результатам контроля на соответствие нормального уровня биологических активных веществ в организме животных и птиц оценивать качество корма.
5. Во всех химических веществах, используемые в качестве минеральных добавок для животных, не должно содержаться фтора больше 0,2%, свинца – 0,002%, кадмия – 0,0005%, мышьяка – 0,005% и ртути – следы.

***Литература***


1. *Свамбаев А. Основы токсикологии : учебн. для вузов. – Алматы, 2004.*
2. *Влияние токсической дозы урана на содержание DL-α – токоферола и селена в организме / С.Т. Тусупбекова, Е.А. Свамбаев, Ж.А. Свамбаев и др. // Материалы VII Конгресс обогатителей стран СНГ, Московский государственный институт стали и сплавов, Москва, 02–04 марта 2009 год.*
3. Обеспечение безопасного уровня токсических и радиоактивных элементов в рационе животных / С.Т. Тусупбекова, Е.А. Свамбаев, Ж.А. Свамбаев и др. // Материалы VI Международной научно-практической конференции "Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде", Семей. – 2008. – Т. 2. – С. 57.
4. *Экологическая опасность кормов и кормовых добавок, загрязненных тяжелыми металлами / К.С. Кулажанов, С.Н. Туменов, Ж.А. Свамбаев и др. // VI Московский международный конгресс "Биотехнология: состояние и перспективы развития". – 2011. – Т. 1. – С. 220.*
5. *Токсический, радиоактивный уровень свинца в некоторых продуктах животных в зависимости от антропогенных факторов / Ж.А. Свамбаев и др. // Материалы II Международной научно-технической конференции "Качество и безопасность пищевых продуктов", Киев. – 2015. – С. 53–55.*


# ОЦЕНКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ ТРИТИЯ В ГРУНТАХ РАДИАЦИОННО-ОПАСНЫХ ОБЪЕКТОВ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА


З.Б. Сержанова, А.К. Айдарханова, С.Н. Лукашенко

Филиал "Институт радиационной безопасности и экологии" НЯЦ РК, г. Курчатов, Казахстан, serzhanova@nnc.kz


# ESTIMATION OF THE DISTRIBUTION SPECIATION TRITIUM IN SOILS OF RADIATION DANGEROUS OBJECTS OF THE SEMIPALATINSK TEST SITE


Z.B. Serzhanova, A.K. Aydakhanova, S.N. Lukashenko

Branch "Institute of Radiation Safety and Ecology" NNC RK, Kazakhstan



The Semipalatinsk test site (STS) activity has resulted in radioactive contamination of environmental objects. Tritium is one of the most common technogenic radionuclides at the STS. Tritium concentrations both in water and soil may reach several hundreds of thousands Bq/kg. This notwithstanding, speciation of this radionuclide in the soil has hardly ever been studied. Soil is known to contain 3H as free water and bound forms. Forms contained as free water include 3H in surface-adsorbed water and 3H in interlayer water. Hydroxyl, organically and crystally bound 3H are bound forms. Tritium speciation in the soil is the basic parameter that characterizes its migration. The purpose of this study is to determine 3H speciation in soils of various STS areas different from each other in terrain, soil-climatic and environmental conditions. The target of research are radiation dangerous sites (RDS) of STS: Shagan riv., 'Degelen', 'Experimental Field', 'Balapan' and grounds

south-eastern part of the STS. The research procedure was extracting each of 3H speciation step-by-step. Tritium speciation contained in the form of free water was determined by distillation at various temperatures. Tritium bound forms were determined using autoclave decomposition with variations of physic-chemical conditions. As a result it has been found that 3H speciation in soils at the STS RHS are essentially different. Thus, soils collected in the region of the Shagan river and 'Degelen' site have dominating forms contained as free water. Dominating concentration of bound forms is observed in soils of the 'Experimental Field', 'Balapan' and south-eastern part of the STS. Findings suggest that the presence of one or another 3H speciation is probably associated with its building mechanism or intake. Forms contained as free water are registered in underrun places of contaminated groundwater. Tritium bound forms dominate in the epicentral areas of the places of nuclear tests.

В данной работе представлены результаты по исследованию распределения форм нахождения трития ($^3$H) в поверхностных грунтах и грунтах на различной глубине радиационно-опасных объектов (РОО) Семипалатинского испытательного полигона (СИП), отличающихся механизмом поступления $^3$H на данный объект.

Одним из самых распространенных техногенных радионуклидов на территории СИП является $^3$H. Концентрация $^3$H как в воде, так и в грунте на некоторых участках СИП может достигать нескольких сотен тысяч Бк/кг. Несмотря на это, формы нахождения $^3$H в грунте в местах проведения ядерных испытаний, являющиеся основным параметром, характеризующим процессы его миграции, практически не изучены. Недостаток такой информации вызывает необходимость детального изучения форм нахождения $^3$H в грунте с целью дальнейшего прогнозирования его поведения в природной среде.

Согласно литературным данным, известно лишь то, что водород в грунте может содержаться в составе воды и в органических соединениях [2, 3, 7]. В зависимости от того, каким способом вода удерживается в минералах, различают свободную воду, не участвующую в строении самого кристаллического вещества, и связанную, входящую в кристаллическую решетку минералов.

В минералах грунта, водород может содержаться в поверхностно-адсорбированной и межслоевой воде, которые являются формами свободной воды. Поверхностно-адсорбированная вода – это вода, сорбированная на поверхности почвенных частиц, обладающих определенной поверхностной энергией за счет сил притяжения, имеющих различную природу. Молекулы межслоевой воды располагаются в несколько слоев между нейтральными слоями кристаллической решетки или в свободных полостях – межслоевых пространствах.

Вода также входит и в состав кристаллической решетки минерала. Одной из таких связанных форм является кристаллизационная вода – это химически связанная вода, входящая в состав минералов в виде гидроксильных групп, либо в виде целых молекул мирабилита. Водород в составе такой воды называется гидроксильным [6]. Водород в составе органических соединений образует органически связанный $^3$H, замещая водород в устойчивой связи C-H [3]. Таким образом, гидроксильный и органически связанный водород, входящие в структуру кристаллической решетки минерала, являются связанными формами.

Так как $^3$H является одним из изотопов водорода, предполагается, что $^3$H в грунтах содержится в тех же формах.

Также к связанным формам относится и менее известный $^3$H в кристаллически связанной (прочносвязанной) форме. О возможности существования такой формы можно утверждать, учитывая, что $^3$H может нарабатываться на легких элементах в результате реакции активации, имевших место в момент проведения взрывов, например ядерных реакций типа:

$$^6Li_3 + n \rightarrow {}^4He_2 + {}^3H \quad [5].$$

Для определения форм нахождения $^3$H в грунте в качестве участков исследования были выбраны различные РОО, расположенные на территории СИП – это площадки “Дегелен”, “Балапан” и “Опытное поле”. На данных объектах отмечается повышенное содержание $^3$H как воде, так и в грунтах. Исследования также проводились в грунтах юго-восточной части (ЮВЧ) СИП, которая не является радиационно-опасным объектом, но согласно ранее проведенным исследованиям были зафиксированы незначительные концентрации $^3$H в растениях, при этом в грунтовых и поверхностных водах численных значений содержания $^3$H зафиксировано не было.

На выбранных участках исследование форм нахождения $^3$H проводилось как в поверхностных грунтах, так и в грунтах, залегающих на различной глубине. Отбор

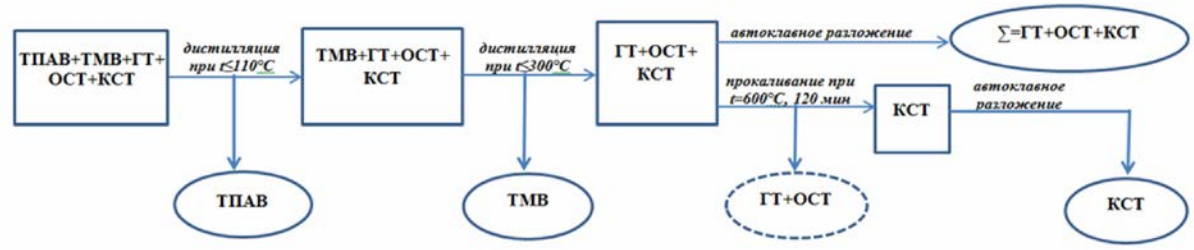



***Рис. 1.*** *Схема проведения эксперимента по определению форм нахождения $^3$H: ТПАВ – $^3$H в поверхностно-адсорбированной воде; ТМВ – $^3$H в межслоевой воде; ГТ – гидроксильный $^3$H; ОСТ – органически связанный $^3$H; КСТ – кристаллически связанный $^3$H*

образцов поверхностного грунт для исследования проводился во всех точках исследования и в отдельных точках проводился отбор проб грунта послойно на различной глубине.

Методология определения форм нахождения $^{3}$H заключалась в поэтапном извлечении каждой из форм. Определение форм нахождения $^{3}$H содержащихся в виде свободной воды проводилось методом дистилляции при различных температурах. Так, $^{3}$H в поверхностно-адсорбированной воде почти полностью выделялся из грунта при нагреве до 110 °C. Для выделения $^{3}$H в межслоевой воде производился нагрев образца до 300 °C [2, 3, 7]. Связанные формы $^{3}$H определялись методом двустадийного автоклавного разложения с промежуточным про-

*Таблица 1. Распределение форм нахождения $^{3}$H в поверхностных грунтах*

| № | Место отбора | Точка отбора | Удельная активность $^{3}$H, Бк/кг | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | $^{3}$H в поверхностно-адсорбированной воде | $^{3}$H в межслоевой воде | Гидроксильный $^{3}$H + ОСТ | КСТ |
| 1 | “Дегелен” | р. Карабулак | 4400±440 | 2100±210 | 230±120 | <120 |
| 2 | | р. Байтлес | 10300±1000 | 4100±420 | <120 | <120 |
| 3 | | р. Узынбулак | 2200±210 | 1700±160 | <120 | <120 |
| 4 | | р. Актыбай | 2000±200 | 1300±130 | <120 | <120 |
| 5 | | р. Безымянный | 2300±250 | 1050±100 | 420±120 | 190±20 |
| 6 | | р. Токтакушук | 6800±600 | 4000±370 | <120 | <120 |
| 7 | | р. Безымянный 2 | 1970±180 | 350±40 | <120 | <120 |
| 8 | Река Шаган | т.1 | 10000±900 | – | 560±120 | <120 |
| 9 | | т.2 | 28000±2500 | 15500±1200 | 2400±200 | <120 |
| 10 | | т.3 | 650±120 | 60±10 | 430±120 | 250±120 |
| 11 | “Атомное” озеро | т.1 | 850±80 | 5500±560 | 11000±1100 | 730±120 |
| 12 | | т.2 | 750±70 | 1100±420 | 11000±1200 | 700±120 |
| 13 | | т.3 | 1700±170 | 3200±320 | 4400±500 | 710±120 |
| 14 | ЮВЧ | т.1 | <1 | <1 | <120 | <120 |
| 15 | | т.2 | 10±1 | <1 | <120 | <120 |
| 16 | | т.3 | 20±2 | <1 | 1000±120 | 1300±120 |
| 17 | “Опытное поле” | П2-П7, тротиловое озеро | 110±10 | – | <120 | <120 |
| 18 | | П2-П7, уч. №4–1 | 170±15 | 12±1 | <120 | <120 |
| 19 | | П2-М, т.2 | 180±20 | 35±4 | <120 | <120 |
| 20 | | П3-П5, уч. №3 | 45±3 | 95±10 | 230±120 | <120 |
| 21 | | П3-П5, уч. №4 | 65±5 | 200±20 | 640±120 | <120 |
| 22 | | П1, т.1 | 250±16 | 2200±20 | 6000±630 | 270±120 |
| 23 | | П-3, центр | 1340±130 | 13000±1300 | 31000±3000 | 1500±150 |

*Таблица 2. Распределение форм нахождения $^{3}$H по глубине*

| № | Место отбора | Точка отбора | Глубина отбора, м$^{3}$H, Бк/кг | Удельная активность | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | $^{3}$H в поверхностно-адсорбированной воде | $^{3}$H в межслоевой воде | Гидроксильный $^{3}$H + ОСТ | КСТ |
| 1 | “Дегелен” | Байтлес | 0–1,0 | 500±50 | 72±5 | <120 | <120 |
| 2 | | | 1,0–2,0 | 1800±140 | | 150±120 | <120 |
| 3 | | | 2,0–3,0 | 2600±180 | 140±10 | <120 | <120 |
| 4 | | | 3,0–3,6 | 4000±370 | 100±10 | <120 | <120 |
| 5 | Река Шаган | т.3 | 0–1,0 | 100±5 | – | <120 | <120 |
| 6 | | | 1,0–2,0 | 60±5 | – | <120 | <120 |
| 7 | | | 2,0–3,0 | 55±5 | – | <120 | <120 |
| 8 | “Атомное” озеро | т.1 | 0,2 | 2000±200 | 90000±9000 | 78000±8200 | 4700±420 |
| 9 | | | 3,0 | 8000±800 | 6000±600 | 800±120 | 160±120 |
| 10 | | | 5,5 | 3300±300 | 720±100 | 330±120 | <120 |
| 11 | ЮВЧ | т.2 | 0–1,0 | 10±1 | <1 | 130±10 | <120 |
| 12 | | | 1,0–2,0 | 7±1 | 3±1 | 1600±120 | <120 |
| 13 | | | 2,0–3,5 | 6±1 | 3±1 | 1300±120 | <120 |

каливанием с целью удаления органически связанного $^3$H. Автоклавное разложение основывается на окислительно-кислотной минерализации грунта в герметично замкнутом объеме при воздействии температуры и давления. Ход эксперимента схематично представлен на (рис. 1).

В полученных образцах определение содержания $^3$H проводилось методом жидкосцинтилляционной β-спектрометрии согласно [4].

В результате проведенных экспериментальных работ по определению форм нахождения $^3$H в грунтах различных РОО СИП было установлено, что распределение форм нахождения $^3$H носит неоднородный характер, что связано с механизмом образования и поступления $^3$H на данный объект. Полученные результаты распределения форм нахождения $^3$H в поверхностных грунтах представлены в (табл. 1), а распределение форм нахождения $^3$H по глубине – в (табл. 2).

*Площадка "Дегелен".* Как следует из результатов, в поверхностных грунтах преобладают формы, содержащиеся в виде свободной воды. Их содержание составляет порядка 85–98%, соответственно оставшуюся незначительную часть составляют связанные формы $^3$H – от 2 до 15%.

При проведении исследований по глубине можно отметить, что, как и в поверхностных грунтах, в глубинных слоях грунта преобладают формы, содержащиеся в виде свободной воды. Однако исследования по глубине показали, что с увеличением глубины содержание связанных форм $^3$H уменьшается.

Таким образом, полученные результаты дают основание предположить, что преобладание форм нахождения $^3$H, содержащихся в виде свободной воды, в грунтах площадки "Дегелен" связано с его поступлением на данный объект путем выноса $^3$H с поверхностными водами из штолен.

*Река Шаган.* Из полученных данных следует, что в поверхностных грунтах р. Шаган преобладают формы, содержащиеся в виде свободной воды – 60–95%. В т. 3 зафиксировано содержание кристаллически связанного $^3$H, содержание которого в точке 2 не зафиксировано.

Как показывают результаты, распределение форм нахождения $^3$H по глубине аналогично распределению в поверхностных грунтах, т.е. с преобладанием форм $^3$H, содержащихся в виде свободной воды.

Полученные результаты позволяют предположить, что преобладание форм нахождения $^3$H, содержащихся в виде свободной воды, в грунтах р. Шаган связано с наличием подтока загрязненных грунтовых вод на данном участке.

*"Атомное" озеро.* Из полученных результатов следует, что в поверхностных грунтах "Атомного" озера преобладает содержание связанных форм, а именно особенности органически связанный и гидроксильный $^3$H. Их процентное содержание составило суммарно более 50%.

По результатам исследований распределения форм нахождения $^3$H по глубине следует, что в верхних слоях грунтах (до 1 м) распределение аналогично распределению форм нахождения $^3$H в поверхностных грунтах, т.е. преобладают связанные формы $^3$H. При этом их содержание уменьшается далее по глубине.

Преобладание связанных форм $^3$H в грунтах "Атомного" озера, вероятно, связано с характерными особенностями проведения ядерного взрыва (экскавационнного испытания) на данной площадке, в результате чего произошло значительное загрязнение грунта $^3$H, а именно верхних слоев.

*Юго-восточная часть СИП.* Исходя из полученных данных распределения форм нахождения $^3$H в поверхностных грунтах юго-восточной части СИП можно отметить, что в точках, расположенных рядом с площадкой "Балапан", $^3$H фиксируется в незначительных количествах в поверхностно-адсорбированной воде, а в одной из точек – фиксируется и в связанных формах.

По полученным данным распределения форм нахождения $^3$H по глубине следует, что, несмотря на незначительное содержание $^3$H в поверхностных грунтах, при распределении по глубине зафиксировано значимое содержание связанных форм $^3$H, а именно органически связанного – 90%.

Такое распределение форм нахождения $^3$H по глубине, а именно преобладание органически связанного $^3$H, подтверждает ранее проведенные исследования, согласно которым $^3$H был зафиксирован в растениях.

Предполагается, что содержание связанных форм в значительном количестве в грунтах на различной глубине данного исследуемого участка, вероятно, связано с его расположением в зоне влияния площадки "Балапан".

*"Опытное поле".* Исследование форм нахождения $^3$H в грунтах площадки "Опытное поле" проводилось только в поверхностных грунтах.

В грунтах испытательных площадок, где проводились наземные и воздушные ядерные испытания различной мощности преобладают связанные формы $^3$H.

Как показали результаты исследований, на большей части испытательных площадок "Опытного поля" преобладают связанные формы $^3$H, что, возможно, связано с образованием $^3$H в результате проводимых на них различных видов ядерных испытаний.

В результате проведенных экспериментальных работ по определению форм нахождения $^3$H в поверхностных грунтах различных РОО СИП было установлено, что преобладание форм нахождения $^3$H, содержащихся в виде свободной воды наблюдается в местах миграции $^3$H с поверхностными водами из полостей штолен и в местах существования подтока загрязненных грунтовых вод. Преобладание связанных форм $^3$H наблюдается в местах проведения и влияния ядерных испытаний.

При рассмотрении распределения форм нахождения $^3$H по глубине можно отметить, что в местах, где загрязнение связано с подтоками загрязненных поверхностных или грунтовых вод содержание $^3$H в связанных формах не изменяется по глубине, а содержание $^3$H в формах в виде свободной воды увеличивается (грунты пл. "Дегелен") и уменьшается (грунты р. Шаган). В местах проведения ядерных испытаний содержание связанных форм по глубине уменьшается.

Полученные результаты позволяют судить о механизме загрязнения исследуемого объекта.

***Литература***

1. *Ecoportal [Электронный ресурс]. – URL: http://ecoportal.su/view_public.php?id=4233.*
2. *Tritium redistribution between water and clay minerals / A. Lopez-Galindo, Hach-Alip, Fenoll et al. // Applied Clay Science. – 2008. – No. 39. – P. 151–159.*
3. *Бетехтин А.Г. Минералогия. – М. : Государственное издательство геологической литературы, 1950. – С. 76–78.*
4. *Качество воды. Определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета. Международный стандарт ISO 9698:2010 (E). – Введ. 2010.*
5. *Ляхова О.Н. Тритий как индикатор мест проведения ядерных испытаний // Вестн. НЯЦ РК. – 2011. – Вып. 3. – С. 125–129.*
6. *Марчик Т.П., Ефремов А.Л. Почвоведение с основами растениеводства / Учреждение образования Гродненский государственный университет им. Я. Купалы. – Гродно : ГрГУ, 2006. – 249 с.*
7. *Кинетика изотопно-водородного обмена в бентонито-песчаной смеси / А.В. Пушкарев, В.В. Долин, В.В. Приймаченко и др. // Институт геохимии окружающей среды : сб. тр. – Киев, 2007. – Вып.15. – С. 27–36.*

# РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА НА ТЕРРИТОРИИ РЕСПУБЛИКИ САХА (ЯКУТИЯ)

П.И. Собакин, А.П. Чевычелов, Я.Р. Герасимов, А.А. Перк

Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, Якутск, Россия, radioecolog@yandex.ru

# RADIOECOLOGICAL SITUATION IN THE TERRITORY OF THE REPUBLIC OF SAKHA (YAKUTIA)

P.I. Sobakin, A.P. Chevychelov, Ya.R. Gerasimov, A.A. Perk

Institute for Biological Problems of Cryolithozone SD RAS, Yakutsk, Russia

The assessment of radioecological situation in the territory of Yakutia has been made. General characteristics of the sources of radionuclide pollution of cryogenic landscapes are given. Current pollution rates of the landscapes with technogenic radiohuclides are estimated.

Республика Саха (Якутия) один самых из крупных субъектов Российской Федерации, расположенный на северо-востоке криолитозоны России. Территория Якутии преимущественно принадлежит к двум тектоническим структурам: Сибирской платформе и Верхояно-Чукотской складчатой. В этих структурах имеются крупнейшие месторождения алмазов, олова, сурьмы, редкоземельных элементов, железа, урана, каменного угля, разведаны крупные запасы природного газа и нефти. В связи со сложным геологическим строением территории Якутии мощность экспозиционной дозы гамма-излучения на дневной поверхности изменяются в широких пределах от 4 до 100 мкР/ч и более. Наиболее высокие ее значения фиксируются, как правило, на выходах гранитных пород и радиоактивных руд. На территории Республики в 40–70-е гг. прошлого века проводились широкомасштабные геологические изыскания и добыча радиоактивного сырья, было проведено 12 подземных ядерных взрывов (ПЯВ), из которых два под кодовым названием “Кристалл” и “Кратон-3” признаны аварийными [6]. Кроме того, регион неоднократно подвергался загрязнению долгоживущими искусственными радионуклидами в результате ядерных испытаний на Новой Земле и крупной радиационной аварии на Чернобыльской АЭС [4]. В ходе геологоразведочных работ в Эльконском урано-рудном районе Алданского нагорья из горных выработок (штольни, шахты) было извлечено и складировано на дневную поверхность около 1 млн т рудной массы с общей активностью $20{,}5 \cdot 10^{12}$ Бк (554,9 Ки) [1]. Радиоэкологические исследования показали, что некоторые отвалы горных пород и руд урановых месторождений Эльконского урано-рудного района по величине мощности экспозиционной дозы (126–1106 мкР/ч), удельной эффективной активности радионуклидов (1216–12806 Бк/кг) и плотности потока радона (138–3202 мБк/с·м$^2$), согласно существующим радиационно-гигиеническим нормам, могут быть отнесены к опасным производственным радиоактивным отходам второй и третьей категории [2]. В настоящее время, из-за ветрового и водного рассеяния радионуклидов из таких отвалов, на примыкающих к ним территориям образовались зоны радиоактивного загрязнения с повышенным значением мощности экспозиционной дозы гамма-излучения. В силу горного характера рельефа Эльконского урано-рудного района, расположенного в бассейне р. Алдан (правый приток р. Лена), и особенностей местонахождения отвалов горных выработок в ландшафте, многие из них приурочены, как правило, к подножью водораздельных склонов вблизи русел водотоков (ручьи, реки) или прямо в них. Это в условиях гумидного климата территории Южной Якутии способствует интенсивной водной миграции $^{238}$U, $^{226}$Ra и $^{222}$Rn из отвалов радиоактивных пород в составе жидкого и твердого стоков во время весенних и летне-осенних паводков. Поэтому фиксируемые повышенные концентрации $^{238}$U и $^{226}$Ra в аллювиальных почвах высокой поймы в настоящее время обнаруживаются на удалении до нескольких десятков километров от источников радиоактивного загряз-

нения. А в ореоле ветрового рассеяния повышенные концентрации радионуклидов фиксируются в верхней части почв на расстоянии от отвалов, не превышающем 1 км. В миграции урана важную роль играет водорастворимое органическое вещество, образующее устойчивые миграционно-способные формы урана. В зоне воздействия отвалов радиоактивных пород и руд урановых месторождений Эльконского горста в почве, растениях, воде и донных отложениях, содержание $^{238}U$, $^{226}Ra$, $^{222}Rn$ и $^{210}Pb$ на один-четыре порядка величин превышает таковое, характерное для фоновых территорий.

Современные уровни глобальных выпадений $^{137}Cs$ в мерзлотных почвах элювиальных ландшафтов тундровой и таежной зон Якутии варьируют в пределах 0,4–2,5 кБк/м$^2$, что в среднем в 2–4 раза меньше, чем в почвах Урала, Западной и Южной Сибири. Выявлена корреляция между плотностью загрязнения $^{137}Cs$ почв и количеством атмосферных осадков. Относительно высокие уровни загрязнения почв $^{137}Cs$ обнаруживаются в аккумулятивных формах рельефа. В почвах элювиальных участков ландшафтов $^{137}Cs$ концентрируется в органогенно-аккумулятивной части, с глубиной его содержание резко снижается. При этом глубина проникновения $^{137}Cs$ в почвах этих ландшафтов в зависимости от их водного режима и гранулометрического состава изменяется от n до n·10 см. В профилях почв гидроморфных ландшафтов $^{137}Cs$ распределяется более равномерно.

Радиоэкологические исследования, проведенные в последние годы, показали, что плотности загрязнения почв на разных расстояниях по оси радиоактивного следа от устья скважины аварийного ПЯВ “Кратон-3” составляют для $^{137}Cs$ – 1628,3–18,4; $^{90}Sr$ – 841,2–5,9; $^{239,240}Pu$ – 23,8–0,4 и $^{238}Pu$ – 1,20–0,023 кБк/м$^2$, что превышает их уровни глобальных выпадений в почвенном покрове данного района на один-три порядка величин. Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в почве по оси радиоактивного следа варьирует в пределах 0,11–0,89 при среднем значении 0,44, которое близко к исходной величине. Как известно, при ядерном взрыве с плутониевым зарядом эти радионуклиды образуются в постоянном отношении равном 0,39 [3]. Отношение концентраций $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ в почве по оси радиоактивного следа изменяется в пределах 0,010–0,024 и в среднем равно 0,016. Данное значение также близко к величине их отношения после ядерных взрывов, которое составляет 0,022 [5]. Вследствие мгновенного кратковременного выхода радиоактивных продуктов взрыва в атмосферу при проведении ПЯВ “Кратон-3” радионуклидный состав загрязнения и их отношения ($^{90}Sr/^{137}Cs$, $^{239,240}Pu/^{137}Cs$) в почвенном покрове в радиоактивном следе близки к наземному ядерному взрыву. В настоящее время на водораздельном склоне р. Марха в радиоактивном следе основное количество радионуклидов, удерживается в верхнем 0–8 см слое почв и составляет 78,0–99,4% от общего их количества в профиле. Замедленная вертикальная миграция ИРН в почвах в зоне воздействия ПЯВ “Кратон-3” в основном связана с климатическими условиями северной тайги и специфичностью почвенно-растительного покрова криолитозоны (периодическое сильное охлаждение и глубокое промерзание почв, длительное их нахождение в мерзлом состоянии, присутствие плотной дернины, высокая гумусированность, тяжелосуглинистый гранулометрический состав, а также широкое развитие напочвенных лишайников и мхов, характеризующихся повышенной способностью концентрировать и депонировать выпавшие на их поверхность радионуклиды).

Таким образом, радиоэкологическая обстановка в отдельных районах Якутии остаются напряженными. Эти обстоятельства требуют пристального внимания специалистов охраны окружающей среды.

*Работа выполнена в рамках НИР по проекту № 0376-2014-004, тема VI.54,1,2. “Механизмы трансформации и закономерности функционирования почв криолитозоны в условиях глобальных изменений: факторы, современное состояние и прогноз”, № гос. регистрации 01201282191.*

***Литература***

1. *Бурцев И.С., Степанова С.К., Колодезникова Е.Н. и др. Опыт работы по обследованию подземных ядерных взрывов и отвалов урансодежащих руд на территории Якутии // Материалы II науч.-практ. конф. – Якутск : ЯФ ГУ Изд-во СО РАН, 2004. – С. 56–67.*
2. *Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения. Санитарно-эпидемиологические правила СП. 2.6.1.1292-03. – М. : Минздрав России, 2003. – 36 с.*
3. *Гречушкина М.П. Таблицы состава продуктов мгновенного деления $^{235}U$, $^{238}U$ и $^{239}Pu$. – М. : Атомиздат, 1964. – 67 с.*
4. *Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Ю.А. Израэль, С.М. Вакуловский, В.А. Ветров и др. – Л. : Гидрометеоиздат, 1990. – 296 с.*
5. *Максимов М.Т., Оджагов Г.О. Радиоактивные загрязнения и их измерение. – М. : Энергоатомиздат, 1989. – 303 с.*
6. *Цыганов А.С. Радиоактивное загрязнение территории Якутии в результате ядерных испытаний в атмосфере, проведения мирных ядерных взрывов и деятельности горнодобывающих предприятий // Сб. докл. I Респ. науч.-практ. конф. – Якутск, 1993. – С. 157–161.*

# ГАММА-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКАЯ СЪЕМКА ПРИ ПОИСКАХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ПОЛЕЗНЫХ ИСКОПАЕМЫХ

И.С. Соболев

Томский политехнический университет, Томск, Россия, geolsob@yandex.ru

# GAMMA-RAY SPECTROMETRY SURVEY FOR MINERAL RESOURCES EXPLORATION

I.S. Sobolev

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

В докладе дана информация о применении гамма-спектрометрической съемки при поисках флюидогенных месторождений полезных ископаемых. Сделан обзор основных способов обработки гамма-спектрометрических данных.

The report is giving information on the gamma-spectrometric survey for exploration of flyuidogenic mineral deposits used. A review of the main methods of gamma-spectrometric data processing are giving.

Интерес к полю радиоактивности, как к полезной информации при решении геологических задач, возник сразу с появлением методик и аппаратуры, позволяющих фиксировать радиоактивное излучение горных пород в полевых условиях. Первые предпосылки для использования радиоактивных методов при поисках месторождений полезных ископаемых были получены на объектах, где значительную роль в мобилизации и миграции ценного компонента играли флюидогенные системы [2, 26, 27]. Появление гамма-спектрометрической аппаратуры, делающей возможным полевое изучение радиоактивных калия, урана и тория в природных объектах, определило широкое применение гамма-спектрометрии при проведении геологических работ различного назначения. Особую привлекательность данному методу придают относительно невысокие временные и материальные затраты на съемку больших территорий в аэрогеофизическом варианте работ.

Однако, гамма-спектрометрические исследования имеют ограничения по природным условиям проведения работ, что обусловлено значительным ослаблением интенсивности гамма-активности с расстоянием от его источника и наличием ландшафтов, являющихся естественными экранами для гамма-излучения. По этим причинам поиски рудных месторождений на территориях с большой мощностью рыхлых отложений или широким развитием аллохтонных осадков для гамма-спектрометрии являются проблемными. Отрицательно на информативности метода сказываются заболоченность и интенсивное развитие травяно-мохового слоя.

Аэрогамма-спектрометрические съемки широко применялись и применяются при геологическом картировании крупных малоизученных территорий, поисках рудного сырья, нефти и газа, картировании почв, радиоэкологическом мониторинге. Данная публикация затрагивает некоторые аспекты гамма-спектрометрических поисков месторождений полезных ископаемых.

Гамма-спектрометрия, как поисковый метод, не обсуждая радиоактивные руды, наиболее широкое признание получила при поисках флюидогенных месторождений ряда металлов, а также углеводородных скоплений. Опосредованно гамма-спектрометрическое картирование применяется для выделения интрузивных массивов, с которыми связаны руды магматического происхождения.

Касательно гидротермальной рудной минерализации, объектом поисков являются околорудные изменения пород. При этом установлено, что продукты калиевого метасоматоза в основном ассоциируют с месторождениями халькофильных элементов. В то время как для ряда месторождений литофильных металлов характерны гидротермальные минералы, преимущественно концентрирующие торий [8–12, 19, 21, 23 и др.].

Трансформацию полей концентрации радиоактивных элементов в областях эпигенетического влияния нефтегазовых скоплений связывают с формированием иллита и перераспределением соединений урана [1, 4, 18, 33, 36 и др.].

В настоящее время поисковые работы все в большей мере направлены на выявление объектов, слабо проявленных в геохимических полях. Время контрастных аномалий, по всей видимости, прошло. Отклонения от фоновых значений концентраций естественных радиоактивных элементов (ЕРЭ) на участках наложенных изменений зачастую находятся на уровне погрешности измерений и случайной ошибки. К тому же, за исключением радиоактивных руд, гамма-спектрометрия дает косвенные прогнозно-поисковые признаки, а для фиксируемых аномальных радиогеохимических отклонений часто характерна полигенность. Как следствие возникает необходимость введения дополнительных критериев для определения связи радиогеохмических неоднородностей с тем или иным геологическим процессом. Следует отметить, что проблема выделения слабо проявленных радиогеохимических аномалий и их генетической идентификации не нова.

Один из наиболее старых и трудоемких способов снижения влияния природных условий на флуктуацию радиогеохимического поля – это переход от измеренных содержаний ЕРЭ к их коэффициентам концентрации с использованием информации по геологическому и ландшафтному строению территорий. Основным недостатком этого подхода является субъективизм при оконтуривании областей различных классификационных уровней ландшафтов. По причине условной точности проведения границ на схемах ландшафтно-геохимичес-

кого районирования в процессе обработки результатов съемки при переходах из одной ландшафтной области в другую часто происходит "ошибочное" причисление точек измерений к тому или иному ландшафту. Поэтому после нормирования гамма-спектрометрических данных на картографических границах ландшафтов, характеризующихся существенными различиями в уровнях накопления радиоактивных элементов, в значениях коэффициентов концентраций могут возникать ложные аномальные эффекты. В значительной мере эта проблема устраняется созданием геоморфологических и эрозионных моделей территорий с привлечением данных дистанционного зондирования [22].

Оценка совокупного влияния приповерхностных факторов часто осуществляется посредством фильтрации в скользящих математических окнах. Это давно известная и сравнительно простая процедура установления трендов, содержащихся в геохимических данных [20]. Главная сложность заключается в выборе способа и параметров аппроксимации поверхностей. Несмотря на то, что в современных прикладных программах обработки геофизической и геохимической информации реализованы автоматизированные процедуры тренд-анализа, интепретатору приходится делать перебор множества вариантов. При этом правильность в дальнейшем используемой фильтрации невозможно оценить без знания основных черт геологического и ландшафтного строения изучаемой территории.

Традиционно для картирования гидротермально-метасоматических изменений привлекают отношения между концентрациями радиоактивных элементов. Однако, значения индикаторных отношений зависят и от других геологических факторов, не связанных с гидротермальными изменениями. К ним относятся тип пород и их возраст, уровень эрозионного среза магматических комплексов, удаленность и петрографический состав областей питания осадочных пород и др. [3, 12, 13, 16, 17, 25]. Как следствие, диапазоны изменения значений отношений концентраций радиоактивных элементов в продуктах гидротермальной деятельности и в неизмененных горных породах нередко совпадают.

Известны показатели, объединяющие в расчете все три естественных радиоактивных элемента. Но их применение должно учитывать радиогеохимическую специфику искомых наложенных процессов. Например, так называемый F-параметр (K/(Th*U)) больше направлен на выявление продуктов калиевого метасоматоза [5]. Показатель DRAD, как разница отклонений концентраций калия и урана от их фоновых значений, предварительно нормированных по содержанию тория, ориентирован на изменения, приводящие к перераспределению калия и урана [35]. Более универсальной является методика фильтрации гамма-спектрометрических данных с последующим определением доминант участия радиоактивных элементов в аномальном распределении [8]. Большое признание получил способ оптического синтеза информации, осуществляемого по значениям содержания ЕРЭ в виде смеси красного – зеленого – синего цветов [28, 30].

Незаслуженно редко используемую, но весьма полезную информацию, несет дисперсия радиоактивных элементов. Отмечено, что в пределах территорий однородного радиогеохимического распределения компонентов трудно рассчитывать на выявление эндогенных скоплений полезных компонентов в достаточных количествах для их освоения [11].

Весьма информативны при поисках флюидогенных месторождений характеристики корреляционных связей между ЕРЭ [6, 7, 10, 14]. Корреляционный анализ имеет слабую зависимость от абсолютных значений исходных значений и низкую чувствительность к погрешностям их увязки. Кроме того, при корреляционном анализе по площади или по профилям путем варьирования размерами статистического окна возможно минимизировать влияние ландшафтно-геоморфологических и других природных факторов.

Таким образом, помимо получаемых в результате гамма-спектрометрических измерений значений концентраций трех радионуклидов для выделения участков наложенных гидротермально-метасоматических изменений возможно использование целой группы показателей, характеризующих особенности радиогеохимического поля. Возникает необходимость объединения, классификации и выбора информативного сочетания поисковых признаков. Для этого рассчитываются многофакторные модели поля радиоактивности, осуществляется дифференциация изучаемых территорий на основе кластерного и дискриминантного анализа. Следует отметить, что гамма-спектрометрия как моно метод при поисках полезных ископаемых практически не используется, а входит в комплекс геофизических и геохимических съемок. Поэтому часто в многомерную статистическую обработку данных включается весь массив имеющейся геолого-геофизической информации, включая данные о концентрациях и индикаторных показателях ЕРЭ [15, 24, 29, 32, 34].

Обобщая, можно констатировать, что гамма-спектрометрическая съемка продолжает быть актуальным методом для решения целого ряда геологических задач. В настоящее время возможности полевой аппаратуры на основное сцинтилляторов, по всей видимости, достигли своих пределов. Развитие гамма-спектрометрических исследований в основном происходит за счет совершенствования способов обработки данных и приемов выделения слабовыраженного "полезного" сигнала.

***Литература***


1. *Алексеев Ф.А. Радиометрический метод поисков нефти и газа (о природе радиометрических и радиогеохимических аномалий в районе нефтяных и газовых месторождений) // Сб. ст. по использованию радиоактивных излучений и изотопов в геологии нефти. – М. : Гостоптехиздат, 1959. – С. 3–26.*
2. *Богоявленский Л.Н. Радиометрическая разведка нефти // Известия Института прикладной геофизики ВСНХ СССР. – 1927. – Вып. 3. – С. 113–123.*
3. *Гавшин В.М. Радиогеохимическая специфика крупных осадочных бассейнов Западной и Средней Сибири // Геология и радиогеохимия Средней Сибири. – Новосибирск : Наука, 1985. – С. 173–192.*

4. *Германов А.И. Геохимические и гидродинамические условия возникновения эпигенетической минерализации в нефтеводоносных горизонтах // Геохимия. – 1961. – № 2. – С. 99–109.*
5. *Ефимов А.В. Мультипликативный показатель для выделения эндогенных руд по аэрогамма-спектрометрическим данным // Методы рудной геофизики. Гамма-спектрометрия при поисках рудных месторождений. – Л. : Геофизика, 1978. – С. 40–43.*
6. *Лященко Н.Г. Урановые рудообразующие системы // Разведка и охрана недр. – 2010. – № 1. – С. 25–31.*
7. *Результаты интерпретации материалов аэрогамма-спектрометрической съемки в южной части Сибирской платформы / Н.Г. Лященко, Е.Н. Махнач, Г.М. Тригубович и др. // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири. – 2010. – № 2. – С. 39–48.*
8. *Островский Э.Я. Радиоактивные аномалии как индикаторы рудного процесса // Докл. АН СССР. – 1975. – Т. 221, № 1. – С. 201–204.*
9. *Портнов А.М., Островский Э.Я. Антагонизм калия и тория в зонах адуляризации // Докл. АН СССР – 1972. – Т. 204, № 6. – С. 1463–1465.*
10. *Портнов А.М. Радиогеохимический поиск руды // Природа. – 1984. – № 5. – С. 99–105.*
11. *Радиогеохимические ореолы в золоторудных полях Западного Узбекистана (по данным гамма-спектрометрии) / под ред. Ф.П. Кренделева. – Новосибирск : Недра, 1976. – 52 с.*
12. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований (на примере Алтае-Саянской складчатой области). – Новосибирск : Гео, 2002. – 536 с.*
13. *Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л. : Недра, 1974. – 231 с.*
14. *Прогнозирование и поиски месторождений нефти и газа радиогеохимическими методами / И.С. Соболев, Л.П. Рихванов, Н.Г. Лященко и др. // Геология нефти и газа. – 1999. – № 7–8. – С. 19–24.*
15. *Abedi M., Norouzi G.-H. A general framework of TOPSIS method for integration of airborne geophysics, satellite imagery, geochemical and geological data // International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. – 2016. – [Vol.] 46. – P. 31–44.*
16. *Adams J.A.S., Weaver C.E. Thorium-to-uranium ratios as indicators of sedi-mentary processes – an example of geochemical facies // Bulletin of American Association of Petroleum Geologists. – 1958. – [Vol.] 42. – P. 387–430.*
17. *Adams J.A.S., Osmond J.K., Rogers J.J.W. The geochemistry of thorium and uranium // Physics and Chemistry of the Earth. – New York : Pergamon Press, 1959. – Vol. 3. – P. 398–448.*
18. *Al-Shaieb Z. Uranium potential of Permian and Pennsylvanian sandstones in Oklahoma // AAPG Bulletin. – 1977. – [Vol.] 61. – P. 360–375.*
19. *Bennett R. Exploration for hydrothermal mineralization with airborne gamma-ray spectrometry // Canadian Institute of Mining and Metallurgy. – 1971. – Special Vol. 11. – P. 475–478.*
20. *Davic J.C. Statistics and data analysis in geology. – 3rd ed. – Hoboken : John Wiley & Sons, 2002. – 638 p.*
21. *Davis J.D., Guilbert J.M. Distribution of the radioelements potassium, uranium and thorium selected porphyry copper deposits // Economic Geology. – 1973. – [Vol.] 68 (2). – P. 145–160.*
22. *Dickson B.L., Fraser S.J., Kinsey-Henderson A. Interpretation aerial gamma-ray surveys utilising geomorphological and weathering models // Journal of Geochemical Exploration. – 1996. – [Vol.] 57. – P. 75–88.*
23. *Dickson B.L., Scott K.M. Interpretation of aerial gamma-ray surveys – adding the geochemical factors // AGSO Journal of Australian Geology and Geophysics. – 1997. – [Vol.] 17(2). – P. 187–200.*
24. *Eberle D.G., Paasche H. Integrated data analysis for mineral exploration: A case study of clustering satellite imagery, airborne gamma-ray, and regional geochemical data suites // Geophysics. – 2012. – [Vol.] 77 (4). – P. B167–B176.*
25. *Galbraith J.H., Saunders D.F. Rock classification by characteristics of aerial gamma-ray measurements // Journal of Geochemistry Exploration. – 1983. – [Vol.] 18. – P. 49–73.*
26. *Gangadharam E.V., Kameswara Rao K., Aswathanarayana U. Distribution of radioactivity in the Mosaboni Cooper Mine, Bihar, India // Economic Geology. – 1963. – [Vol.] 58 (4). – P. 506–514.*
27. *Gross W.H. Radioactivity as a guide to ore // Economic Geology. – 1952. – [Vol.] 47 (7). – P. 722–742.*
28. *Irvine R.J., Robertson I. Interpretation of airborne geophysical data over Ok Tedi porphyry copper – gold ore body using image processing techniques // Ext. abstr. 5th A.S.E.G. Conference Exploration Geophysics. – 1987. – [Vol.] 8. – P. 103–107.*
29. *Classifying airborne radiometry data with agglomerative hierarchical clustering: A tool for geological mapping in context of rainforest (French Guiana) / G. Martelet, C. Truffert, B. Tourlie're et al. // International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. – 2006. – [Vol.] 8. – P. 208–223.*
30. *Milligan P.R., Gunn P.J. Enhancement and presentation of airborne geophysical data. AGSO // Journal of Australian Geology and Geophysics. – 1997. – [Vol.] 17(2). – P. 63–75.*
31. *Moxham R.M., Foote R.S., Bunker C.M. Gamma – ray spectrometer studies of hydrothermal altered rocks // Economic Geology. – 1965. – [Vol.] 60 (4). – P. 653–671.*
32. *Pires A.C.B., Harthill N. Statistical analysis of airborne gamma ray data for geologic mapping purposes: Crixas Itapaci area, Goias, Brazil // Geophysics. – 1989. – [Vol.] 54 (10). – P. 1326–1332.*
33. *Pirson S.J. Geological, geophysical, and geochemical modification of sediments in the environments of oil fields. – Dallas, Texas : Southern Methodist University Press, 1969. – P. 159–186.*
34. *Ranjbar H., Masoumi F., Carranza E.J.M. Evaluation of geophysics and spaceborne multispectral data for alteration mapping in the Sar Cheshmeh mining area, Iran // International Journal of Remote Sensing. – 2011. – [Vol.] 32. – P. 3309–3327.*
35. *Relation of thorium – normalized surface and aerial radiometric data to subsurface petroleum accumulations / D.F. Saunders, K.R. Burson, J.F. Branch et al. // Radiometric surveys in petroleum exploration: Association of Petroleum*

*Geochemical Explorationists. Special Publication. – 1995. – [Vol.] 3. – P. 96–110.*

*36. Sikka D.B., Shives R.B.K. Radiometric surveys of the Redwater oil field, Alberta: Early surface exploration case history suggest mechanism for the development of hydrocarbon – related geochemical anomalies // Applications of geochemistry, magnetics, and remote sensing. AAPG Studies in Geology. – 2002. – No. 11. – P. 243–297.*

# ФАЗА "X" $CA_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$ – УСТОЙЧИВАЯ ФОРМА СВЯЗЫВАНИЯ УРАНА В ЗОНЕ ГИПЕРГЕНЕЗА (НА ПРИМЕРЕ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ИОРДАНИИ)

Э.В. Сокол[1], С.А. Новикова[1], С.Н. Кох[1], Х.Н. Хори[2], Ю.В. Сереткин[1,3], И.А. Сокол[3], Е.Н. Нигматулина[1], С.В. Горяйнов[1]

[1]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, sokol_ag@mail.ru, sokol@igm.nsc.ru

[2]Университет Иордании, Амман, Иордания, khouryhn@ju.edu.jo

[3]Новосибирский государственный университет, Новосибирск, Россия, yuvs@igm.nsc.ru, ihatealc@gmail.com

# X-PHASE $CA_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$ AS A LONG-TERM RESISTANT NATURAL COMPOUND FROM SUPERGEN ZONE: CASE STUDIES FROM THE CENTRAL JORDAN

E.V. Sokol[1], S.N. Novikova[1], S.N. Kokh[1], H.N. Khoury[2], Yu.V. Seryotkin[1,3], I.A. Sokol[3], E.N. Nigmatulina[1], S.V. Goryainov[1]

[1]V.S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russia

[2]Department of Geology, The University of Jordan, Amman, Jordan

[3]Novosibirsk State University, Novosibirsk, Novosibirsk, Russia

A set of primary calcium uranium (VI) oxides or calcium uranates with CaO-to-$UO_3$ ratio from 1:1 to 6:1 ($CaUO_4$, $Ca_2UO_5$, $Ca_3UO_6$, $Ca_4UO_7$, $Ca_5UO_8$, $Ca_6UO_9$) as well as their supergene alteration products were found as accessories in the combustion-metamorphic marbles of Tulul Al Hammam area in central Jordan. The main secondary phase after of anhydrous Ca uranates is $Ca_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$ phase, which has low crystallinity and may be considered as higher-water analogue of well-known X-Phase of Atkinson ($Ca_2UO_5 \cdot 1{,}3–1{,}7H_2O$). Water-bearing and fluorine-substituted Ca-U(VI) oxides are the next important secondary products after primary minerals. The exact evidences for the long-term stability of $Ca_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$ phase was obtained for the first time from the natural rocks and environments.

Развитие ядерной энергетики привело к прогрессивному росту объемов ядерных отходов, одной из составляющих которых являются двойные оксиды урана. Уранаты щелочноземельных элементов играют важную роль как непосредственно в составе отработанного ядерного топлива, так и в местах захоронения ядерных отходов. Соединения, синтезируемые в системах $UO_3$ ($U_3O_8$, $UO_2$) – оксиды щелочноземельных элементов (MgO, CaO, SrO, BaO) рассматривают как наиболее перспективные/устойчивые для долгосрочного связывания (иммобилизации) урана в цементных/бетонных матрицах и саркофагах. Поэтому синтез и прогноз долгосрочного поведения соответствующих двойных оксидов и/или уранатов в условиях их захоронения в различных средах остаются неизменно актуальной проблематикой исследований уже 50 лет [1, 2, 5, 7, 9, 12–14, 16]. В зоне гипергенеза поведение урана и подвижность его соединений главным образом определяет $U^{+6}$ через посредство химических реакций растворения-осаждения твердых фаз (кристаллических и аморфных), а также сорбции $U^{+6}$ на различных минеральных (главным образом силикатных) матрицах [8].

В мировой практике цементы и бетоны самые часто употребляемые материалы для изоляции токсичных и радиоактивных отходов, поскольку их отличает дешевизна производства, простота использования, высокая прочность, низкая проницаемость, устойчивость к различным видам коррозии на протяжении, как минимум, 100 лет (реальный срок тестирования бетонных конструкций). Транспорт радионуклидов в окружающую среду из бетонных/цементных матриц блокируется не только посредством их механическая изоляции, но и путем химического связывания в малорастворимые соединения, главным образом, Ca-содержащие, а также посредством сорбции на отдельных фазах матрицы [5, 8].

Цементы и бетоны, вплоть до момента их полного химического разрушения и карбонатизации, обладают высоким потенциалом $Ca^{2+}$ и способны длительно поддерживать высокие величины pH поровых растворов (от pH=13,4 – на начальном этапе гидратации портландцемента до pH=12–10,5 – на протяжении всего срока эксплуатации сооружений, лишенных значительных механических повреждений). Это обеспечивает условия для длительного связывания в цементных/бетонных матри-

цах подвижного $U^{6+}$ в форме водных уранатов Ca. В системе $CaO-UO_3-H_2O$ известны две фазы, малорастворимые в щелочных средах. Это высокоурановая (Ca:U=1:6) фаза состава ($Ca(UO_2)_6(OH)_6O_4 \cdot 8H_2O$), известная в природе как минерал беккерелит, и низкоурановая (Ca:U=2:1) рентгеноаморфная "X"-фаза ($Ca_2UO_5 \cdot 1{,}3–1{,}7H_2O$), ранее в природе неизвестная. При T=20 °C растворимость "X"-фазы в воде составляет $2{,}74 \cdot 10^{-4}$ г/л, что на порядок ниже растворимости беккерелита – $3{,}65 \cdot 10^{-3}$ г/л. Поэтому именно "X"-фаза признана ключевым соединением, лимитирующим выщелачивание $U^{6+}$ из цементных матриц [5]. Природный аналог "X"-фазы был обнаружен и впервые изучен нами в зоне гипергенных изменений высококальциевых метаморфических пород центральной Иордании.

При оценке иммобилизационного потенциала цементных/бетонных систем в отношении связывания токсичных и радиоактивных компонентов существует принципиальная и пока неразрешимая проблема. Суть ее состоит в том, что реальные сроки тестирования в природной среде советующих сооружений и материалов, не превышают 120 лет – возраста самых старых бетонных конструкций. Экстраполяция же на долгосрочную перспективу (как минимум, тысячи лет) результатов экспериментов, имеет очевидные изъяны и может повлечь за собой грубейшие просчеты и непоправимые экологические последствия. В последнем десятилетии XX века стали очевидны непрогнозируемые разрушения изолирующих материалов различного рода "саркофагов" и утечки из них [3, 8].

Источником информации о долговременном (в геологическом масштабе времен) поведении материалов, отдельных химических элементов и их соединений на земной поверхности и в хранилищах отходов являются так называемые "natural analogue sites" – площади распространения естественных горных пород, являющихся близкими аналогам материалов, в которых происходит захоронение токсичных и радиоактивных отходов [6, 15]. Один из таких объектов – площадь Тулул аль Хаммам – расположен в центральной Иордании (3°32' N 36°12' E). Слагающие его метакарбонатные метаморфические породы аналогичны цементным клинкерам, обладают ураганной микроэлементной нагрузкой и содержат обильную U, Cd и Zn минерализацию, в том числе разнообразные уранаты Ca [10, 11]. Возраст этих метаморфических пород около 1 млн лет, длительность периода их гипергенных преобразований – около 100–120 тыс. лет [17]. Изучив поведение этих пород и сосредоточенных в них уранатов Ca в зоне гипергенеза, можно дать надежный прогноз их долговременной устойчивости в местах захоронения радиоактивных отходов.

Площадь Тулул аль Хаммам расположена к востоку от Мертвоморского трансформного разлома. Район преимущественно слагают шельфовые осадки верхнемелового возраста (группа Белга), сформировавшиеся в обстановке высокой биопродуктивности: мелы, включая битуминозные разности (до 20–30 мас.% $C_{орг.}$), фосфориты и мергели. Их геохимической особенностью являются высокие и ураганные содержания Zn, Cd, U, V, Se, Ni, Cu, Ag, Mo, Zr, Th, Ce [10, 11]. На локальных участках, вблизи разломов, органическое наполнение этих осадков выгорело, став причиной их термометаморфизма.

Пирогенные породы представлены мраморами с типичными фазами цементного клинкера и уникальной акцессорной оксидной U, Cd, Zn, Ni минерализацией. Минеральные ассоциации мраморов включают кальцит (80–90%), флюорэллестадит или фторапатит (2–15%), спуррит ($Ca_5(SiO_4)_2(CO_3)$) (до 5%), браунмиллерит ($Ca_2(Fe_{1-x}Al_x)_2O_5$) (до 3–5%) и Ca алюминаты. В среднем в мраморах содержится 20–40 ppm U, преимущественно в форме уранатов Ca и их гидратированных производных. Высокотемпературные уранаты Ca представляют серию двойных оксидов $CaO-UO_3$ с отношением $CaO:UO_3$ от 1:1 до 6:1 – $CaUO_4$, $Ca_2UO_5$, $Ca_3UO_6$, $Ca_3U_2O_9$, $Ca_4UO_7$, $Ca_5UO_8$, $Ca_6UO_9$. Наиболее вероятным механизмом образования этих минералов представляются реакции спекания $CaCO_3$ исходных мелов и соединений урана, связанных с органическим и фосфатным веществом первичного осадка.

Подавляющее большинство зерен первичных уранатов Ca (размером 2–80 мкм) претерпели существенные вторичные изменения в зоне гипергенеза, трещиноваты и неоднородны по составу. EDS и микрозондовые анализы нескольких десятков зерен выявляют постоянный дефицит суммы (88–97,4%) и присутствие в них $SiO_2$ (1,5–8,4 мас.%). Только единичные зерна (или участки в пределах зерен) не содержат примеси кремния. Диапазоны наиболее обычных содержаний CaO – 22,44–26,04 мас.%; $UO_3$ – 59,2–68,3 мас.%. Характерная особенность составов измененных уранатов – регулярное присутствие фтора (от десятых долей процента до 3,5 мас.%), возрастающее в отдельных точках до 5–6 мас.%. Регулярными примесями также являются алюминий (0,2–1,8 мас.% $Al_2O_3$) и хлор (до 0,6 мас.%). Эпизодически обнаруживаются железо (до 1 мас.% FeO) и цинк (до 1 мас.% ZnO).

Построение корреляционных матриц составов этих соединений (выборка из 90 анализов) выявило ограниченное число зависимостей со значимыми коэффициентами корреляции. Значимые корреляции между CaO и $UO_3$ (r=0,247; n=90), а также между кальцием и фтором ($r_{CaO-F}$=0,290; n=90) отсутствуют. Это принципиально отличает вторичные Ca–U фазы от первичных уранатов Ca, которые характеризуются наличием значимой отрицательной корреляции $CaO–UO_3$ ($R^2$ =–0,988, n=18). Эти факты позволяют предполагать независимое поведение U и Ca в ходе гипергенных изменений. Отсутствие корреляционных связей между Ca и F заставляет отказаться от гипотезы фиксации фтора в форме микрочастиц флюорита в гетерогенном агрегате продуктов изменения Ca уранатов. Вместе с тем значимая отрицательная корреляция (r=–0,777; n=90) связывает F и сумму примесных элементов ($SiO_2$ + $Al_2O_3$+FeO+ZnO). Иными словами, чем выше концентрация фтора, тем проще состав измененных уранатов Ca и ближе к четырехкомпонентному Ca-U-O-F. Значимая положительная корреляция (r=0,713; n=90) также существует между F и $UO_3$.

Среди продуктов гипергенных изменений природных уранатов Ca преобладает плохо структурированный материал, состав которого близок к стехиометрии "X"-

фазы $Ca_2UO_5 \cdot 1{,}5–3H_2O$ (CaO – 25,90–27,47 мас.%; $UO_3$ – 67,76–73,11 мас.%) и удовлетворительно рассчитывается на формулу $Ca_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$ (табл. 1). Наличие избыточного относительно стехиометрии $2CaO \cdot UO_3$ количества кислорода подтверждено EDS анализом элементов. Таким образом, соединение $Ca_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$, обнаруженное в мраморах центральной Иордании, представляет собой более водный аналог "X"-фазы. Этот вывод был подтвержден результатами оптического, рентгеноструктурного и КР-спектроскопического анализов.

*Таблица 1. Представительные анализы (мас.%) "X"-фазы*

| Номер точки на рис. 1 | CaO | $UO_3$ | $SiO_2$ | F | Cl | Total |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 24,72 | 65,84 | 1,54 | 1,75 | 0,46 | 93,47 |
| 2 | 24,16 | 66,54 | 1,48 | 1,78 | 0,57 | 93,65 |
| 3 | 24,24 | 65,93 | 1,82 | 1,64 | 0,43 | 93,27 |
| 4 | 24,72 | 65,58 | 2,82 | 0,95 | 0,51 | 94,07 |
| 5 | 23,99 | 66,07 | 2,29 | 1,04 | 0,66 | 93,46 |
| 7 | 24,60 | 65,99 | 2,29 | 1,08 | 0,65 | 94,00 |
| 8 | 24,27 | 66,62 | 2,20 | 1,05 | 0,60 | 94,16 |
| 9 | 24,76 | 65,97 | 2,42 | 1,37 | 0,47 | 94,31 |
| 10 | 24,73 | 66,41 | 1,82 | 1,28 | 0,49 | 94,08 |

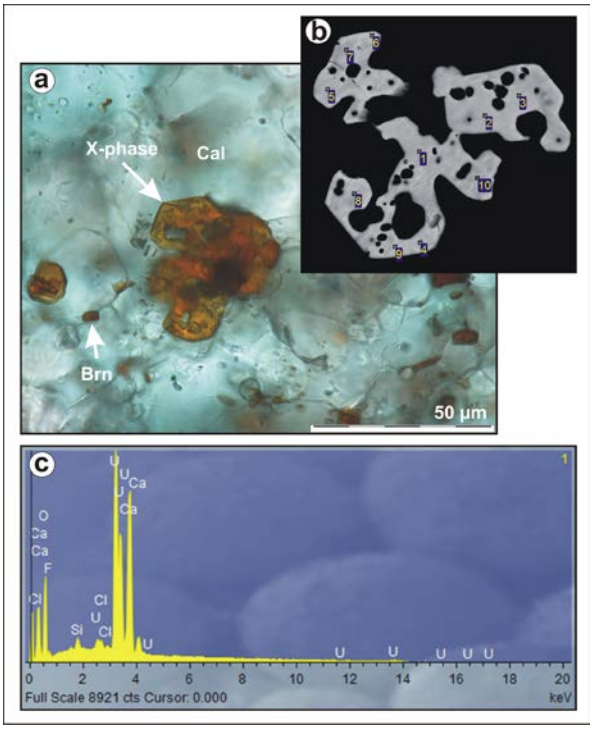



***Рис. 1.*** *Псевдоморфоза состава $Ca_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$ по гексагональному пластинчатому кристаллу первичного ураната Ca: a – петрографический шлиф, фото в поляризованном свете без анализатора; X-phase – "X"-фаза, Cal – кальцит, Brn – браунмиллерит; b – петрографический шлиф, SEM-фото; номер точек на рисунке соответствует составам в табл. 1; c – EDS-спектр фазы $Ca_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$*

При оптическом изучении зерен фазы $Ca_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$ был обнаружен агрегат мельчайших разориентированных индивидов, выполняющих псевдоморфозы по гексагональным пластинкам первичных уранатов Ca (рис. 1). Аналогичные текстуры, названные Atkins et al. [5] "fingers" (пальцы), описаны им как характерные для "X"-фазы. Двенадцать зерен $Ca_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$, снятые на монокристальном рентгеновском дифрактометре STOE IPDS 2T в режиме Гандольфи, не дали дифракционной картины, либо выявили присутствие следовых количеств кальцита и $UO_2$. Следовательно, анализируемое вещество рентгеноаморфно.

Метод КР-спектроскопии был использован для идентификации молекулярной $H_2O$, (OH)-групп и дополнительных анионов в составе вторичных уранатов Ca. В их спектрах обычно присутствует одна интенсивная уширенная полоса с частотой 706–721 $см^{-1}$, которую иногда сопровождают до трех размытых слабых полос (ν 393, 539 и 1400 $см^{-1}$). Эти спектры могут быть проинтерпретированы как производные от такового фазы $Ca_2UO_5$ ($P2_1/c$), где присутствует единственная узкая интенсивная полоса 706–715 $см^{-1}$ и три слабых и размытых полосы в интервале частот 270–279, 380–388, и 534–539 $см^{-1}$ [4]. Размытая полоса с экстремумом вблизи 1400 $см^{-1}$ с высокой вероятностью отвечает деформационным OH-колебаниям. Присутствие полосы в области деформационных колебаний молекулярной $H_2O$ (~3400 $см^{-1}$) было зафиксировано только в единичных спектрах. Ни в одном из проанализированных зерен не были зафиксированы полосы поглощения, характерные для уранильных $(UO_2)^{2+}$ (820–845 $см^{-1}$) или карбонатных $(CO_3)^{2-}$ (~1100 $см^{-1}$) группировок.

Таким образом, совокупность полученных данных свидетельствует, что в зоне гипергенеза в аридном климате Трансиорданского плато первичные уранаты Ca претерпели гидратацию. Главным продуктом длительных гипергенных изменений безводных Ca уранатов является рентгеноаморфное соединение $Ca_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$ – высоководный аналог "X"-фазы. Корреляционные зависимости между F и $UO_3$ также свидетельствуют в пользу существования в природных условиях гидратированных фтор-замещенных оксидов Ca и $U^{+6}$. Впервые получены прямые доказательства долговременной устойчивости (как минимум, тысячи лет) фазы состава $Ca_2UO_5 \cdot 2–3H_2O$ в природной среде.

*Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант № 15–05–00760).*

***Литература***

1. *Воронов Н.М. Высокотемпературная химия окислов урана и их соединений. – Атомиздат, 1971.*
2. *Дашкина З.С. Синтез, строение и физико-химические свойства соединений со структурой перовскита на основе урана и двухвалентных элементов : автореф. дис. … канд. хим. наук. – Нижний Новгород, 2010. – 24 с.*
3. *Impact of the use of waste on trace element concentrations in cement and concrete / M. Achternbosch, K.R. Brautigam,*

*N. Hartlieb et al. // Waste Manag Res. – 2005. – [Vol.] 23. – P. 328–337.*

4. *Allen G.C., Griffiths A.J. Vibrational spectroscopy of alkaline-earth metal uranate compounds // Journal of the Chemical Society. Dalton Transactions. – 1979. – [Vol.] 2. – P. 315–319.*
5. *Atkins M., Beckley A.N., Glasser F.P. Influence of cement on the near field environment and its specific interactions with uranium and iodine // Radiochimica Acta. – 1988. – [Vol.] 44/45. – P. 255–261.*
6. *Duro L., Bruno J. Natural analogues of nuclear waste repositories: studies and their implications for the development of radionuclide migration models // Radionuclide Behaviour in the Natural Environment: Science, Implications and Lessons for the Nuclear Industry. – Cambridge : Woodhead Publishing,. 2012. – P. 411–445.*
7. *Fuketa T. Study on the solid state chemistry of ternary uranium oxides // JAERI 1310 report. Japan Atomic Energy Research Institute. – 1988. – 84 p.*
8. *Aqueous–solid solution thermodynamic model of U(VI) uptake in C–S–H phases / X. Gaona, D.A. Kulik, N. Mace et al. // Applied Geochemistry. – 2012. – [Vol.] 27. – P. 81–95.*
9. *Holc J., Golic L. The synthesis and crystal structure of α-$Ca_3UO_6$ // Journal of Solid State Chemistry. – 1983. – [Vol.] 48. – P. 396–400.*
10. *Khoury H., Sokol E., Clark I. Calcium uranium oxides from Central Jordan: mineral assemblages, chemistry, and alteration products // Can. Mineral. – 2015. – [Vol.] 53(1). – P. 61–82.*
11. *Intermediate members of the lime-monteponite solid solutions ($Ca_{1-x}Cd_xO$, x = 0,36–0,55): Discovery in natural occurrence / H. Khoury, E. Sokol, S. Kokh et al. // American Mineralogist. – 2016. – [Vol.] 101. – P. 146–161.*
12. *Synthesis, structures, physicochemical properties, and crystal-chemical systematics of $M^{II}_2A^{II}UO_6$ ($M^{II}$ = Pb, Ba, Sr; $A^{II}$ = Mg, Ca, Sr, Ba, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) compounds // A.V. Knyazev, N.G. Chernorukov, Z.S. Dashkina et al. // Russian Journal of Inorganic Chemistry. – 2011. – [Vol.] 56. – P. 888–898.*
13. *Transmission Electron Microscopic Study of Reduced $Ca_2UO_5$ / A. Krazevec, A. Pradon, J. Holc et al. // Journal of Solid State Chemistry. – 1983. – [Vol.] 48. – P. 300–305.*
14. *Structural chemistry of inorganic actinide compounds / ed. by S.V. Krivovichev, P.C. Burns, I.G. Tananaev. – Elsevier : Amsterdam, 2006. – 504 p.*
15. *Geological Disposal of Radioactive Wastes and Natural Analogues. Waste Management Series / W.M. Miller, W.R. Alexander, N.A. Chapman et al. – 2000. – Vol. 2.*
16. *Read C.M., Bugaris D.E., zur Loye H.-C. Single crystal growth and structural characterization of four complex uranium oxides: $CaUO_4$, β-$Ca_3UO_6$, $K_4CaU_3O_{12}$, and $K_4SrU_3O_{12}$ // Solid State Sciences. – 2013. – [Vol.] 17. – P. 40–45.*
17. *Propagation of high-alkaline fluids in an argillaceous formation: case study of the Khushaym Matruk natural analogue (Central Jordan) / I. Techer, H. Khoury, E. Salameh et al. // Journal of Geochemical Exploration. – 2006. – [Vol.] 90. – P. 53–67.*

# ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ (TH, U) В СОЛЕВЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ПРИРОДНЫХ ПРЕСНЫХ ВОД

Б.Р. Соктоев, Л.П. Рихванов, Ш.Ж. Арынова, Н.В. Барановская

Томский политехнический университет, Томск, Россия, bulatsoktoev@gmail.com

# NATURAL RADIOACTIVE ELEMENTS (TH, U) IN FRESH WATER SALT SEDIMENTS

B.R. Soktoev, L.P. Rikhvanov, S.Z. Arynova, N.V. Baranovskaya

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

The article is a summary and review of data on Th and U content in salt deposits of natural fresh water in South Siberia, the Urals and Kazakhstan. It is shown that the distribution of natural radioactive elements is uneven due to the influence of natural and anthropogenic factors.

## Постановка проблемы

Геохимия естественных радиоактивных элементов (Th, U) привлекает внимание с момента открытия явления радиоактивности А. Беккерелем в 1896 году. “Всюдность” (по В.И. Вернадскому) радиоактивных элементов позволяет использовать их как трассеры и индикаторы. Изначально, такое применение Th и U наблюдалось, прежде всего, в геологии [1, 11, 16, 26 и др.], однако с развитием экологической составляющей научных исследований, уровни накопления и соотношения радиоактивных элементов стали применяться в эколого-геохимических работах [10, 12 и др.].

Вопросы эколого-геохимической оценки состояния территорий, начиная от девственных, не затронутых антропогенной деятельностью, до районов, подвергающихся интенсивной техногенной нагрузке, в настоящее время привлекают все больше и больше внимания. При оценке состояния, как правило, используются различные компоненты природной среды и организма человека: почвенный покров, природные воды, снежный покров, донные отложения, кровь, моча, волосы, ногти. Нами предложено в качестве индикаторной среды использовать солевые отложения (накипь), которые образуются в нагревательных приборах в процессе много-

кратного кипячения и остывания воды, используемой, в основном, в питьевых целях. Исследования показывают [8, 19, 23–25, 27], что подобные образования могут с высокой долей вероятности характеризовать качество употребляемых вод на протяжении длительного времени. Актуальность исследований также определяется малой изученностью объекта с точки зрения элементного состава как для целей экогеохимии, так и для прогнозно-металлогенических целей.

В данной статье мы приводим обобщающие данные по содержанию Th и U в накипи природных пресных вод, отобранных на территории Южной Сибири, Урала, Казахстана, которые характеризуются различным геологическим строением и уровнем антропогенной нагрузки.

## Материалы и методы

В основу статьи положены результаты изучения элементного состава солевых отложений природных пресных вод на территории Южной Сибири (Иркутская, Кемеровская, Томская области, Республики Алтай, Бурятия), Урала (Челябинская область), Казахстана (Павлодарская область). Общее количество проб составило 746. Отбор проб и их подготовка регламентировались рекомендациями, изложенными в патенте [21], а также требованиями к аналитическим исследованиям. Элементный состав определялся с использованием инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) и масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS).

ИНАА проводился на исследовательском реакторе ИРТ-Т в ядерно-геохимической лаборатории (ЯГЛ) кафедры ГЭГХ ТПУ (аттестат аккредитации № РОСС RU.0001.518623 от 10.10.2011 г., аналитики – с.н.с. А.Ф. Судыко, Л.Ф. Богутская). Плотность потока тепловых нейтронов в канале облучения составляла $2 \cdot 10^{13}$ нейтр./(см$^2$·с). Продолжительность облучения проб 20 ч. Измерение производилось на многоканальном анализаторе импульсов АМА 02Ф с полупроводниковым Ge-Li детектором ДГДК-63А. Определялось содержание 27 химических элементов, в том числе Th и U. Для данного метода анализа пробу высушивали при комнатной температуре, истирали в агатовой ступке до состояния пудры и упаковывали в пакетики из алюминиевой фольги по 100 мг.

Анализ методом ICP-MS проводился в ООО "Химико-аналитический центр "Плазма" (г. Томск, аттестат аккредитации № РОСС.RU.0001.516895 от 25.03.2014 г., директор – Н.В. Федюнина). Образцы накипи подвергались кислотному вскрытию с последующим масс-спектральным образованием. Измерения проводились на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой ELAN модель DRC-e. Данным методом анализа были определены содержания 69 химических элементов, включая Th и U.

Накопление и обработка аналитических данных проводились на персональном компьютере с использованием программ Statistica 6,0 и Microsoft Excel. Выборки создавались по регионам в целом, районам и населенным пунктам, по исследуемым территориям в отдельности. При статистической обработке данных определялись: среднее значение, стандартная ошибка, медиана, мода, стандартное отклонение, дисперсия, минимальное и максимальные значения, коэффициент вариации, асимметрия, эксцесс и их стандартные ошибки. Также проводилась проверка на нормальность распределения химических элементов в выборке тестами Колмогорова–Смирнова и Хи-квадрат. При расчете средних содержаний химических элементов из общей выборки убирались "ураганные пробы", но в разбросах частных значений они показаны.

Для выявления геохимической специализации рассчитывались коэффициенты концентрации (КК) относительно содержания химических элементов в образце накипи из воды оз. Байкал, полученной авторами (содержание Th – 0,384 мг/кг, U – 4,51 мг/кг).

## Результаты и их обсуждение

Полученные данные позволяют говорить о неравномерном распределении тория и урана в солевых отложениях природных пресных вод на изученных территориях (табл. 1, рис. 1). Рассчитанное среднее содержание составило для Th – 0,16 мг/кг; для U – 17,7 мг/кг, что сильно разнится по сравнению с кларком для осадочных карбонатных пород: Th – 4,3 мг/кг, U – 2,2 мг/кг [3]. При этом необходимо отметить широкий разброс минимальных и максимальных значений: от 0,001 до 7,5 мг/кг – для Th; от 0,01 до 479,1 мг/кг – для U. Территориально максимальные концентрации Th приурочены к Томской области, U – к Павлодарской области и Байкальскому региону, что будет в дальнейшем обсуждаться.

Сравнение с природными карбонатными образованиями (травертинами, жильные кальциты) показывает, что накипь характеризуется более высокими показателями концентрации U. Вследствие невысоких (до 5,5 мг/кг) содержаний U, показатель Th/U отношения в природных образцах выше на 1–2 порядка, достигая единицы в жильных кальцитах Алтае-Саянской складчатой области [13, 14].

Значение Th/U отношения для всей выборки составляет 0,009 (табл. 1), что указывает, в целом, на урановую природу данных образований. При этом разброс значений составляет пять порядков (рис. 1). Подобная характеристика обусловлена, прежде всего, особенностями геохимии и миграции Th и U в водных растворах. Известно, что U по сравнению с Th является гораздо более "мобильным" из-за переменчивой валентности: преобладающей формой нахождения U в природных водах является уранил-ион ($UO_2^{2+}$), который в случае низкоминерализованных вод, используемых для питьевого водоснабжения, связывается с карбонатными комплексами [5].

В целом, распределение обоих химических элементов имеет логнормальный характер.

Согласно ранним исследованиям [8, 24, 25] и нашим данным, вариации элементного состава солевых отложений природных пресных вод, в отсутствие антропогенных источников воздействия, как правило, зависят от особенностей геологического строения и металлогении территории. Таким образом, основными естественны-

*Таблица 1. Среднее содержание Th, U и показатель Th/U отношения в накипи природных пресных вод изученных регионов**

| № п/п | Район исследования | Th, мг/кг | U, мг/кг | Th/U |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Павлодарская область (169)** | 0,09±0,006/0,001..4,9 | 27,4±1,5/0,01..479,1 | 0,003 |
| 2 | Томская область (324)**, в том числе: | 0,1±0,01/0,003..7,5 | 1,9±0,2/0,02..66,4 | 0,05 |
| 2.1 | Томск-Северская промышленная агломерация (34)** | 0,12±0,07/0,01..2,2 | 0,68±0,23/0,06..5 | 0,18 |
| 3 | Байкальский регион (179)**, в том числе: | 0,16±0,03/0,001..4,016 | 21,1±2,9/0,05..327,58 | 0,008 |
| 3.1 | зона влияния подземного ядерного взрыва “Рифт-3” (24)** | 0,1±0,02/0,02..0,35 | 11,2±1,4/1,8..22,5 | 0,009 |
| 3.2 | зона влияния хвостохранилищ Джидинского W-Mo комбината (6)** | 0,07±0,02/0,011..0,16 | 7,5±1,2/3,6..10,9 | 0,009 |
| 4 | Республика Алтай (49)** | 0,1±0,02/0,006..0,646 | 10,7±1,2/0,46..48,15 | 0,009 |
| 5 | Челябинская область, зона НПО “Маяк” (15)** | 0,13±0,02/0,1..0,3 | 26,0±4,8/2,7..67,6 | 0,005 |
| 6 | Кемеровская область, зона влияния Комсомольского и Урского хвостохранилищ (10)*** | 0,19±0,01/0,1..0,2 | 3,9±0,8/0,38..7,1 | 0,05 |
| Среднее по всей выборке: | | 0,16±0,01/0,001..7,5 | 17,7±1,3/0,01..479,1 | 0,009 |

Примечание: * – использованы данные по [2, 7, 15, 17]; ** – содержание по данным ИНАА; *** – содержание по данным ICP-MS; числитель – среднее ± арифметическая ошибка; знаменатель – минимальное и максимальное значение; в скобках указано количество проб, принятых для расчета средних значений.

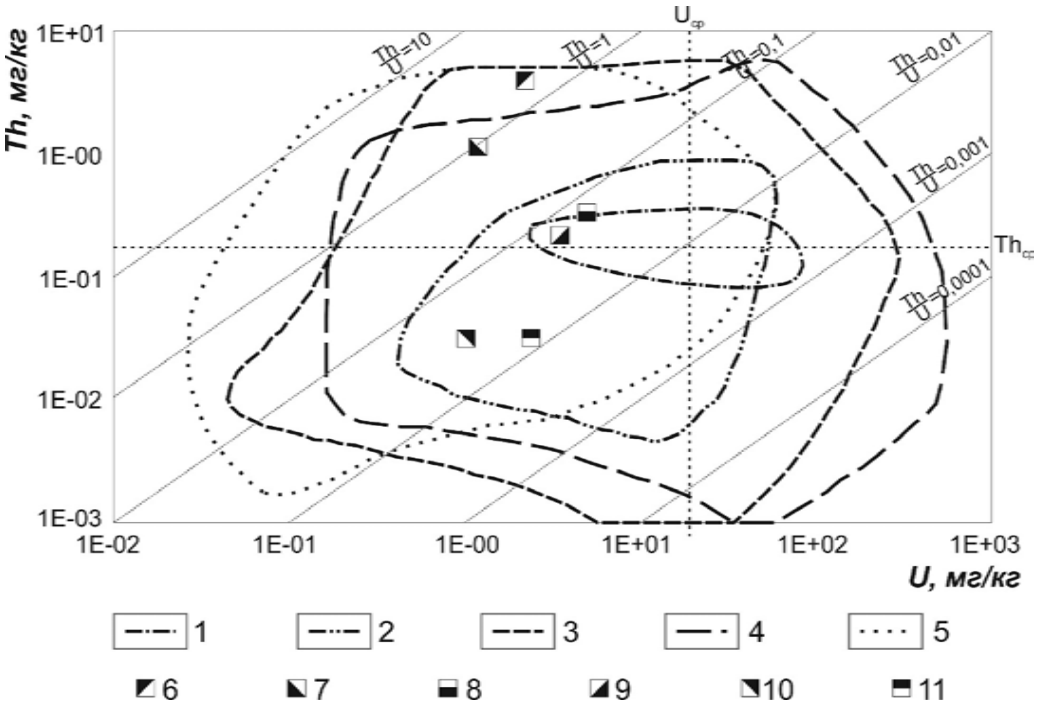



***Рис. 1.*** *Радиогеохимическая типизация солевых отложений природных пресных вод: 1 – Челябинская область; 2 – Республика Алтай; 3 – Байкальский регион; 4 – Павлодарская область; 5 – Томская область; 6 – кларк осадочных карбонатных пород (по [3]); 7 – кальциты Алтае-Саянской складчатой области (по [13, 14]); 8 – накипь из вод оз. Байкал; 9 – травертин (скв. Г-1, с. Жемчуг, Республика Бурятия); 10 – травертин (Памуккале, Турция); 11 – травертин (Таловские чаши, Томская область); $U_{ср}$ – среднее содержание урана по всей выборке (17,7 мг/кг); $Th_{ср}$ – среднее содержание тория по всей выборке (0,16 мг/кг)*

ми факторами, влияющими на накопление радиоактивных элементов в накипи, являются геохимически специализированные комплексы горных пород, рудопроявления и месторождения.

В редких случаях в районах размещения предприятий ядерно-топливного цикла (ЯТЦ) или местах проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) могут присутствовать техногенные источники радиоактивных элементов, но однозначное доказательство этого факта требует изучения изотопных отношений урана.

Отражение геохимии водовмещающих пород, различных по литофациям и возрасту можно рассмотреть на примере проб солевых отложений природных пресных вод, отобранных на территории Республики Алтай. Максимальные концентрации Th и U (в 3 раза выше среднего по региону) среди изученных водовмещающих пород приурочены к глинистым породам крупных межгорных впадин. Для разновозрастных водовмещающих геологических формаций также наблюдается радиогеохимическая специализация: высокие содержания Th и U установлены в накипи артезианских вод, залегающих среди неогеновых песчано-глинистых отложений Чуйской впадины. Урановая специализация выявлена для солевых отложений, формирующихся из вод, приуроченных к салическим вулканитам девонского возраста [15].

Влияние радиогеохимически специализированных комплексов горных пород хорошо видно при изучении проб накипи, попадающих в зону развития кор выветривания гранитоидов Ангаро-Витимского батолита, обогащенного данными компонентами (U >10 г/т, Th >30 г/т). Для образцов из Баргузинской котловины характерно повышенное содержание как Th, так и U. В данном случае, по нашему мнению, возможно наложение процессов выветривания, а также процессов, сопутствующих рифтогенезу [18]. В другой рифтогенной впадине – Тункинской – нет такой яркой проявленности, хотя и здесь нами встречен радиогеохимический феномен: на выходе скважины Г-1 формируются травертиновые отложения с нарушенным радиоактивным равновесием в сторону Ra и продуктов его распада, а также продуктов распада Th [20].

В этом же Байкальском регионе нами выявлены аномалии по U, по нашему мнению, напрямую связаны с металлогеническими особенностями территории: в пределах Боргойской впадины и пригорода г. Улан-Удэ фиксировались аномальные концентрации U, превышающие фоновые в 5–20 раз [18]. Причина такой радиогеохимической специализации заключается в том, что территория, примыкающая к долине р. Селенги, расположена в пределах Селенгинского потенциально урановорудного района [6]. Также к территории пригорода г. Улан-Удэ с юго-востока пространственно тяготеют субщелочные граниты витимканского комплекса, которые находятся на Цаган-Дабанской площади, перспективной на выявление U-Mo минерализации: здесь известно Брянское месторождение Mo и ряд рудопроявлений U. К юго-западу от г. Улан-Удэ расположен Жарчихинский редкометальный рудный узел, приуроченный к сиенитам и щелочным гранитам куналейского комплекса. Зафиксированные концентрации U в этих местах – $(3–15)\cdot10^{-4}$ и $(3–20)\cdot10^{-4}$ %, соответственно [9]. По нашему мнению, питьевое водоснабжение местного населения ведется из водоносных горизонтов, контактирующих с урановыми объектами.

Эти данные по содержанию U позволяют говорить о возможности использования элементного состава солевых отложений, образующихся при кипячении воды, как косвенного признака для целей металлогенического прогнозирования. Данные по Томской [7] и Павлодарской [2] областям подтверждают это. На территории Том ской области выявлены районы с повышенными содержаниями Th, пространственно тяготеющие к зонам развития циркон-ильменитовых песков туганского типа [22]. Также в восточной и центральной частях Томской области районы с повышенными содержаниями U в накипи приурочены к потенциально урановой зоне, выделяемой по геолого-геофизическим признакам [4].

Обращает также на себя внимание накипь природных пресных вод из Павлодарской области, которая характеризуется максимальными средними частными значениями концентрации U. При этом выявляются пространственно локализованные участки и зоны: это позволяет с высокой долей вероятности утверждать, что территория перспективна на выявление урановых и комплексных редкометальных месторождений [2].

В то же время, в районах с сильной антропогенной нагрузкой, на природные факторы формирования элементного состава накипи природных пресных вод накладываются техногенные факторы, что не исключается и для Th и U. Нами изучены территории с разнопрофильной промышленной специализацией (объекты ЯТЦ, горнорудные предприятия). Полученные данные показывают, что даже в районах с отсутствием специализированных на радиоактивные элементы производств происходит, прежде всего, нарушение Th/U отношения, например, в районе Комсомольского и Урского хвостохранилищ (табл. 1). В районах функционирования предприятий и объектов ЯТЦ (ПЯВ “Рифт-3”, НПО “Маяк”, Сибирский химический комбинат) происходит также увеличение показателя Th/U отношения (табл. 1).

Установленная нами положительная корреляционная связь между содержанием U в воде и образующихся из них солевых отложениях [7, 17] показывает, что в ряде случаев концентрация U в воде превышает санитарно-гигиенические нормативы (32 мкг/л в США, 15 мкг/л в России). Такие данные, вероятнее всего, будут обуславливать высокую степень заболеваемости ряда органов и систем человека (почки и др.).

## Заключение

Таким образом, имеющиеся данные позволяют говорить о неравномерном распределении радиоактивных элементов в солевых отложениях природных пресных вод на изученных территориях. Формирование радиогеохимической специализации данных образований связано с влиянием факторов природно-техногенного характера. Вариации содержания радиоактивных элементов в накипи позволяют использовать их в качестве косвенного поискового критерия, в частности, на U. Нарушение показателя Th/U является индикаторным в ан-

тропогенно нагруженных районах, особенно, в зонах функционирования объектов ЯТЦ.

*Работы на территории Кемеровской области выполнены при финансовой поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 15–17–10011).*

***Литература***


1. *Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов. – 2-е изд. – Томск : Изд-во ТПУ, 2010. – 300 с.*
2. *Арынова Ш.Ж., Рихванов Л.П. Эколого-геохимическая оценка территории Павлодарской области (Республика Казахстан) по данным изучения элементного состава солевых отложений питьевых вод // Вестник Забайкальского гос. ун-та. – 2015. – № 12(127). – С. 4–10.*
3. *Григорьев Н.А. Распределение химических элементов в верхней части континентальной коры. – Екатеринбург : УрО РАН, 2009. – 383 с.*
4. *Домаренко В.А., Соболев И.С., Рихванов Л.П. Гамма-спектрометрические исследования поверхностных отложений нефтегазоносных площадей Западной и Средней Сибири // Вестник Российской академии естественных наук. Западно-Сибирское отделение. – 2010. – № 12. – С. 120–128.*
5. *Евсеева Л.С., Перельман А.И., Иванов К.Е. Геохимия урана в зоне гипергенеза. – М. : Атомиздат, 1974. – 278 с.*
6. *Минерально-сырьевая база урана Восточной Сибири / Д.А. Самович, И.И. Царук, А.А. Кокарев и др. – Иркутск, 2012. – 164 с.*
7. *Монголина Т.А. Геохимические особенности солевых отложений (накипи) питьевых вод как индикатор природно-техногенного состояния территории : автореф. дис. … канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2011. – 21 с.*
8. *Монголина Т.А., Барановская Н.В., Соктоев Б.Р. Элементный состав солевых отложений питьевых вод Томской области // Известия ТПУ. – 2011. – Т. 319, № 1. – С. 204–211.*
9. *Региональная геохимия окружающей среды Байкальского региона / В.И. Гребенщикова, Э.Е. Лустенберг, Н.А. Китаев, И.С. Ломоносов. – Новосибирск : Гео, 2008. – 232 с.*
10. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
11. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудномагматических образований (на примере Алтае-Саянской складчатой области). – Новосибирск : Гео, 2002. – 536 с.*
12. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии. – Томск : STT, 2009. – 430 с.*
13. *Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Сарнаев С.И. Уран и торий в карбонатных минералах. Статья I // Известия вузов. Геология и разведка. – 1986. – № 7. – С. 37–42.*
14. *Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Сарнаев С.И. Уран и торий в карбонатных минералах. Статья II // Известия вузов. Геология и разведка. –1986. – № 8. – С. 34–38.*
15. *Робертус Ю.В., Рихванов Л.П., Соктоев Б.Р. Особенности химического состава солевых отложений подземных питьевых вод Республики Алтай // Известия ТПУ. – 2014. – Т. 324, № 1. – С. 190–195.*
16. *Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л. : Наука, 1974. – 231 с.*
17. *Соктоев Б.Р. Геохимия карбонатной составляющей природных пресных вод и ее индикаторное значение в эколого-геохимических и прогнозно-металлогенических исследованиях (на примере Байкальского региона) : автореф. дис. … канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2015. – 22 с.*
18. *Геохимическая характеристика солевых отложений питьевых вод Байкальского региона / Б.Р. Соктоев, Л.П. Рихванов, Т.Т. Тайсаев и др. // Известия ТПУ. – 2014. – Т. 324, № 1. – С. 209–223.*
19. *Солевые образования питьевых вод как индикаторная среда в эколого-геохимических и металлогенических исследованиях / Б.Р. Соктоев, Л.П. Рихванов, Ш.Ж. Усенова и др. // Вестник Иркутского гос. техн. ун-та. – 2014. – № 1(84). – С. 40–45.*
20. *Минералого-геохимические особенности травертинов современных континентальных гидротерм (скважина Г-1, Тункинская впадина, Байкальская рифтовая зона) / Б.Р. Соктоев, Л.П. Рихванов, С.С. Ильенок и др. // Геология рудных месторождений. – 2015. – Т. 57, № 4. – С. 370–388.*
21. *Способ определения участков загрязнения ураном окружающей среды : пат. 2298212 Рос. Федерация / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Н.В. Барановская и др. ; заявитель и патентообладатель Томский политехнический университет. – № 2005120840; заявл. 04.07.05; опубл. 27.04.07.*
22. *Циркон-ильменитовые россыпные месторождения – как потенциальный источник развития Западно-Сибирского региона / Л.П. Рихванов, С.С. Кропанин, С.А. Бабенко и др. ; отв. ред. Е.Н. Трибунский, М.С. Паровинчак. – Кемерово : Сарс, 2001. – 214 с.*
23. *Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Ю.И. Сухих и др. ; под ред. А.Г. Бакирова. – Томск : Курсив, 2006. – 216 с.*
24. *Язиков Е.Г., Рихванов Л.П., Барановская Н.В. Индикаторная роль солевых образований в воде при геохимическом мониторинге // Известия вузов. Геология и разведка. – 2004. – № 1. – С. 67–69.*
25. *Особенности элементного состава солевых образований питьевых вод юга Томской области / Е.Г. Язиков, Л.П. Рихванов, Н.В. Барановская и др. // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2009. – № 4. – С. 375–381.*
26. *Allegre C.J., Dupre B., Lewin E. Thorium/uranium ratio of the Earth // Chemical Geology. – 1986. – Vol. 56, No. 3–4. – P. 219–227*
27. *Geochemical specialization of limescale of water sources illustrated by two regions in Siberia / A.E. Taphaeva, T.T. Taisaev, L.P. Rikhvanov et al. // Contemporary Problems of Ecology. – 2010. – Vol. 3, No. 4. – P. 498–507.*

# ЗАЩИТНЫЕ ГЕОХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЫ НА УРАНОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЯХ ОТРАБАТЫВАЕМЫХ МЕТОДОМ СПВ

И.Н. Солодов

АО "Атомредметзолото", Москва, Россия, INSolodov@armz.ru

# PROTECTIVE GEOCHEMICAL PROPERTIES OF GEOLOGICAL ENVIRONMENT ON THE URANIUM DEPOSITS DEVELOPING WITH ISL

I.N. Solodov

JSC "Atomredmetzoloto", Moscow, Russia

Скважинное подземное выщелачивание (СПВ) урана – наиболее распространенный в последнее время метод добычи из всех существующих способов разработки урановых месторождений. В 2014 г. объем добычи урана этим методом составил 51% от мировой добычи в целом. Промышленное освоение гидрогенных урановых месторождений методом СПВ ведут Казахстан, Россия, Узбекистан, США и Австралия. Из перечисленных стран только США используют бикарбонатный (содовый) способ СПВ. Все остальные страны для извлечения урана из руд применяют сернокислотное СПВ.

СПВ в мире используется с начала 1960-х гг. Первыми начали применять этот метод добычи США и СССР [Узбекистан (месторождение Учкудук), РСФСР (Санарское) и Украина (Девладовское)]. В 1970-х гг. к этим странам подключился Казахстан, с конца 1990 г. – Австралия и Россия. В связи с этим наиболее обширный опыт в области экологии СПВ урана накоплен при исследованиях в США, Узбекистане и Казахстане. Но поскольку США используют щелочной, а не кислотный способ СПВ, постольку в данной работе опыт США не освещается.

Общепризнано, что СПВ является наиболее экологически чистым методом отработки урановых месторождений по сравнению с открытым и подземным горными способами. При этом методе добычи не образуются отвалы горных пород и хвосты гидрометаллургической переработки урановых руд. Персонал рудников СПВ не контактирует с урановой рудой. Основная радиоактивность остается в недрах на месте залегания руд, поскольку радий – продукт распада урана, образует с сульфатом серной кислоты практически нерастворимое соединение.

Растворы подземного выщелачивания в период отработки месторождений не являются отходом производства, поскольку служат средством транспорта реагента через закачные скважины в рудоносный горизонт к рудным минералам, растворения урана и переноса растворенного урана в рудоносном горизонте и на поверхность через откачные скважины. Процесс подачи выщелачивающих растворов в рудоносный пласт и извлечения продуктивных растворов из пласта на поверхность осуществляется непрерывно на протяжении всего периода отработки рудных залежей.

Анализ масштабов техногенного воздействия СПВ на воздушный бассейн, почвенный покров и водоносные горизонты артезианских бассейнов, вскрываемых эксплуатационными скважинами, указывает, что наиболее масштабному техногенному воздействию подвергается подземная часть локальных экосистем, и, следовательно, решение большей части природоохранных вопросов на объектах СПВ лежит в сфере геоэкологии [1].

После завершения СПВ в недрах на месте рудных залежей остаются остаточные технологические растворы. Эти растворы содержат в повышенных количествах техногенные вещества, искусственной и естественной природы. В связи с этим во всех странах, использующих сернокислотное СПВ урана, ведутся наблюдения за поведением линз остаточных сернокислых растворов в водоносном рудоносном горизонте в пространстве и времени с целью оценки их воздействия на окружающую природную среду.

## Опыт обращения с остаточными сернокислыми растворами

***Узбекистан.*** Впервые существование процесса нейтрализации серной кислоты внутри полигона СПВ после вывода его из эксплуатации было установлено Б.А. Мироновым и Г.И. Авдониным на залежи 28 месторождения Учкудук. Опытно промышленные работы по СПВ на залежи были начаты в 1961 г. Выщелачивание велось растворами серной кислоты с концентрацией 30–50 г/л (pH около 0,9). В 1966 г. эксплуатация опытного полигона на залежи 28 была прекращена при извлечении урана 12% из-за вялого режима выщелачивания урана при низких фильтрационных свойствах пород рудоносного пласта. На современных объектах СПВ обычно среднее содержание серной кислоты принимается равным 12 г/л. Поэтому за 6 лет отработки залежи было подано в рудоносный пласт кислоты больше, чем обычно подается для отработки рудных тел до 80–90% извлечения урана.

В 1982 г. (через 15 лет) залежь 28 была вскрыта и отработана карьером. Технологические остаточные растворы высачивающиеся из стенок карьера имели pH 5,5–5,8 и только в отдельных струйках вблизи закачных скважин фиксировался pH 3,4. Таким образом, крепкие по кислоте остаточные растворы за 15 лет были в значительной степени нейтрализованы внутри контуров полигона СПВ.

Мониторинг в бывших эксплуатационных скважинах нейтрализации и деминерализации растворов проводился на месторождениях Букинай, Южный Букинай и

Бешкак Кызылкумского ураново-рудного района [1, 2], подтвердивший существование и эффективность этих процессов.

***Южный Казахстан.*** В Казахстане также как и в Узбекистане проведен или продолжается в настоящее время мониторинг в бывших эксплуатационных скважинах за процессами автоочистки остаточных технологических растворов внутри полигонов СПВ, после вывода из эксплуатации рудных залежей или их участков на месторождениях Ирколь, Южный Карамурун и Уванас [3], Северный Карамурун, Канжуган и Мынкудук [4], Канжуган [2], Инкай [5].

Самые продолжительные наблюдения (13 лет; 1985–1997) за автоочисткой растворов по содержанию урана, сульфата и минерализации остаточных растворов проведены в Казахстане в контурах отработанной рудной залежи месторождения Ирколь. Результаты этих исследований показали, что площадь распространения загрязненных вод за этот период сильно сократилась по сравнению с первоначальными размерами, а внутри сохранившихся аномалий значительно снизились содержания урана и сульфата и в целом минерализация.

***Россия.*** При составлении геоэкологического паспорта Далматовского месторождения в Зауральском ураново-рудном районе в Курганской области в 1993 г. впервые на объектах СПВ России были проведены системные исследования подземных сернокислых растворов и их влияния на компоненты природной среды – почвы, поверхностные воды, грунты и водоносные горизонты, включая рудоносный. Изучен керн двух глубоких (до 468 м) и десяти мелких (до 13 м) контрольных скважин, пробуренных с отбором керна от устья до забоя скважин внутри и за контурами полигона ПВ-2 (102 технологические скважины).

Проведенные исследования позволили установить:

1. Главными положительными геоэкологическими факторами на месторождении Далматовское выступают: надежная изолированность рудоносного горизонта от выше- и нижележащих пяти водоносных горизонтов; вялый гидродинамический режим в рудоносном горизонте (действительная скорость движения подземных вод 2,6 м/год); высокая нейтрализационная емкость у слабопроницаемых и водоупорных отложений, разделяющих водоносные горизонты, что исключает проникновение серной кислоты в смежные с рудоносным водоносные горизонты.
2. Гидрогеохимическими и радиогидрогеохимическими исследованиями установлено, что *природные* подземные воды из области распространения рудных тел уранового месторождения содержат в экологически опасных количествах стабильные (Se, As, Fe, Mn, Cr, V, Mo) и радиоактивные ($^{230}$Th, $^{210}$Po, $^{226}$Ra, Rn) элементы и в связи с этим не пригодны для питьевого, хозяйственного и технического водоснабжения.
3. В процессе СПВ в области прямого техногенного воздействия природные подземные воды полностью замещаются *техногенными* сернокислыми растворами содержащими в повышенных количествах сульфат, $NO_3$, $NH_4$, U, Mn, Fe, Al, цветные металлы, редкие земли и др.
4. По окончании СПВ в недрах длительное время сохраняются остаточные сернокислые растворы, имеющие форму линзы, по морфологии повторяющие отработанное рудное тело. Благодаря вялому гидродинамическому режиму, формированию во фронтальной части потока загрязненных подземных вод нейтрализационного и восстановительного геохимических барьеров, максимальное перемещение этих растворов от исходного положения линзы не превысит расстояние равное 1/2 ее первоначальной ширины.
5. Прямыми натурными наблюдениями установлено, что в течение 2 лет нахождения линзы шириной 440 м в условиях естественного гидродинамического режима распространение загрязненных вод не превысило 97 м, а на расстоянии 40 м от технологического контура сернокислые растворы нейтрализованы от исходного значения pH=2 внутри линзы до pH 3,5–4,0 на ее периферии.
6. Геологическая среда, вмещающая потенциальный подземный источник техногенного загрязнения подземных вод, обладает достаточными защитными свойствами, выражающимися в наличии восстановительной и нейтрализационной емкости горных пород и бактерий биодеструкторов вредных веществ (нитрата и сульфата), способных обеспечить изоляцию линзы сернокислых растворов от внешней среды.

Ниже приводятся результаты геоэкологических исследований механизма и глубины автоочистки остаточных технологических растворов внутри линз остаточных растворов и во фронтальной их части при смещении потоком подземных вод в первичные породы.

Автоочистка остаточных техногенных растворов в пределах отработанных рудных залежей

Наиболее детальные исследования автоочистки остаточных сернокислых растворов внутри линзы остаточных растворов проведены на месторождении *Букинай* методом контрольного бурения (16 скважин) и опробования 13 наблюдательных скважин [6, 7].

Эти исследования показали, что возникшая после СПВ линза остаточных растворов, шириной 440 м, на месте отработанной залежи №5 не остается неизменной. Ее структура, внутреннее строение и кислотно-щелочные свойства со временем изменяются. Внутри контура отработанной залежи протекают процессы нейтрализации под действием остаточной нейтрализационной емкости кварц-полевошпатовых песков, которая в основном обусловлена ее алюмосиликатной составляющей, поскольку карбонатная (исходное содержание $CO_2$ от 0,1 до 1,0%) и фосфатная ($P_2O_5$ – 0,1%) ее части к концу процесса почти полностью исчерпаны. Через шесть лет нахождения линзы в естественных гидродинамических условиях карасыгырского водоносного рудоносного горизонта, заметно сокращается площадь растворов с pH 2, а растворы с pH 1 полностью исчезают. Под кровлей горизонта преобладает слабокислая обстановка с pH 4–6.

Все это происходит не только в результате процессов нейтрализации, но и является следствием гравитационной дифференциации растворов в двух направлениях. Одно из них – свободная плотностная конвекция растворов, направленная к подошве горизонта. Другое – гравитационное сползание тяжелых растворов с плотностью 1,03–1,07 г/см$^3$ вниз по падению пласта при уклоне подошвы горизонта – доли градуса и первые градусы.

Тоже самое установлено в ходе экологического мониторинга в течение 11 лет (1977–1987 гг.) при наблюдении за нейтрализацией сернокислых растворов в контурах отработанной рудной залежи № 0 месторождения *Южный Букинай* [1].

Рудная залежь локализована в аллювиальных песчаных отложениях. В этой части горизонт имеет среднюю мощность 15,5 м и залегает на глубине 150–165 м. pH природных подземных вод 7,4, минерализация в разных частях рудной залежи составляет 2,0–4,2 г/л.

На момент полного завершения отработки рудной залежи (1977 г.) остаточные растворы с pH от 1 до 2,5 содержали отдельные компоненты в следующих концентрациях, в мг/л: уран – в среднем 16 (максимальное – 26), $SO_4$ – в среднем 10200 (от 2400 до 13000), Cl – до 2000, $NO_3$ – в среднем 100 (от 66 до 130), $\sum$Fe – от 170 до 700. Минерализация растворов (М) в границах линзы изменялась в пределах 15–20 г/л при среднем значении 18 г/л. Количество растворенных солей в границах ореола составляло 6155 т, в том числе сульфатов – 3500 т, нитратов – 34 т, урана – 5,1 т.

За 11 лет наблюдений за процессом самопроизвольной нейтрализации растворов установлено:

1) площадь линзы с минерализацией более 5 г/л (62 тыс. м$^2$) уменьшилась на 44% от исходных размеров 110,3 тыс. м$^2$;
2) pH остаточных растворов во всех частях линзы повысился в среднем до 4,8, при колебаниях от 2,6 до 7,8;
3) в отдельных участках рудоносного горизонта, где кислотно-щелочной показатель превысил значения pH начала гидролиза, произошло осаждение элементов гидролизатов Fe(III), A1(III), U(VI) и др.;
4) в зоне полной нейтрализации имела место сорбция щелочных и щелочноземельных металлов исходными и новообразованными минералами;
5) нейтрализация сопровождалась необратимой деминерализацией остаточных растворов, общее содержание растворенных солей уменьшилось в 3,6 раза (в том числе $SO_4$ в 2,9 раза);
6) концентрация нитратов во всех скважинах не превысила ПДК – 45 мг/л;
7) концентрации урана выше ПДК были обнаружены в 4 наблюдательных скважинах из 28;
8) концентрация Ra снизилась в 4,5 раза и значительно снизился объем загрязненных вод естественными радиоактивными изотопами – 226Ra, 210Po, 210Pb, 230$^{Th}$.

Аналогичное исследованиям в Узбекистане, в Южном Казахстане проведено изучение процессов естественной нейтрализации и деминерализации остаточных растворов в продольном сечении линзы, возникшей на месте залежи 3у в уюкском рудоносном горизонте на месторождении *Канжуган* [2], сложенном среднеэоценовыми существенно кварцевыми песками. Эти исследования методом гидрогеохимического каротажа проведены через девять лет после прекращения сернокислотного СПВ.

Природные подземные воды в уюкском горизонте в районе залежи 3у – гидрокарбонатно-сульфатные кальциево-натриевые слабосолоноватые (минерализация – М – 0,48–0,7 г/л), близнейтральные ($pH_{лаб}$ 7,4–7,8). Окислительный потенциал, измеренный в герметичной Eh-ячейке у скважин, изменялся в соответствии с рудоформирующей гидрогеохимической зональностью. На окончании зоны пластового окисления его величина находилась в интервале –15...+170 мВ, а в скважинах вскрывающих мешковую часть рудного тела Eh понижался до –30...+70 мВ.

Применение сернокислотного СПВ существенно изменило природную гидрогеохимическую обстановку в этой части горизонта. К 1992 г на месте залежи 3у образовалась линза техногенных кислых (pH около 1,5) соленых (удельная электропроводность Е – 2,9 См/м) вод. В них присутствовали нитрат до 700 мг/л и аммоний до 300 мг/л.

Гидрогеохимические каротажные исследования проведены в 2001 г. спустя 9 лет с момента прекращения СПВ во всех доступных для исследований наблюдательных скважинах. Наблюдательными скважинами служили бывшие эксплуатационные. Их глубина – 222–226 м. За 9 лет нахождения линзы в естественных гидродинамических условиях свойства остаточных растворов во внутренней ее части претерпели существенную трансформацию:

1. В результате свободной плотностной конвекции соленые остаточные растворы сосредоточились в приподошвенной части горизонта. Но и здесь их минерализация (Е – 1,3 См/м) в 2,2 раза ниже, чем в остаточных растворах на момент завершения СПВ. При этом площадь относительно высокоминерализованных растворов на момент исследования от ее первоначального размера сократилась до 15%. К периферии линзы соленость остаточных растворов снизилась до 0,2 См/м, приблизившись к минерализации природных подземных вод (0,15 См/м).
2. Понижение минерализации остаточных растворов произошло в результате их нейтрализации под действием остаточной нейтрализационной емкости алюмосиликатов. В области растворов с повышенной минерализацией растворы стали менее кислыми (pH около 3,5), чем они были на момент завершения процесса ПВ (pH около 1,5). Нейтрализация растворов усиливается к периферии линзы, особенно в направлении к кровле горизонта. Здесь pH повышается до 6,5.
3. В этих кислотно-щелочных условиях происходит полное гидролитическое осаждение из растворов макрокомпонентов – Fe(III), Al, Si и P, с которыми в твердую фазу переходят значительные количества суль-

фата, Mg, Na и K. Также в рассматриваемой области происходит гидролитическое осаждение микроэлементов: олова, хрома, титана, бериллия, циркония, тория и РЗЭ.

4. Осаждение трехвалентного железа при сохранении основной массы двухвалентного железа в растворе, приводит к понижению Eh от исходных значений +500...+700 до 0...+350 мВ. То есть в этой окислительно-восстановительной обстановке идет восстановительное осаждение селена, серы и Fe(II) в виде сульфидов, некоторых сульфурофилов и остаточных концентраций урана. Этому дополнительно способствует биогенная сульфатредукция, которая протекает в области распространения растворов с pH >5 и Eh <150 мВ.
5. В результате биогенной денитрификации содержание $NO_3$ в растворах опускается ниже порога чувствительности нитратного электрода <6,1 мг/л ($pNO_3$ >4), то есть не только меньше его содержания в остаточных растворах на момент завершения СПВ – 700 мг/л ($pNO_3$=1,9), но и даже ниже ПДК 45 мг/л ($pNO_3$=3,1) для питьевых вод.

### Автоочистка остаточных растворов при смещении линз потоком подземных вод в область неизмененных техногенезом горных пород

С еще большей интенсивностью автоочистка остаточных растворов протекает при смещении линз естественным потоком поземных вод в область неизмененных техногенезом песчаных отложений, где формируется комплексный геохимический барьер. Это обусловлено тем, что процессы автоочистки растворов протекают под действием исходной нейтрализационной и восстановительной емкости песчаных отложений горизонта.

Этот процесс детально изучен в карасыгырском рудоносном горизонте на месторождении *Букинай* по керну 4 контрольных скважин, пробуренных в зоне барьера, через шесть лет после завершения процесса СПВ [6].

В тыловой части комплексного геохимического барьера, относительно естественного потока подземных вод, в интервале pH 1–4 формируется *нейтрализационный геохимический барьер*, в области которого отлагается основная масса вещества – Fe(III), Al, Mg, $SO_4$, $SiO_2$, $PO_4$ – в виде гидроксидов, сульфатов и фосфатов макрокомпонентов. Здесь же осаждается значительная часть микроэлементов гидролизатов – Be, Mn(III), Sn, Ti, Zr, Cr и Th. Стабильный торий осаждается совместно с ионием (230Th). В этой же области pH идет гидролитическое осаждение иттриевых и цериевых тяжелых литофильных металлов. При pH>6 начинается осаждение Fe(II) и остаточного марганца в виде родохрозита. В интервале pH 1–6 наблюдается огипсование песков и осаждение сульфатов бария и радия-226.

В области барьера содержание сульфата снижается с 13 до 1,5 г/л. Сульфат и натрий обладают наиболее высокой миграционной способностью, но и их концентрации после прохождения комплексного барьера превышают естественный гидрогеохимический фон всего лишь на 20%. Концентрация сульфата со временем будет уменьшаться под действием биогенной сульфатредукции, приближаясь к фоновым значениям.

В зоне комплексного барьера окислительный потенциал понижается от +600 мВ в тыловой его части до –200 мВ во фронтальной. Автоочистка остаточных растворов завершается в области *восстановительного геохимического барьера*, формирующегося в pH-Eh условиях благоприятных для жизнедеятельности сульфатредуцирующих бактерий, перерабатывающих сульфат в сероводород, то есть при pH >5 и Eh <150 мВ. Возникновение под влиянием этих бактерий сероводорода способствует осаждению микроэлементов сульфурофилов, а также эпигенетических геохимических спутников урана – Se, Re, V и Mo. Здесь же, весьма вероятно, осаждение сульфидов свинца-210.

Новообразованные минералы в области барьера обладают высокой сорбционной способностью, на много превышающей способность исходных пород к сорбционному поглощению вещества. Поэтому геохимический барьер является комплексным – сорбционно-восстановительно-нейтрализационным.

В порядке убывания интенсивности аккумуляции вещества в зоне барьера процессы располагаются в следующий ряд: нейтрализация > восстановление > сорбция + ионный обмен.

### Прогноз процессов автоочистки остаточных растворов

Прогноз выполнен для месторождения Источное, входящего в состав Хиагдинского рудного поля, подготавливаемого к освоению сернокислотным СПВ. Месторождение Источное включает три рудные залежи.

Прогноз автоочистки будущих остаточных растворов выполнен на примере Залежи №1. Палеодолина вмещающая залежь имеет протяженность около 3 км и ширину от 500 до 800 м. Уклон палеорусла долины – 60 м на километр. *Нижним водоупором* рудоносного водоносного горизонта служат глинистые образования каолинитового состава, развивающиеся повсеместно в районе палеодолин на лейкратовых гранитах. Мощность коровых образований в пределах рудных залежей увеличивается от бортов палеодолин к центральной их части от нескольких метров до 20–25 м и гарантирует изолированность от нижнего водоносного горизонта от сернокислых растворов. *Верхний водоупор* слагает нижнюю часть вулканогенной толщи верхней джилиндинской подсвиты и представлен алевритами, глинами, илами, туффитами, включающими прослои и примеси песков, гравийников и щебнистого материала. Мощность водоупора – 40–60 м.

*Рудоносный горизонт,* вмещающий рудную залежь, приурочен к терригенной продуктивной толще. По фациальным условиям осадочные образования представлены тремя комплексами: пролювиально-делювиальным, аллювиальным и озерным. В составе аллювиального комплекса выделяются русловые и пойменные фации песчаных отложений. Рудоносный горизонт сложен песками, хлидолитами, реже щебнистыми образованиями, включающими прослои алевролитов, глин, песчаников, туфов, лигнитов и линзы углистых глин. Мощность

нижней продуктивной пачки, в которой локализованы промышленные запасы урана, возрастает от 5 м у бортов палеодолин до 40 м в средней их части.

*Гидрогеологические параметры* рудоносного горизонта характеризуются следующими величинами: средняя мощность водоносного рудоносного горизонта – 29,7 м; глубина залегания уровня подземных вод – 72,7 м; режим фильтрации напорный, напор на кровлю водоносного горизонта – 78,1 м; дебит откачной скважины – 1,9 м$^3$/ч; удельный дебит – 0,3 л/с; коэффициент фильтрации – 2,7 м/сут. Гидравлический градиент – n·10–3.

Подземные воды на месторождениях Хиагдинского рудного поля по кислотно-щелочному показателю нейтральные – pH 7,1–7,7. Солоноватые – М 2,1–4,0 г/ дм$^3$. По минерализации, содержанию железа и урана они не пригодны для питьевого водопользования. По характеру минерализации – гидрокарбонатные кальциево-магниевые и натриево-магниевые. Минерализация в основном задается двумя ионами – гидрокарбонатом (1,1–3,1 г/ дм$^3$) и магнием (0,11–0,31 г/дм$^3$). Вода практически безсульфатная, что указывает на значительную роль сульфатредуцирующих бактерий в биодеструкции сульфата в сильно восстановительных условиях, а также подтверждается наличием эпигенетической сульфидной минерализации в рудовмещающих терригенных отложениях. Подземные воды отличаются низким содержанием хлора – 9–26 мг/дм$^3$. Содержания кальция 43–229 мг/дм$^3$ типичны для равновесия с карбонатными минералами. Натрий в подземных водах содержится в количестве – 48–334 мг/дм$^3$, калий – 7,0–13,7 мг/дм$^3$, что характерно для подземных вод зоны активного водообмена.

*Предполагаемый состав остаточных растворов.* Можно предположить, что в результате применения СПВ состав природных подземных вод подвергнется трансформации. Они также как на отрабатываемом месторождении Хиагдинское станут кислыми сульфатными железо-алюмо-магниевыми солеными водами с минерализацией 15–35 г/дм$^3$. В составе остаточных растворов будут присутствовать две группы техногенных компонентов: искусственные – сульфат, нитрат и аммоний; петрогенные – продукты взаимодействия серной кислоты с рудовмещающей породой. В них появится весь спектр компонентов, которые обнаружены на Хиагдинском месторождении методами ICP-MS и ICP-AES. Из 70 изученных неорганических химических элементов выше предела обнаружения выявлены 47 элементов с повышенными содержаниями. Из них в макроколичествах (>10 мг/дм$^3$) обнаружены 13 элементов, которые в убывающем порядке располагаются в ряд: Al, Fe, Mg, Ca, Na, U, Si, Zn, P, K, Mn, Sr, Ce. В микроколичествах (<10 мг/дм$^3$) обнаружены: Y, La, Nd, V, Li, Cr, Ni, Pr, Gd, Dy, Th, Yb, Ti, Er, Sm, Be, Rb, Co, Sc, Ga, Pb, Ho, Eu, Lu, Tb, Tm, Mo, Cs, Ba, Cd, I, Nb, Hg Zr. Содержание Br, Se, B, As, Cu, Te, W, Sn, Ge, Hf, Ru, Ag, Sb, Ta, Rh, Tl, Pd, Bi, Re, Os, It, Pt и Au оказалось ниже нижнего порога чувствительности перечисленных методов анализа.

Прогноз “самоочищающей” способности геологической среды выполнен по основным процессам автоочистки.

*Нейтрализация серной кислоты.* После завершения СПВ объем линзы больше исходного объема рудного тела, так как контрольным бурением на месторождениях Букинай и Бешкак (Узбекистан) установлено, что сернокислые растворы в процессе отработки рудных залежей в плане растекаются на расстояние не больше 50 м от технологических контуров полигонов СПВ, редко на локальных участках распространяются на 100 м. Учитывая, что рудное тело Залежи №1 приурочено к подошве горизонта, растекание растворов вниз не возможно, оно будет происходить только в верх в направлении к кровле. При высокой фильтрационной анизотропии горизонта (Kz/Kx = 44) растекание будет не велико и принято равным 1 м. Таким образом, объем линзы будет примерно на 20% больше исходного объема рудного тела. Пористость песков – 15,0%. При этих параметрах объем линзы остаточных растворов, включая горные породы равен – 1198 тыс.м$^3$, а объем собственно остаточных растворов при указанной пористости – 179 тыс.м$^3$.

Процесс СПВ обычно завершают маточными растворами с pH=1,5. Этому значению кислотно-щелочного показателя соответствует концентрация серной кислоты 5 кг/м$^3$. Общее количество серной кислоты внутри линзы при объеме жидкой фазы 179 тыс. м$^3$ составит – 898 т. При нейтрализационной емкости рудоносных отложений – 38,7 кг $H_2SO_4$/т ГРМ для полной нейтрализации серной кислоты потребуется ГРМ исходных неизмененных техногенезом пород впереди линзы (по потоку подземных вод) в количестве 23,2 тыс. т, что составляет всего лишь 1,05% ГРМ заключенной в линзе остаточных растворов.

Однако данный расчет предполагает, что нейтрализация кислоты в зоне формирующегося нейтрализационного геохимического барьера протекает мгновенно. В действительности этот процесс идет с затуханием при медленном повышением pH при медленном смещении линзы остаточных растворов потоком подземных вод со скоростью 10 м/год. Чтобы определить ширину барьера, а, по сути, максимальное расстояние, на которое переместится фронт остаточных растворов при полной нейтрализации кислоты проведем оценку по расчетной схеме, предложенной В.В. Рачинским (1964).

Решение задачи основано на теории необратимой равновесной сорбции в одномерном фильтрационном потоке. Суть расчетных процедур задачи сводится к следующему. Фронт сернокислых растворов в результате нейтрализации перемещается медленнее по сравнению с движением тыловой границы, которая под действием естественного потока перемещается по выщелоченным породам без нейтрализации (без задержки). Отсюда, согласно названной расчетной схеме, на определенном расстоянии и в определенный момент времени эти границы пространственно совпадут.

Решение этой задачи позволило установить, что расстояние, на котором фронтальная и тыловая границы совпадут равно 800 м при использовании в расчете исходного максимального продольного размера линзы *l* = 1920 + 100 = 2020 м.

Существующие расчетные схемы нейтрализации и деминерализации остаточных растворов имеют суще-

ственные погрешности, которые должны устраняться в результате экологического мониторинга.

Наблюдения, проведенные в скважинах экологического мониторинга, позволят выявить закономерности процесса нейтрализации и деминерализации растворов, установить закономерности, уточнить количественные параметры. Для этого будет использоваться экологическое математическое компьютерное моделирование автоочистки остаточных сернокислых растворов [8].

*Деминерализация остаточных сернокислых растворов.* При смещении линзы в исходные породы при взаимодействии серной кислоты с кальцитом будет происходить реакция нейтрализации кислоты и замещение карбоната сульфатом. Поскольку карбонатность пород на месторождении Источное низкая, то лишь незначительная часть сульфата перейдет из жидкой фазы в твердую. Основные процессы деминерализации связаны с гидролитическим и восстановительным осаждением вещества.

Гидролиз играет главную роль в деминерализации остаточных растворов. Последовательность осаждения и глубина очистки растворов зависит от величины pH начала гидролиза элементов гидролизатов (табл. 1). При полной нейтрализации кислоты породой до нейтральных значений pH=7 из раствора перейдут в осадок гидроксиды металлов в следующей последовательности: Sn (IV), Ti, Th, Sn(II), Zr, Hg, Fe(III), Al, Cr (III), Be и Zn.

Новообразованные осадки (табл. 2) в зоне нейтрализационного барьера сложные по составу, включают кристаллическую воду, имеют большой мольный объем и обладают высокой сорбционной емкостью и способны при выпадении соосаждать другие металлы. С соединениями сложного состава группы галотрихита и пиккеренгита, а также других, представленных в таблице, в твердую фазу перейдут: сульфаты, кремний, фосфор, магний, калий, железо (II), марганец.

Завершает процесс автоочистки растворов от загрязнителей *восстановительное осаждение* элементов сульфурофилов (халькофилов) в зоне восстановительного геохимического барьера: Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Cd, Sn, Sb, Te, Hg, Pb и Bi. Этому способствуют два главных процесса.

Во всей области геохимического барьера будет протекать биодеструкция нитрата и аммония, поскольку рудоносный горизонт на месторождении населен бактериями денитрификаторами, которые являясь факультативами активны во всей области pH в зоне барьера.

В данном прогнозе показано направление процессов автоочистки остаточных сернокислых растворов от техногенных веществ. Но для установления количественных параметров этого процесса, глубины очистки растворов необходимо после завершения отработки рудной Залежи №1 поставить режимные наблюдения в скважинах экологического мониторинга.

## Принципы обращения с остаточными растворами СПВ

Уранодобывающие компании в Казахстане, России, Узбекистане и Австралии – в странах, на которые приходится более 95% добычи урана скважинным подземным выщелачиванием и 50% от всего объема добываемого урана в мире, базируясь на выше описанном опыте, придерживаются следующих принципов обращения с остаточными технологическими растворами:

1. Природные подземные воды на урановых гидрогенных месторождениях непригодны для питьевого, хо-

*Таблица 1. Значения pH осаждения гидрооксидов металлов (Лурье, 1979)*

| Гидрооксид | Значения pH начала осаждения при исходной концентрации осаждаемого иона, равной 0,01 М |
|---|---|
| $Sn(OH)_4$ | 0,5 |
| $TiO(OH)_2$ | 0,5 |
| $Th(OH)_2$ | 0,7 |
| $Sn(OH)_2$ | 2,1 |
| $ZrO(OH)_2$ | 2,25 |
| $HgO$ | 2,4 |
| $Fe(OH)_3$ | 2,3 |
| $Al(OH)_3$ | 4,0 |
| $Cr(OH)_3$ | 4,9 |
| $Be(OH)_2$ | 6,2 |
| $Zn(OH)_2$ | 6,4 |
| $Ag_2O$ | 8,2 |
| $Fe(OH)_2$ | 7,5 |
| $Co(OH)_2$ | 7,6 |
| $Ni(OH)_2$ | 7,7 |
| $Cd(OH)_2$ | 8,2 |
| $Mn(OH)_2$ | 8,8 |
| $Mg(OH)_2$ | 10,4 |

*Таблица 2. Мольные объемы техногенных минералов, установленных и предполагаемых, из зоны нейтрализационного геохимического барьера [7]*

| Минерал | Кристаллохимическая формула | Мольный объем, $см^3$/моль |
|---|---|---|
| Пиккеренгит | $MgAl_2(SO_4)_422H_2O$ | 461–499 |
| Билинит | $Fe^{2+}Fe_2^{3+}(SO_4)_422H_2O$ | 461–499 |
| Галотрихит | $Fe^{2+}Al_2(SO_4)_422H_2O$ | 405–473 |
| Алюноген | $Al_2(SO_4)_318H_2O$ | – |
| Алунит | $KAl_3[(OH)_6(SO_4)_2]$ | 293,6 |
| Ньюбериит | $MgHPO_43H_2O$ | 159,7 |
| Ярозит | $KFe_3[(SO_4)_2(OH)_6]$ | 153–171 |
| Гипс | $CaSO_42H_2O$ | 74,31 |
| Алунит | $KAl_3[(OH)_6(SO_4)_2]$ | 46,83 |
| Кальцит | $CaCO_3$ | 36,9 |
| Гиббсит | $Al(OH)_3$ | 31,96 |
| Родохрозит | $MnCO_3$ | 31,08 |
| Аморфный кремнезем | $SiO_2nH_2O$ | 29,0 |
| Ферроксигит | o-FeOOH | 22,36 |
| Гетит | a-FeOOH | 20,82 |
| Параволластонит | $Ca_3[Si_3O_9]$ | – |

зяйственного и технического водоснабжения. В них содержатся в повышенных количествах: радиоактивные – $^{210}Po$, $^{210}Pb$, $^{226}Ra$, $^{227}Ac$, $^{230}Th$, $^{232}Th$, Rn и стабильные вещества – сероводород, селен, мышьяк, молибден, ванадий, бром, фтор, железо, марганец и хром.

2. СПВ представляет собой гидрометаллургический процесс (в перколяторе) перенесенный в недра земли.
3. СПВ очищает недра от радиоактивности, так как удаляется длительно существующий источник радиоактивности – уран, с периодом полураспада 4,6 млрд лет.
4. Урановые рудные залежи, локализованные в водоносных горизонтах артезианских бассейнов, на месте которых образуются линзы остаточных технологических растворов, по площади занимают пространство от десятков до сотен тысяч квадратных метров, редко до первых миллионов квадратных метров, и относятся к маломасштабным геоэкологическим системам.
5. При СПВ в водоносные искусственно вносятся сульфат, нитрат и аммоний, все остальные компоненты являются петрогенными, извлеченными из горных пород, которые при автоочистке геологической средой, обратно возвращаются в горные породы.
6. Низкая скорость движения подземных вод в рудоносных горизонтах 2–15 м/год, не способствует масштабному распространению техногенных растворов за пределы отработанных рудных залежей.
7. Автоочистка начинается с момента прекращения СПВ внутри линз остаточных растворов, обусловленная остаточной кислотоемкостью, а при смещении линз потоком подземных вод в неизмененные горные породы начинается более интенсивная очистка растворов исходными породами.
8. Глубина, масштабы и продолжительность автоочистки растворов оцениваются методом экологического мониторинга подземных вод в наблюдательных скважинах.
9. Масштабной миграции загрязнителей в составе остаточных растворов препятствует комплексный сорбционно-восстановительно-нейтрализационный геохимический барьер.
10. Автоочистка – длительный процесс (20–90 лет) в зависимости от масштаба техногенного источника. В случае угрозы загрязнения остаточными растворами других природных объектов, применяются специальные природоохранные технологии интенсифицирующие очистку растворов от загрязнителей непосредственно в недрах [1].
11. Очитка остаточных растворов от искусственных и петрогенных техногенных веществ на поверхности методами химических технологий приведет к масштабному загрязнению дневной поверхности и лишит СПВ главного экологического преимущества по сравнению с открытым и подземным горными способами разработки урановых месторождений.

***Литература***


1. *Подземное выщелачивание полиэлементных руд // Н.П. Лаверов, И.Г. Абдульманов, К.Г. Бровин и др. ; под ред. Н.П. Лаверова. – М. : Изд-во Академии горных наук, 1998. – 446 с.*
2. *Гидрогеохимический каротаж: теория и практика // И.Н. Солодов, В.И. Величкин, М.Г. Рубцов и др.. – УРСС, 2005. – 320 с.*
3. *Забазнов В.Л., Язиков В.Г. Опыт реабилитации руовмещающих водоносных горизонтов после ПСВ урана гидрогеохимическими методами // Сб. докладов научно-практической конференции "Актуальные проблемы отработки урановых месторождений методом подземного выщелачивания", 14–15 сент. 2000.*
4. *Берикболов Б.Р., Долгополов В.Ф., Каюков Б.Г. и др. // Сб. докладов II Международной научно-практической конференции "Актуальные проблемы урановой промышленности", Алматы, 10–13 июля 2002.*
5. *Бураков М.М., Павличенко Л.М. Комплексная сравнительная оценка воздействия на окружающую среду методов добычи урана и прогноз растекания и деминерализации линз остаточных растворов на основе аналитической модели // Сб. докладов VI Международной научно-практической конференции "Актуальные проблемы урановой промышленности", 14–16 сент. 2010.*
6. *Солодов И.Н., Шугина Г.А., Зеленова О.И. Техногенные геохимические барьеры в рудоносных горизонтах гидрогенных месторождений урана / Геохимия. – 1994. – № 3. – С. 415–432. – 18 с.*
7. *Солодов И.Н., Кочкин Б.Т. Влияние геоструктурных и геохимических факторов на распространение техногенных сернокислых рассолов в водоносном горизонте, вмещающем урановую залежь месторождения Букинай (Кызылкумы) // Геология рудн. местор. – 1996. – Т. 38, № 1. – С. 87–102.*
8. *Экологический мониторинг и прогнозирование состояния недр при добыче урана методом скважинного подземного выщелачивания / М.Д. Носков, А.С. Бабкин, И.Н. Солодов и др. / Сборник докладов VII Международной научно-практической конференции "Актуальные проблемы урановой промышленности", 25–27 сент. 2014. – 7 с.*
9. *Лурье Ю.Ю. Справочник по аналитической химии. – М. : Химия, 1979. – 480 с.*

# ДЕПОНИРОВАНИЕ $^{90}$SR В УСЛОВИЯХ НОРМАЛЬНОГО И ЗАМЕДЛЕННОГО РАЗВИТИЯ СКЕЛЕТА

В.И. Стариченко

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, starichenko@ipae.uran.ru

# $^{90}$SR DEPOSITION IN NORMAL AND DELAYED SKELETAL DEVELOPMENT

V.I. Starichenko

Institute of Plant and Animal Ecology, Russian Academy of Sciences Ural Division, Ekaterinburg, Russia

В лабораторном эксперименте на половозрелых разновозрастных мышах СВА изучено влияние на аккумуляцию $^{90}$Sr в скелете минеральной плотности костной ткани. Исследование проведено на животных, развивающихся в стандартных условиях вивария и под влиянием факторов, модифицирующих ростовые процессы в организме. Показана обратная корреляция между накоплением $^{90}$Sr и степенью минерализации скелета экспериментальных животных. Закономерности, выявленные в лабораторном эксперименте, нашли свое подтверждение в природной среде.
***Ключевые слова:*** $^{90}$Sr, скелет, мыши СВА, минеральная плотность костной ткани.

The effect on the accumulation of $^{90}$Sr in the skeleton of bone mineral density in adults but different age CBA mice was studied. Research was conducted on the animals developing in standard conditions of a vivarium and under the influence of the factors modifying growth processes in an organism. Negative correlation between accumulation $^{90}$Sr and degree of a mineralization of a skeleton of experimental animals is shown. The regularities revealed in laboratory experiment were confirmed by investigations in environment.

Актуальность проблемы прогнозирования кинетики остеотропных радионуклидов ($^{90}$Sr, $^{224, 226, 228}$Ra, $^{238, 239}$Pu, $^{241}$Am и других) и выявление факторов, от которых зависят особенности их метаболизма, связана с возрастанием угрозы радиационных аварий. Накапливаясь в скелете под слоями вновь образующейся кости, остеотропные радионуклиды задерживаются в нем на длительный срок и становятся источником хронического облучения организма.

Изучение закономерностей накопления в организме позвоночных животных и человека остеотропных радионуклидов, важнейшим из которых является $^{90}$Sr, невозможно без оценки вклада в этот процесс эндо- и экзогенных факторов. Одним из них является минеральная плотность костной ткани (МПКТ).

Кость состоит из органической и минеральной фракций. Богатая органикой молодая недообызвествленная кость более проницаема для радионуклидов, которые затем фиксируются в минеральной фракции. Влияние минеральной насыщенности кости на депонирование остеотропных веществ известно давно [6, 7, 11, 14, 15]. Есть указания на пониженную аккумуляцию $^{90}$Sr при увеличении степени минерализации скелета животных, обитающих на территориях, загрязненных радионуклидами [1]. В то же время количественная взаимосвязь этих показателей изучена слабо.

Одним из наиболее важных физиологических факторов, модифицирующих кинетику обмена радионуклидов и биологические эффекты, вызванные инкорпорированными радионуклидами, является возраст [2, 17], поскольку при взрослении изменяется минерализация скелета. Результаты многих исследований свидетельствуют также о влиянии на кинетику остеотропных радионуклидов разных факторов, влияющих на рост скелета.

*Цель работы* – выявление взаимосвязи накопления $^{90}$Sr и минеральной плотности кости у лабораторных мышей разных возрастов, развитие скелета которых проходило на фоне модифицирующих факторов.

## Материалы и методы

Исследование проведено на инбредных лабораторных мышах линии СВА (n = 322). С целью модификации процессов роста использована несбалансированная диета (овсяная монофагия) самок с момента рождения у них потомства. Ранее нами было показано [13], что при воздействии на самку овсяной монофагии с момента ро-

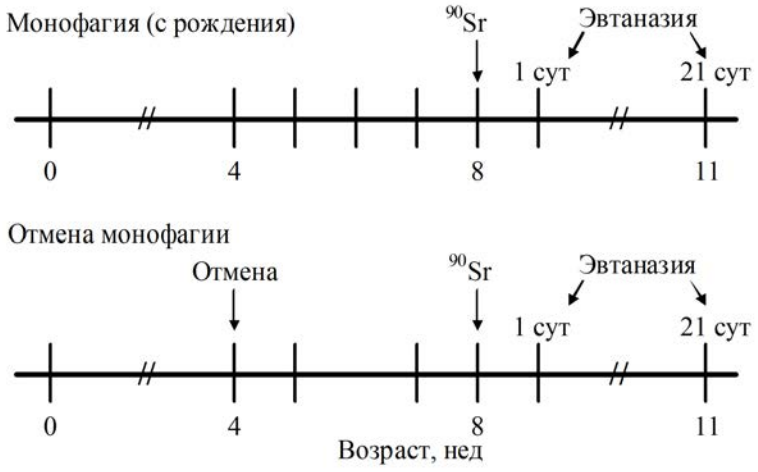



***Рис. 1.*** *Схема экспериментальных воздействий в условиях овсяной монофагии и после ее отмены*

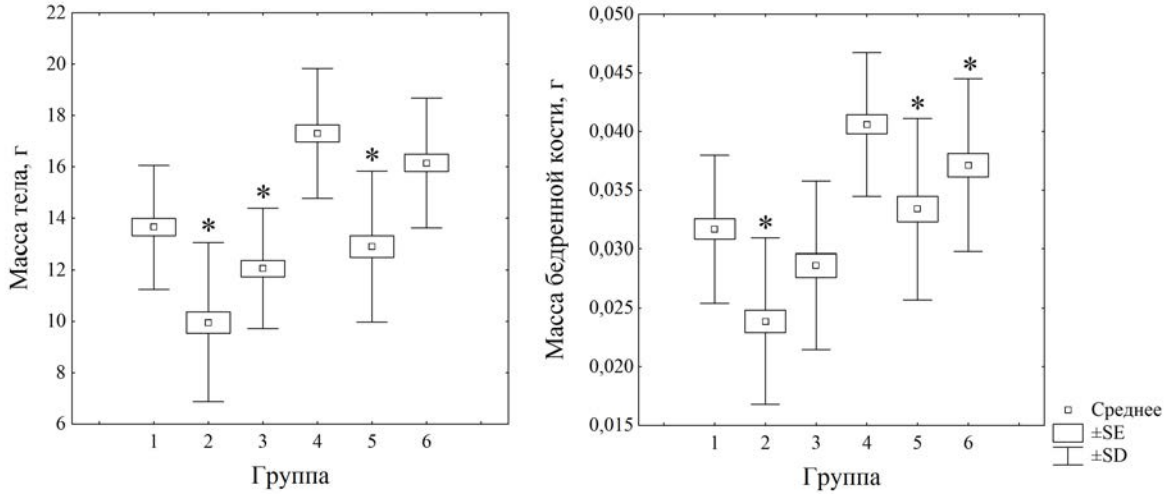



***Рис. 2.*** *Массовые показатели животных экспериментальных группах: 1, 4 – контроль; 2, 5 – монофагия; 3, 6 – отмена монофагии (возраст 8 и 11 недель соответственно)*

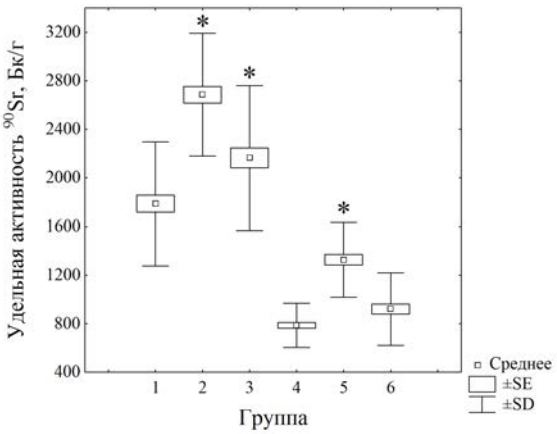



***Рис. 3.*** *Удельная активность $^{90}Sr$ в скелете животных экспериментальных групп (1, 4 – контроль; 2, 5 – овсяная монофагия; 3, 6 – перевод на стандартный рацион, через 1 и 21 сутки после введения $^{90}Sr$ соответственно), * – различия между опытной и соответствующей контрольной группой значимы на уровне p<0,05*

дов потомство резко отстает в развитии от сверстников, развивающихся на фоне стандартной диеты или монофагии, имевшей место в другие периоды пре- и постнатального развития. Перевод животных на стандартный рацион приводит к постепенной нормализации показателей [13].

Самки и их потомство сразу после родов были разделены на две группы – “контроль” и “монофагия”. Контрольных (интактных) животных содержали на стандартном рационе, животных группы “монофагия” – на овсяной монодиете. В месячном возрасте самки были отсажены от детенышей. Половина животных группы “монофагия” до конца эксперимента продолжала получать овсяный рацион, из второй половины была сформирована группа “отмена монофагии” (в возрасте 4 нед. животные переведены на стандартный корм) (рис. 1).

Во избежание дефицита кальция и витаминов в рацион всех экспериментальных животных включали минеральную подкормку кусковым мелом (ad libitum) и свежую зелень (в том числе при содержании животных на измененной диете).

В возрасте 8 недель всем детенышам однократно внутрибрюшинно был введен $^{90}Sr$. Половина животных была подвергнута эфирной эвтаназии через 1 сут. после введения $^{90}Sr$, остальные – через 21 сут. Инъекцию $^{90}Sr$ и эвтаназию животных осуществляли под эфирным наркозом [9]. Возраст на момент эвтаназии 8 и 11 нед. соответственно. Всего сформировано 6 экспериментальных групп: “контроль”, “монофагия” и “отмена монофагии” двух возрастов. Исследовали накопление $^{90}Sr$ в бедренной кости животных, так как принято считать, что у лабораторных грызунов она репрезентативно отражает процессы, протекающие в целостном скелете [5, 16]. Определение удельной активности $^{90}Sr$ ($^{90}Sr$ + $^{90}Y$) в костной ткани (Бк/г сырой кости) произведено по принятым в лаборатории методикам [12]. Показателем МПКТ служил коэффициент озоления – отношение массы золы к массе сырой кости.

Анализ полученных данных выполнен с помощью лицензионных программ Microsoft Excel 2003 и Statistica 6,0 (StatSoft Inc.).

## Результаты и обсуждение

На рисунке 2 представлена масса тела и масса бедренных костей мышей в возрасте 8 и 11 недель. Во всех экспериментальных группах прослеживается возрастное увеличение массовых показателей. У мышей, содержавшихся длительное время на овсяной монодиете, массовые характеристики значимо ниже соответствующих контрольных значений. Причем изменения массы тела и бедренной кости идут параллельно. Перевод животных на стандартный рацион приводит к увеличению

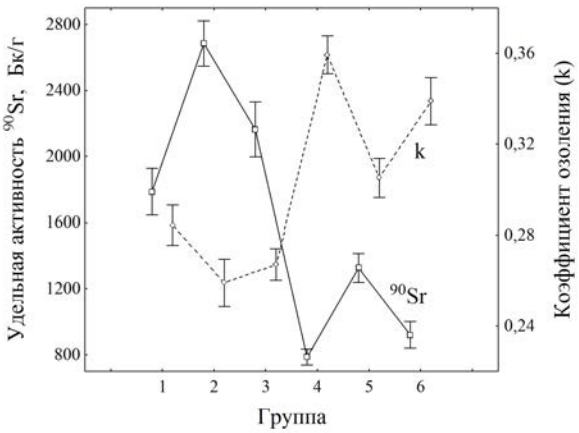



***Рис. 4.*** *Сравнительное изменение удельной активности $^{90}$Sr и коэффициента озоления костной ткани у мышей экспериментальных групп (среднее ± 95%-й доверительный интервал). Обозначения групп те же, что на рисунках 2, 3*

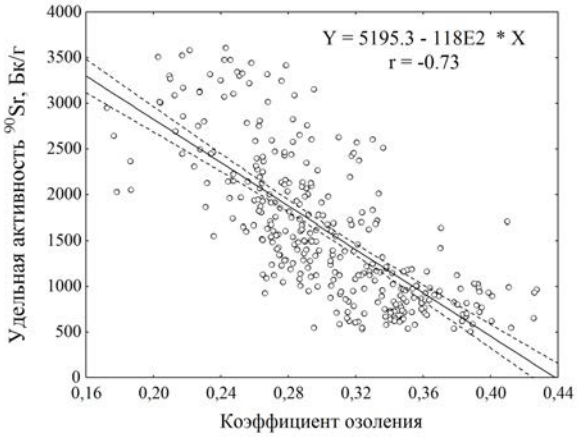



***Рис. 5.*** *Удельная активность $^{90}$Sr в зависимости от коэффициента озоления костей у разновозрастных мышей линии СВА (n=322). Пунктиром обозначены границы 95%-го доверительного интервала (p<0,01)*

массовых показателей, которые приближаются к контрольным уровням.

Факт замедления ростовых процессов и изменения химического состава костей при недостаточном поступлении в организм веществ, необходимых для нормального образования костной ткани, прежде всего кальция, витаминов и белков, хорошо известен и описан в литературе [3, 8, 10].

Удельная активность $^{90}$Sr в скелете животных экспериментальных групп представлена на рисунке 3. Для накопления $^{90}$Sr влияние пола животных, характерное для массовых показателей, отсутствует, поэтому на рисунках 2–3 представлены суммарные данные группам. Через 1 сут. после введения $^{90}$Sr его накопление значимо различается у животных обеих опытных групп по сравнению с контролем. Максимальные значения характерны для группы "монофагия", группа "отмена монофагии" занимает промежуточное положение. Через 21 сут. значительное количество радионуклида выводится из организма. На этот срок накопление $^{90}$Sr в группе "отмена монофагии" не отличается от контрольной группы, в группе "монофагия" продолжает значимо превышать контрольные значения.

Сравнение уровня аккумуляции $^{90}$Sr и МПКТ, индикатором которой является коэффициент озоления костей, представлено на рисунке 4. Видно, что накопление $^{90}$Sr и коэффициент озоления зеркально соотносятся друг с другом. У исследованных животных минимальные значения МПКТ наблюдаются в группах "монофагия", максимальные – у интактных животных. При отмене монофагии происходит увеличение МПКТ и снижение аккумуляции $^{90}$Sr в костях животных групп "отмена монофагии" по сравнению с группами "монофагия", но некоторое превышение уровня накопления у контрольных животных. Также наблюдается четкое влияние возраста экспериментальных животных, то есть химическая реактивность кости в первую очередь определяется ее возрастом, с увеличением которого повышается степень минерализации кости и ее активность в отношении аккумуляции остеотропных веществ снижается.

Зависимость депонирования $^{90}$Sr от МПКТ представлена на рисунке 5. Выявлена отрицательная корреляция ($r = -0{,}73$, $p<0{,}01$) между кинетикой $^{90}$Sr и МПКТ.

Слабоминерализованная кость присуща ряду системных заболеваний скелета, которые характеризуются уменьшением доли костной ткани в объеме костных органов, накоплением в костях неминерализованного или слабо минерализованного остеоида, усиленной васкуляризацией пораженных участков, снижением прочности костей и возрастанием риска их переломов от минимальной травмы или без таковой. При этом меняется количество костных поверхностей и их "качество" (степень минерализации), чем в значительной степени объясняется, наряду с изменением кровотока, повышенное накопление диагностических радиофармацевтических препаратов, например, накопление $^{85}$Sr в костной ткани у лиц с несовершенным остеогенезом более чем в 3 раза выше, чем в норме [4]. Полученный в работе вывод о влиянии степени минерализации на метаболизм остеотропных веществ может иметь прикладное значение и быть использован в случаях сомнительного диагноза при радиодиагностике патологий скелета.

Таким образом, исследована кинетика $^{90}$Sr у мышей СВА, постнатальное формирование скелета которых происходило в нормальных и модифицированных условиях развития. Показано, что овсяная монофагия замедляет темп физиологического развития и ростовые процессы в организме и способствует более интенсивному накоплению $^{90}$Sr. Перевод на стандартный рацион снижает показатели обмена радионуклида. Однако для достижения метаболическими характеристиками скелета физиологической нормы после прекращения действия экзогенного фактора должен пройти длительный срок.

Выявлена отрицательная корреляция (r=–0,73, p<0,01) между кинетикой $^{90}Sr$ и МПКТ. Увеличение МПКТ снижает уровень депонирования $^{90}Sr$.

Полученные данные будут способствовать дальнейшему изучению нормальной и патологической физиологии кальцифицированных тканей и интерпретации результатов, полученных при радиодиагностических исследованиях метаболических костных заболеваний.

Закономерности, выявленные в лабораторном эксперименте, нашли свое подтверждение в природной среде.

**Литература**


1. *Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Экология животных в радиационном биогеоценозе. – М. : Наука, 1989. – 224 с.*
2. *Биокинетика радионуклидов как функция возраста экспериментальных животных / В.С. Калистратова, Г.А. Заликин, П.Г. Нисимов и др. // Радиац. биол. Радиоэкология. – 1996. – Т. 36, вып. 3. – С. 421–426.*
3. *Касавина Б.С., Торбенко В.П. Жизнь костной ткани. – М. : Наука, 1979. – 176 с.*
4. *Сообщение III. Биофизическая интерпретация особенностей обмена стронция у лиц с нормальным и нарушенным развитием скелета / И.А. Лихтарев, Г.П. Краснощекова, А.И. Доброскок и др. // Мед. радиология. – 1972. – Т. 17, № 1. – С. 80–86.*
5. *Любашевский Н.М. Метаболизм радиоизотопов в скелете позвоночных. – М. : Наука, 1980. – 255 с.*
6. *Ньюман У., Ньюман М. Минеральный обмен кости. – М. : Иностр. лит., 1961. – 270 с.*
7. *Основные анатомические и физиологические данные для использования в радиационной безопасности: референтные значения. Публикация МКРЗ 89. – М. : Медкнига, 2007. – 318 с.*
8. *Пархон К.И. Возрастная биология. Клинические и экспериментальные исследования. – Бухарест : Изд-во иностр. лит., 1959. – 467 с.*
9. *Проведение исследований на биомоделях и на лабораторных животных [Электронный ресурс] // Этическая экспертиза биомедицинских исследований: практ. рекомендации / под общ. ред. Ю.Б. Белоусова. – М., 2005. – URL: http://www.rusmedserv.com/etmanual.pdf.*
10. *Румянцев А.В. Опыт исследования эволюции хрящевой и костной тканей. – М. : Изд-во АН СССР, 1958. – 376 с.*
11. *Радионуклидные исследования репаративного костеобразования и его гормональная регуляция при лечении открытых переломов костей голени методом Г.А. Илизарова / А.А. Свешников, С.И. Швед, Л.А. Смотрова и др. // Чрескостный компрессионно-дистракционный остеосинтез в травматологии и ортопедии : сб. науч. тр. – Курган, 1986. – Вып. 11. – С. 14–26.*
12. *Стариченко В.И., Любашевский Н.М. Индивидуальные особенности аккумуляции $^{90}Sr$ в организме двух видов серых полевок, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиац. биология. Радиоэкология. – 1998. – Т. 38, вып. 3. – С. 375–383.*
13. *Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Попов Б.В. Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ. – Екатеринбург : Наука, 1993. – 168 с.*
14. *Человек: медико-биол. данные: докл. рабочей группы 2 МКРЗ по условному человеку. МКРЗ 23. – М. : Медицина, 1977. – 496 с.*
15. *Кость и радиоактивный стронций / Э. Энгстрем, П. Бьернерстед, К. Клемендсон и др. ; пер. с англ. – М. : Медгиз, 1962. – 128 с.*
16. *Indritz A.N., Hegarty P.V.J. Problems in the choice of a representative bone for mineral analysis: evidence from five bones of rats at two stages of development // J. Anat. – 1980. – Vol. 131, No. 2. – P. 317–320.*
17. *Vaughan J.M. The physiology of bone. – Oxford : Clarendon Press, 1981. – 265 p.*


## РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ОЗЕР РАЗЛИЧНЫХ ЛАНДШАФТНЫХ ЗОН ЗАПАДНОЙ СИБИРИ


В.Д. Страховенко[1,2], И.Н. Маликова[1], Е.А. Овдина[1,2], А.А.. Денисенко[1,2],

[1]Институт геологии и минералогии им. В.С.Соболева СО РАН, г. Новосибирск, strahova@igm.nsc.ru
[2]Новосибирский государственный университет, г. Новосибирск


## DISTRIBUTION OF NATURAL RADIONUCLIDES IN BOTTOM SEDIMENTS OF LAKES OF VARIOUS LANDSCAPE ZONES OF W.SIBERIA


V.D. Strakhovenko[1,2], I.N. Malikova[1], E.A. Ovdina[1,2] A.A. Denisenko[1,2],

[1]Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk
[2]Novosibirsk State University, Novosibirsk



In this work the received analytical material on bottom sediments more than 200 lakes is generalized in different landscape-climatic zones of Western Siberia. The bottom sediments were studied by a set of modern methods of geochemistry, mineralogy, and crystal chemistry.

Variations of values of natural radionuclides in bottom sediments of lakes and in soils of their water catchment areas both within one landscape, and between landscape zones are established. We show a close relationship between the type of the bottom sediments (composition) and features of distribution of natural radionuclides in them. Variations of concentration of natural radionuclides in vertical drill core of the bottom sediments in various landscape zones are very insignificant.

Most often nature of distribution changes on a section irregularly within an interval of 25% of mean value. An exception – vertical distribution of uranium in bottom sediments of lakes from taiga and steppe zones.

В пределах однообразного рельефа равниной территории Западной Сибири от побережья Северного Ледовитого океана вглубь материка создались идеальные условия постепенного перехода ландшафтных зон с севера на юг: тундровая, лесотундровая, таежная (лесная, лесоболотная), лесостепная и степная зоны. На юге Западной Сибири в Алтае-Саянской горной системе – горный ландшафт. Форма поверхности равнины блюдцеобразная, слабо наклоненная к северу, что определяет направление речного стока – к центру и к северу. Климат резко континентальный, с севера на юг уменьшается коэффициент увлажнения. Специфическая особенность территории – высокая заболоченность. Равнинный характер поверхности и принадлежность к области избыточного увлажнения определили широкое распространение озер на всей рассматриваемой территории. Озерность территории составляет 4%. Общая тенденция выражается в уменьшении с юга на север общей минерализации вод озер. На юге Западной Сибири в пределах Обь-Иртышского водораздела озера обладают рядом характерных общих особенностей: озера, расположены в блюдцеобразных бессточных котловинах; питание озер в большинстве случаев атмосферное и/или подземное, озера мелководны и характеризуются крайне неустойчивым водным режимом с сильным промерзанием в зимний период; разнообразны по общей минерализации (в пределах 0,2–250 г/л) и их ионный состав меняется в широких пределах; органическое вещество имеет как автохтонное, так и аллохтонное происхождение [4].

Разнообразие зональных и азональных факторов при формировании донных отложений (ДО) в озерах обусловило различие средних содержаний макро- и микроэлементов, естественных и техногенных радионуклидов, как было показано ранее в опубликованных статьях [6, 7]. В этой работе попытаемся выделить некоторые общие закономерности горизонтального и вертикального распределения естественных радионуклидов (ЕРН) в разнотипных ДО континентальных озер Сибири различных ландшафтных зон.

В данной работе обобщен полученный аналитический материал по донным отложениям более 200 озер из различных ландшафтных зон Западной Сибири. В Пур-Тазовском междуречье изучено 18 озер (пояс тундры, лесотундры и северной тайги). В областях южной тайги исследовано 16 озерных систем. На юге Сибири изучено 26 озер, расположенных в лесостепной зоне и 28 – в степной зоне. В предгорном и горном ландшафте исследовано 17 озер. В зоне ленточных боров – 17 озер.

Отбор проб ДО проведен цилиндрическим пробоотборником с вакуумным затвором поинтервально с шагом 3 см на глубину от 30 до 120 см. Аналитические работы выполнены в лаборатории геохимии радиоактивных, благородных и редких элементов ИГМ СО РАН с использованием стандартизованных методик пробоподготовки и анализа. Определение $^{137}$Cs и $^{238}$U(Ra), $^{232}$Th и $^{40}$K проведено гамма-спектрометрическим методом. Для получения объективной и достоверной информации о количественной характеристике уровня содержаний $^{238}$U, $^{232}$Th и $^{40}$K часть проб (почвы и донные отложения) для контроля анализировались методом прямой высокоразрешающей полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием колодезного HPGe детектора. Этим же методом в донных осадках определялся $^{210}$Pb по его низкоэнергетической гамма-линии 46,5 КэВ. Минеральный состав изучен рентгенофазовым анализом и на сканирующем электронном микроскопе. Новизна подхода, используемого в ходе выполнения работ, состоит в совмещении двух исследований: детальное изучение отдельно взятого озера и озерных систем, в которых серия компактно расположенных бессточных мелководных озер объединена едиными ландшафтно-климатическими и геолого-геохимическими условиями, источником вод.

Использование традиционного, но наиболее востребованного на данный момент метода обработки аналитических данных (силикатного, гамма-спектрометрического, атомно-абсорбционного анализов) кластерного анализа позволило определить особенности распределения элементов в ДО озер. Кластерный анализ разбивает выборку данных на группы и проводит непосредственную корреляцию между изучаемыми химическими элементами (32 элемента). На дендрограмме выделяются две группы с отрицательным коэффициентом корреляции между ними. На представленном рисунке вынесены только основные элементы. В первой группе находятся главные породообразующие элементы, такие как K, Al, Si, Fe, составляющие минералы терригенной (обломочной) части ДО и отражающие их состав: кварц, полевые шпаты и слюды. К ним добавляются практически все изученные микроэлементы (за исключением Cd, U, Hg, Sr и иногда Sb). Их концентрации в ДО возрастают в соответствии с увеличением зольности образца. Вторая группа Ca, Sr, Mg – элементы, которые входят в состав карбонатов, то есть их содержания зависят от наличия в ДО карбонатных минералов, иногда к ним примыкают Mn и U. В 42 озерах, расположенных в ландшафтах южной тайги, лесостепном, степном, изучен элементный состав органической части донного осадка. Проведенный кластерный анализ аналитических данных с учетом элементов C, P, H, N, S выделил на графике третью группу – органогенные элементы (C, P, H, N, S)+ Cd, Hg, Sb которые, содержатся в ДО в виде органических комплексов.

Сопоставление средних содержаний ЕРН в ДО озер и почв их водосборных площадей по разным ландшафтным зонам показало, что минимальные содержания Th, U, K приурочены к северным районам Сибири (лесотундровый ландшафт), а максимальные – к горным территориям (таб. 1). Полученные величины хорошо согласуются с литературными данными по значениям естественной радиоактивности пород [5]. На представительном материале в почвенных профилях территорий Сибири для разных ландшафтных зон устанавливается до-

*Таблица 1. Средние содержания естественных радионуклидов в донных отложениях озер и почвах их водосборов в ландшафтных зонах Сибири*

| Средние содержания элементов в ландшафтных зонах регионов Сибири | Кол-во проб | U, мг/кг | Th, мг/кг | K, % | Th/U |
|---|---|---|---|---|---|
| Донные илы лесотундровой зоны | 332 | 1,3±0,07/0,0–7,2 | 3,4±0,1/0,01–13 | 0,5±0,03/0,01–1,5 | 2,6 |
| Почвы лесотундровой зоны | 216 | 1,4±0,03/0,0–2,0 | 3,5±0,1/0,0–6 | 0,7±0,03/0,0–2,6 | 2,5 |
| Донные осадки таежной зоны | 339 | 2,1±0,10/0,0–9,3 | 5,0±0,2/1,5–8,6 | 1,3±0,08/0,0–2,2 | 2,4 |
| Почвы таежной зоны | 250 | 2,0±0,06/0,4–3,1 | 5,7±0,2/1,7–8,1 | 1,6±0,04/1,3–2,1 | 2,9 |
| Донные илы лесостепной зоны | 1253 | 2,4±0,13/1,4–5,0 | 4,8±0,15/2,8–7,8 | 1,1±0,02/0,6–1,4 | 2,0 |
| Почвы лесостепной зоны | 1159 | 2,5±0,02/1,7–3,1 | 7,3±0,15/3,2–6,7 | 1,7±0,03/1,3–1,7 | 2,9 |
| Донные осадки степной зоны | 1202 | 5,6±0,28/0,8–24 | 6,2±0,38/0,6–11,0 | 1,5±0,03/0,1–2,6 | 1,1 |
| Почвы степной зоны | 1180 | 1,8±0,08/0,7–2,8 | 7,1±0,41/3,0–17 | 1,7±0,05/1,3–2,7 | 3,9 |
| Донные илы зоны ленточных боров | 517 | 1,6±0,10/0,4–2,5 | 2,7±0,05/2,5–4,3 | 0,9±0,01/0,8–1,3 | 1,7 |
| Почвы зоны ленточных боров | 520 | 1,4±0,02/0,8–2,1 | 2,8±0,07/2,4–7,5 | 1,6±0,02/1,5–2,1 | 2,0 |
| Донные осадки горно-степной зоны | 336 | 4,0±0,1/0,0–4,6 | 7,2±0,08/0,0–11,9 | 1,5±0,03/0,0–3,3 | 1,8 |
| Почвы горно-степной зоны | 439 | 3,9±0,08/0,0–13,5 | 8,1±0,10/0,0–12,9 | 2,1±0,05/0,0–5,3 | 2,1 |
| Донные осадки горно-таежной зоны | 1521 | 3,9±0,06/0,0–8,8 | 6,4±0,42/0,0–10,8 | 1,4±0,02/0,0–2 | 1,6 |
| Почвы горно-таежной зоны | 1521 | 2,2±0,02/0,0–6,4 | 7,6±0,56/0,0–17,7 | 1,9±0,06/0,0–2,9 | 3,5 |
| Усредненные значения по донным осадкам Сибири | 3484 | 2,9/0,0–34 | 5,6/0,0–11,9 | 1,4/0,0–3,3 | 1,9 |
| Усредненные значения по почвам Сибири | 3606 | 1,9/0,0–13,5 | 6,5/0,0–17,7 | 1,7/0,0–5,3 | 3,4 |
| Песчаники, кварцевые* | 34 | 0,6 | 2,0 | 0,3 | 3,3 |
| Карбонаты Сибирской плиты* | – | 1,0 | 0,6 | 0,2 | 0,6 |
| Лессовидные суглинки* | 134 | 2,4 | 7,7 | 1,7 | 3,2 |
| Алевропелиты Западно-Сибирской плиты* | – | 2,7 | 9,5 | 2,3 | 3,5 |
| Песчаники Западно-Сибирской плиты* | 193 | 1,3±0,1 | 4,8±0,2 | 2,08±0,08 | 3,7 |
| Верхн. континентальная кора** | – | 2,8 | 10,7 | 2,8 | 3,8 |
| Почва континента** | – | 1,5 | 6,5 | 1,4 | 4,3 |

Примечание: числитель – среднее, знаменатель – пределы содержаний ; * [1]; ** – [9].

статочное однообразие содержаний естественных радионуклидов и их отношений в почвах разного типа. Примеры разрезов по почвам разного типа, развитых на одинаковых субстратах, свидетельствуют о том, что тип почв не оказывает существенного влияния на распределение урана, тория и Th/U отношения. Особенности почвообразующих процессов, которые характерны для разных типов почв, практически нивелируются влиянием состава субстратов. Полученные значения Th/U отношения в почвах соответствуют показателю для почв, не подверженных интенсивному техногенному воздействию. Согласно работам многих авторов, для разных регионов содержание тория в почвах устойчиво, а содержание урана возрастает в условиях аридного климата и составляет по Л.И. Болтневой: Европейская часть и Западно-Сибирская низменность – Th 6,5 г/т; U 1,5 г/т; (Th/U=4,4); Восточная Сибирь – Th 6,4г/т; U 1,4 г/т; (Th/U=4,6), Средняя Азия и Казахстан – Th 6,7 г/т; U 2,3 г/т (Th/U=2,9) [4]. То есть полученные автором значения для почв соответствуют данным других исследователей для соседних регионов и в целом близки к значениям для почв континентов. Понижение содержаний всех трех радиоактивных элементов в компонентах озерных систем для северных территорий Сибири и районов ленточных боров связано с резким возрастанием количества свободного кремнезема в почвах, где именно кварцевые пески являются почвообразующим субстратом, а это далее находит отражение и в донных осадках озер.

Для изученных почв Th/U отношение изменяется от 3 до 5, а в ДО Th/U отношение, всегда ниже (от 0,3 до 3,2), чем в почвах их водосборов. Причиной пониженных значений Th/U отношения в донных осадках относительно почв водосборных площадей является, согласно таблицам 1 и 2, увеличение содержаний урана в илах практически всех минеральных типов осадка при уменьшении тория в карбонатных и органогенных отложениях, вследствие природных особенностей и процессов. При этом с ростом карбонатной и/или органогенной составляющей в составе ДО абсолютные значения Th и U падают, а отношение Th/U значительно уменьшается. Карбонаты и органогенное (ОВ) по отношению к терригенному материалу, основному носителю радиоактивных элементов, являются разбавителями, но в части озер с терригено-карбонатным или карбонатным соста-

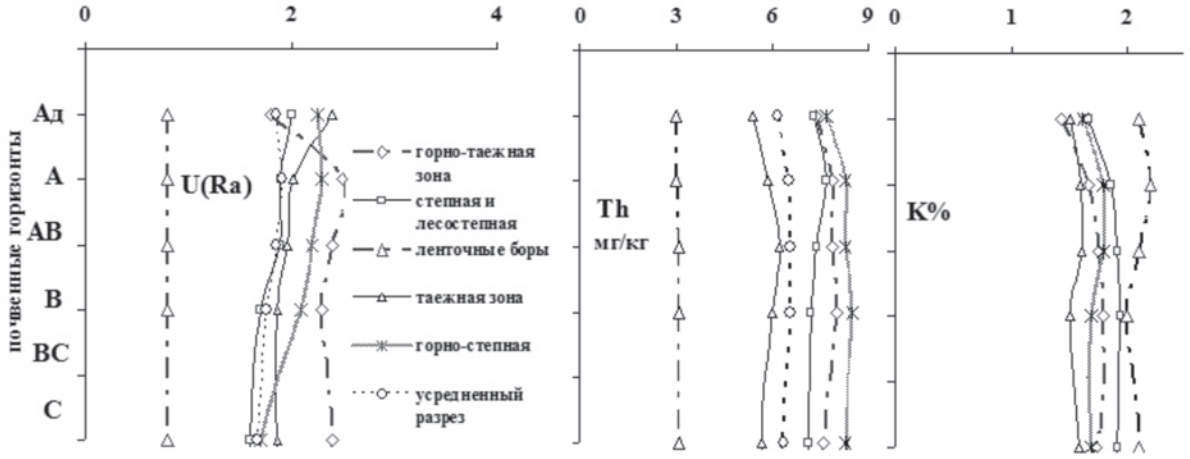



***Рис. 1.*** *Вертикальное распределение усредненных содержаний U(Ra)(мг/кг), Th(мг/кг), K(%) в почвенных профилях из различных ландшафтных зон территорий Сибири*




***Рис. 2.*** *Вертикальное распределение усредненных содержаний U(Ra)(мг/кг), Th(мг/кг), K(%) в разрезах донных осадков из различных ландшафтных зон территорий Сибири*

вом илов, в которых pH вод >8,5 уран накапливается в донных осадках. Такие физико-химические параметры воды благоприятствуют высокой подвижности уранил-карбонатных соединений натрия, которые становятся неустойчивыми при pH >9 с образованием плохо растворимых оксидов.

В терригенно-органогенных или органогенных илах, увеличение ОВ влечет за собой в некоторых случаях повышение концентрации урана в осадке. По-видимому, часть урана концентрируется ОВ за счет его адсорбции из воды и дальнейшего восстановление U(VI) до U(IV). Общеизвестно, что ОВ обогащается ураном в восстановительной обстановке при нейтральном или слабощелочном pH [5, 8 и др.].

В вертикальном распределении ЕРН в почвенных профилях, разрезах донных осадков в зависимости от расположения озерной системы в той или иной ландшафтной зоне, не выявлено какой-либо закономерности. На представительном материале в почвенных разрезах для разных ландшафтных зон устанавливается достаточно однообразное распределение по профилям содержаний естественных радионуклидов и их отношений в почвах разного типа (рис. 1). Наиболее однородными почвообразующими породами являются суглинистые отложения [1, 7].

Распределение ЕРН по глубине ДО озер также довольно однородно на протяжении всего исследуемого временного интервала (около 300 лет) для большинства ландшафтных зон, за исключением таежной и степной (рис. 2).

Для выяснения генезиса накопления урана в ДО различных типов из разных ландшафтных зон проведено сопоставление распределения по вертикальным кернам величин Th/U, Al/Ca отношений и количества (%) органического вещества от общей массы осадка. Al/Ca отношение отражает количество терригенной и аутигенной фракций, так как в минеральном составе ДО исследуемых озер различных ландшафтных зон преобладают кварц, кпш, плагиоклазы (альбит, олигоклаз, андезин), слюды, карбонаты (рис. 3) [3].

Установлены общие и специфические особенности в распределении Th/U по керну ДО, связанные, в основном, с накоплением урана (рис. 2).

Для лесотундрового ландшафта выявлена прямая корреляционная связь между увеличением содержания урана и количеством ОВ. В лесостепной и таежной зонах эта взаимосвязь также прослеживается, но выражена менее четко. В степном ландшафте отмечается взаимосвязь между увеличением количества карбонатов в осадке с увеличением концентраций урана.

Скорости осадкообразования в ДО озер различных ландшафтных зон Зап. Сибири оценены на основе использования распределения величин $^{210}$Pb и $^{137}$Cs [2]. Впервые проведено сопоставление скоростей осадконакопления в озерах, расположенных на небольшой территории при единстве ландшафтно-климатических, геолого-геохимических условий. Построены графики вертикального распределения концентрации $^{137}$Cs и $^{210}$Pb в разрезах ДО 42 озер различных ландшафтных зон Си-

*Таблица 2. Средние содержания ЕРН, Si, Ca, Al в донных осадках озер различных типов*

| Минеральный тип осадка | Th (мг/кг) | U (мг/кг) | Th/U | K % | Si % | Ca% | Al % |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Терригенный (зольность >80%) | 6,3 | 2,3 | 2,7 | 1,8 | 25 | 14 | 7 |
| Органогенный (зольность <20%) | 2,6 | 1,4 | 1,9 | 0,4 | 2 | 1 | 1 |
| Карбонатный (карбонатов >80%) | 1,6 | 6,1 | 0,3 | 0,6 | 2 | 20 | 1 |
| Терригенно-органогенный | 6,0 | 3,7 | 1,6 | 1,3 | 19 | 1 | 4 |
| Терригенно-карбонатный | 4,3 | 5,7 | 0,8 | 1,3 | 20 | 6 | 4 |
| Терригенно-орг-карбонатный | 3,0 | 2,0 | 1,5 | 0,8 | 13 | 8 | 2 |

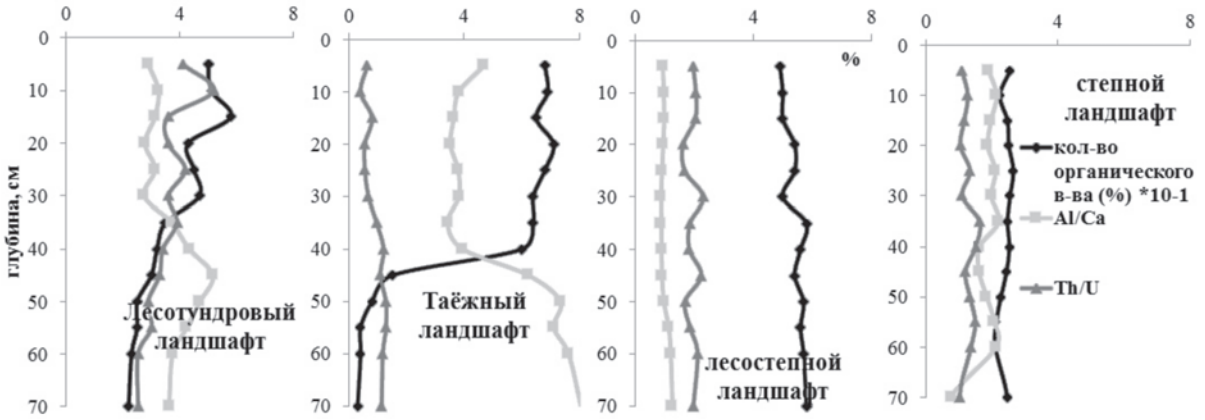



***Рис. 3.*** *Вертикальное распределение усредненных величин Th/U, Al/Ca и количества органического вещества в (%) от общей массы осадка по глубине керна донных отложений из различных ландшафтных зон Сибири*

бири. Оценки скоростей ненарушенной седиментации в пределах последних 100 лет, рассчитанные по модели постоянного потока (CF) по $^{210}$Pb, приблизительно соответствуют датам, полученным простой экстраполяцией по $^{137}$Cs. С учетом сделанных допущений, можно считать, что линейная скорость накопления осадков в их естественном залегании варьирует в озерах в различных ландшафтных зонах Сибири: в таежном, лесотундровом ландшафте 1,5–2,5 мм/год, в предгорно-таежном 2–3 мм/год, в предгорно-степном, лесостепном, степном 3,0–4,5 мм/год.

В пределах отдельной системы компактно расположенных озер, скорость осадкообразования от озера к озеру изменяется в тех же пределах, что для ландшафтной зоны. Например, в пределах Барабинской системы (лесостепь) – от 3,5 (Кайлы) до 4,5 мм/год (Ярголь); в р-не п. Сывдарма (лесотундра) – от 1,8 (Ханыто) до 2,5 мм/год (Голубичное).

Обобщая полученные результаты по распределению ЕРН в ДО озерных систем можно утверждать, что концентрации ЕРН в ДО отдельно взятого озера наследуют радиогеохимические особенности почв, а, следовательно, и вмещающих пород областей сноса. Выявлены вариации значений ЕРН в ДО озер и в почвах их водосборных площадей как в пределах одного ландшафта, так и между ландшафтными зонами при средних содержаниях по всем озерным системам: U (мг/кг) – донный осадок – 2,9 почва – 1,9; Th (мг/кг) – донный осадок – 5,6 почва – 6,5; K (%) – донный осадок – 1,4 почва – 1,7. Пониженные содержания тория, урана, калия в ДО озер и почвах для некоторых ландшафтных зон, связаны с разубоживанием исследуемых осадков и почв кремнеземом (кварцевым песком).

Исходя из распределения ЕРН в ДО озер с учетом минерального типа осадка и общей минерализации воды, можно утверждать, что терригенные илы наиболее четко наследуют их содержания в почвах и почвообразующих породах, и в наибольшей степени соответствуют значениям содержаний ЕРН в верхней континентальной коре. Карбонатные и органогенные илы бедны торием, калием и иногда ураном, но в определенных условиях происходит избирательное накопление урана.

Вариации значений активностей ЕРН донных осадков в различных ландшафтных зонах весьма незначительны по глубине керна, а также в пределах акватории одного озера. Чаще всего характер распределения меняется по разрезу незакономерно в пределах интервала 25% от среднего значения. Исключение – вертикальное распределение урана в донных отложениях озер, особенно из таежной и степной зон.

*Работа выполнена при финансовой поддержки госконтракта и гранта РФФИ № 16–05–00132.*

***Литература***

1. *Gavshin, V.M. Natural Radioactivity. Sedimentary Rocks. – Novosibirsk : Nauka, 1990.*
2. *$^{137}$Cs and $^{210}$Pb in lacustrine sediments of Stepnoi Altai as indicators of the dynamics of man-induced changes in geochemical background throughout the 20th century / V.M. Gavshin, N.L. Shcherbov, M.S. Mel'gunov et al. // Geologiya i Geofizika (Russian Geology and Geophysics). – 1999. – [Vol.] 40 (9). – P. 1331–1341 (1308–1319).*
3. *Lisitzin A.P.* The modern ideas of *sediment* formation in oceans and the seas. The ocean as the natural recorder of interaction of geospheres of Earth // World ocean. Vol. II. Physics, Chemistry and Biology of the Ocean. *Sediment* Formation in the Ocean and Interaction of Geospheres of the Earth. – M. : Scientific world, 2014. – 334–549 p.
4. *Draft of standards of admissible influence for a river basin Ob. Book 2. Explanatory note. – Ekaterenburg, 2012. – 206 p.*
5. *Rikhvanov L.P. Radioelements in a surrounding medium and radioecology problems: manual. – Tomsk : STT, 2009. – 430 p.*
6. *Strakhovenko V.D., Taran O.P., Ermolaeva N.I. Geochemical characteristics of the sapropel sediments of small lakes in the Ob'–Irtysh interfluve // Russian Geology and Geophysics. – 2014. – [Vol.] 55. – P. 1160–1169*
7. *The regularities of distribution of radionuclides and rare-earth elements in bottom sediments of Siberian lakes / V.D. Strakhovenko, B.L. Shcherbov, I.N. Malikova et al. // Russian Geology and Geophysics. – 2010. – [Vol.] 51. – P. 1167–1178*
8. *Titaeva N.A. Nuclear Geochemistry, – Moscow : Izd. Moskovskogo Universiteta, 2000.*
9. *Yaroshevsky A.A The problem of modern geochemistry : abstracts of lectures. – Novosibirsk : Novosib. State. Univ, 2004. – 194 p.*

# ОПРЕДЕЛЕНИЕ УРАНА, ТОРИЯ, СКАНДИЯ И НЕКОТОРЫХ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ДВАДЦАТИ ЧЕТЫРЕХ СТАНДАРТНЫХ ОБРАЗЦАХ СРАВНЕНИЯ ИНСТРУМЕНТАЛЬНЫМ НЕЙТРОННО-АКТИВАЦИОННЫМ МЕТОДОМ

А.Ф. Судыко

Томский политехнический университет, Томск, Россия, sudykoAF@yandex.ru

# DETERMINATION OF URANIUM, THORIUM, SCANDIUM AND SOME RARE EARTH ELEMENTS IN TWENTY FOUR STANDARDS REFERENCE MATERIALS BY INSTRUMENTAL NEUTRON ACTIVATION ANALYSIS

A.F. Sudyko

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

An instrumental neutron activation analysis technique has been developed for simultaneous determination of uranium, thorium, scandium and 8 rare earth elements in 23 geologica, vegitation and other materials. The samples were irradiated with reactor neutrons for 3 to 18 hours followed by cooling 7 day to 3 weeks. The gamma-ray activate was measured with Ge-detector. The technique is relatively simple and adaptable on the routine basis.

Инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА) был применен для анализа группы редкоземельных элементов, урана, тория и скандия. Благодаря своим уникальным химическим свойствам эти элементы могут использоваться в поисковой геохимии и геохимических исследованиях, при изучении живого вещества, геоэкологии, других научных направлениях.

Такие изучения требуют простого и точного аналитического метода для одновременного определения обозначенных элементов в большом числе образцов.

В настоящее время для анализа различных природных объектов наряду с классическими методами аналитической химии используются такие ядерно-физические методы как атомно-абсорбционная спектрометрия, рентгено-флуоресцентный анализ, атомная эмиссионная спектрометрия с индуктивно связанной плазмой, масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой, синхротронное излучение, нейтронно-активационный анализ и другие. Сравнительный анализ показывает, что радиофизические метода признаны наиболее чувствительными [8, 10].

Нейтронно-активационный анализ один из предпочтительных методов так как позволяет получать одновременно информацию по большому числу элементов. К тому же редкоземельные элементы, а также уран, торий и скандий обладают высокой активационной способностью, поэтому чувствительность нейтронно-активационного метода определения большинства этих элементов на порядок ниже их кларков в любых горных породах [7].

ИНАА позволяет проводить исследование материала без его разрушения, чем избегается трудоемкое и времязатратное растворение и этапы химического разделения. Помехи от матричных или других элементов могут быть исключены или значительно нивелированы варьированием продолжительностями облучения и охлаждения.

Настоящая методика ИНАА на примере изучения двадцати четырех стандартных образцов, представляющих магматические, метаморфические, современные горные породы, техногенные объекты и растительные материалы (табл. 1) на La, Ce, Nd, Eu, Sm, Tb, Yb, Lu, Sc, U и Th предназначена для массовых анализов большого количества проб.

Количественная привязка для определения указанных элементов осуществлялась по наиболее полно и качественно аттестованным стандартным образцам AGV-1 (андезит, США) и IAEA SD-M-2/TM (морские отложения, МАГАТЭ, Австрия) (“опорные стандарты”) [11, 12].

Исследуемые стандартные материалы в зависимости от их активируемости и истертости, в соответствии с паспортными рекомендациями, гарантирующими однородность состава, взвешивались по 100–300 мг. Приготавливалось по шесть параллельных навесок для каждого образца, из растительных материалов изготавливались таблетки.

Образцы заворачивались в приготовленную алюминиевую фольгу. В контейнер для облучения помещалось двадцать образцов и эталоны. Облучение проводилось на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т ФТИ Томского политехнического университета в постоянном вертикальном канале тепловыми нейтронами с интегральной дозой ($2 \cdot 10^{17}$–$1{,}5 \cdot 10^{18}$) н/см$^2$. Облучением цинка в качестве монитора потока было установлено, что нейтронный поток по высоте наполнения пенала равномерен. Продолжительность выдержки после облучения (“охлаждение”) – 5–8 дней при определении U, La, Sm, Yb, и Lu, и, 17–22 дня – для Ce, Nd, Eu, Tb, Sc и Th.

Регистрация гамма-излучения проводилась на детекторе из сверхчистого германия GX3518, рабочий диаметр 58,5 мм, высота 59 мм (Canberra Inc.), сопряженным с зарядочувствительным предусилителем (модель 2002 CSL) и спектрометрическим усилителем (модель 2022). Источники высокого и низкого напряжения – модель 3106D и модель 1000, соответственно. Многоканальный анализатор амплитуд импульсов в стандарте NIM “Multiport II” при поддержке программного обеспечения Genie-2000, модель S501 v3.1, проводит калибровку спектра по энергии, поиск пиков и расчет их площади, а также величину фона под пиками, ширину пиков и погрешность. Идентификация радионуклидов,

привязка к эталонам, расчет содержаний заданного набора элементов производится по разработанной в лаборатории специальной программы ЛЯГИ 2012 v1,0 LIFE [4].

Используемая измерительная система имела полное энергетическое разрешение 1,8 кэВ по линии 1332,5 кэВ $^{60}$Co, отношение пик/фон – 63 при относительной эффективности 35%.

Ступенчатое устройство по смене геометрий дает возможность измерять образцы на различных расстояниях от детектора, что позволяло проводить исследования при близких загрузках. При поддержке загрузки по “мертвому” времени в диапазоне 15–20% погрешность за счет потерь в спектрометрическом тракте менее двух процентов.

Предварительные исследования позволили определить оптимальные времена облучения и охлаждения, исходя из возможностей используемого оборудования определить аналитические гамма-линии изучаемых элементов, когда влияние мешающих фотопиков минимально. В таблице 2 представлены определяемые элементы и используемые для этого радиоизотопы, их основные и дополнительные наиболее интенсивные гамма-линии [1, 2].

***Лантан.*** Для определения лантана использовался свободный от интерференций фотопик $^{140}$La 1596,2 кэВ. Определению по энергии 328,3 кэВ может мешать $^{194}$Ir с энергией 328,4 кэВ, а по энергии 487,0 кэВ – $^{131}$Ba, 486,5 кэВ. Возможная помеха в определении лантана в объектах, содержащих повышенный уран от $^{140}$La – продукта деления урана по реакции $^{235}$U(n,f)$^{140}$Ba($^{140}$La), $^{130}$Te, $^{132}$Xe и др. Вклад этой реакции контролируется облучением чистого урана, измерением интенсивности по линии 1596,2 кэВ и введени-

*Таблица 1. Используемые для исследования стандартные образцы [3, 9]*

| № п/п | Шифр стандартного образца | Состав | Производитель |
|---|---|---|---|
| 1 | JR-1 | Риолит | Япония, Геологическая служба |
| 2 | JR-2 | Риолит | |
| 3 | JG-2 | Гранит | |
| 4 | JG-3 | Гранодиорит | |
| 5 | IAEA-356 | Загрязненные морские отложения | Австрия, Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ) |
| 6 | SD-M-2/TM | Морские отложения | |
| 7 | СГД-1А | Габбро-эксекситовое | Россия, Институт геохимии РАН (г. Красноярск) |
| 8 | ССВ-1 | Святоносит | |
| 9 | СГ-4 | Субщелочной гранит | |
| 10 | ССн-1 | Сыннырит | |
| 11 | СЛг-1 | Черный сланец (Руда сухого лога) | |
| 12 | ГБПг-1 | Гранат-биотитовый плагиогнейс | |
| 13 | БИЛ-1 | Байкальский ил | |
| 14 | БИЛ-2 | Донные отложения о.Байкал | |
| 15 | ЗУК-1 | Зола угля | |
| 16 | ЗУК-2 | Зола угля уноса КАТЭКа | |
| 17 | КМЦ-1 | Концентрат магнитных ценосфер | |
| 18 | КМЦ-2 | Концентрат магнитных ценосфер | |
| 19 | КММ-1 | Концентрат магнитных микросфер | |
| 20 | ЛБ-1 | Лист березы | |
| 21 | Тр 1 | Травосмесь | |
| 22 | ЭК-1 | Элодея канадская | |
| 23 | ОСВБ-1 | Сухой остаток воды озера Байкал | |
| 24 | ХСС-1 | Хвоя сосны сибирской | |

Примечание: стандартные образцы ОСВБ-1 и ХСС-1 находятся в стадии обработки и накопления данных.

*Таблица 2. Ядерные данные для редкоземельных элементов, скандия, урана и тория*

| Стабильный изотоп (природное содерж., %) | Сечение активации, барн | Полученный радиоизотоп (период полураспада) | Используемый фотопик (выход гамма-линии, %) | Дополнительные фотопики (выход гамма-линии, %) |
|---|---|---|---|---|
| $^{139}$La (99,8) | 12 | $^{140}$La (1,68 сут.) | 1596,2(96) | 328,7(21); 487,0(48); 815,7 (23) |
| $^{140}$Ce (88,5) | 0,31 | $^{141}$Ce (32,5 сут.) | 145,4 (48) | – |
| $^{146}$Nd (17,2) | 1,8 | $^{147}$Nd (11,0 сут.) | 531,0 (12) | 91,1 (28); 319,4 (2) |
| $^{151}$Eu (47,8) | 7200 | $^{152}$Eu (12,7 лет) | 1408,1 (23) | 121,8 (28); 344,3 (24); 779,1 (14) |
| $^{152}$Sm (26,7) | 140 | $^{153}$Sm (1,96 сут.) | 103,2 (28) | 69,7(5,4) |
| $^{159}$Tb (100) | 220 | $^{160}$Tb (72,1 сут.) | 879,4 (32) | 298,6 (26); 962,3 (13); 966,2 (28); 1177,9 (17) |
| $^{174}$Yb (31,6) | 60 | $^{175}$Yb (4,1 сут.) | 396,1 (8,4) | 282,6 (5,2) |
| $^{176}$Lu (2,59) | 4000 | $^{177}$Lu (6,74 сут.) | 208,4 (100) | 113,0 (51) |
| $^{45}$Sc (100) | 12 | $^{46}$Sc (83,9 сут.) | 889,2 (100) | 1120,5 (100) |
| $^{238}$U (99,3) | 2,74 | $^{239}$Np (2,36 сут.) | 228,2 (10,8) | 106,1 (22,9); 277,6 (14,2) |
| $^{232}$Th (100) | 7,33 | $^{233}$Pa (27,0 сут.) | 311,9 (38,6) | 86,6 (1,86); 300,1 (6,6) |

*Таблица 3. Результаты определения содержания элементов в стандартных образцах, n·10–4%*

| | La | Ce | Nd | Eu | Sm | Tb | Yb | Lu | Sc | U | Th |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| JR-1 | 19,7±1,7(1) | 47,2±4,3 | 23,3±2,8 | 0,30±0,09 | 6,03±0,81 | 1,01±0,20 | 4,55±0,46 | 0,71±0,08 | 5,07±0,54 | *8,88±1,32* | 26,7±1,32 |
| | **19,8±0,2(2)** | **50,8±0,7** | **25,6±3,5** | **0,34±0,03** | **5,80±0,08** | **1,07±0,03** | **4,32±0,02** | **0,69±0,02** | **5,40±0,09** | ***9,11±0,38*** | **27,9±0,38** |
| JR-2 | 16,3±2,3 | 38,8±5,1 | 20,4±3,4 | 0,14±0,06 | 5,63±0,62 | 1,10±0,19 | 5,33±0,65 | 0,88±0,09 | 5,59±1,22 | 10,9±1,4 | 31,4±5,6 |
| | **14,9±0,4** | **39,8±0,9** | **20,3±2,7** | **0,18±0,02** | **5,35±0,15** | **1,10±0,03** | **4,85±0,06** | **0,80±0,01** | **5,50±0,09** | **10,8±0,5** | **31,9±0,9** |
| JG-2 | 19,9±2,6 | 48,3±5,3 | 26,4±5,2 | 0,10±0,04 | 7,78±1,10 | 1,62±0,32 | 6,85±2,15 | 1,22±0,14 | 2,42±0,42 | 11,3±1,6 | 31,6±2,7 |
| | **19,6±1,8** | **52,2±5,1** | **26,7±2,9** | **0,12±0,01** | **7,93±0,55** | **1,89±0,07** | **7,33±0,33** | **1,17±0,05** | **2,40±0,04** | **12,0±0,4** | **36,2±1,4** |
| JG-3 | 20,6±2,2 | 40,3±4,8 | 17,2±1,8 | 0,90±0,08 | 3,39±0,44 | 0,46±0,05 | 1,77±0,35 | 0,26±0,05 | 8,76±0,55 | 2,21±0,41 | 8,28±0,65 |
| | **19,4±1,4** | **41,1±2,2** | **15,3±2,8** | **0,91±0,02** | **3,30±0,08** | **0,44±0,01** | **1,56±0,06** | **0,26±0,01** | **8,70±0,12** | **2,57±0,23** | **7,97±0,36** |
| IAEA-356 | 19,3(B)(3) | 41,5(B) | –(5) | 0,73(C) | 3,5(C) | – | – | – | 6,9(B) | 3,2(B) | 6,64(B) |
| | 15,9–20,6(4) | 38,3–49,8 | – | 0,63–0,86 | 3,40–3,83 | – | – | – | 6,75–9,94 | 2,40–3,50 | 6,24–6,92 |
| | **19,6±0,9** | **39,8±1,9** | **19,1±1,9** | **0,74±0,03** | **3,33±0,32** | **0,50±0,02** | **1,26±0,10** | **0,19±0,05** | **7,38±0,16** | **3,44±0,20** | **6,48±0,34** |
| SD-M-2/TM | 26,2(A) | 54,3(A) | 24,6(B) | 0,85(A) | 4,27(B) | 0,52(B) | 1,62(A) | 0,243(A) | 10,3(A) | 2,49(A) | 8,15(B) |
| | 24,0–28,4 | 47,2–55,8 | 18,9–39,4 | 0,79–1,19 | 3,28–4,90 | 0,48–0,58 | 1,41–1,92 | 0,186–0,32 | 9,9–11,4 | 1,44–3,9 | 7,20–9,10 |
| | **24,9±0,7** | **52,4±1,4** | **26,5±4,0** | **0,96±0,07** | **5,50±0,15** | **0,50±0,06** | **1,75±0,04** | **0,254±0,01** | **11,0±0,2** | **2,69±0,17** | **8,69±0,30** |
| ССВ-1 | 108±17 | 219±34 | 02±201 | 4,5±,8 | 16±3 | (1,7)(6) | 2,3±0,4 | 0,33±0,06 | 4,0±0,7 | (2) | (12) |
| | **114±4** | **233,9±9,1** | **117,9±7,1** | **4,67±0,12** | **17,7±0,9** | **1,31±0,07** | **2,1±0,1** | **0,25±0,01** | **3,03±0,09** | **2,3±0,2** | **9,2±0,3** |
| СГД-1А | 80±20 | 150±10 | 70±10 | 5±1 | 17±1 | 1,4±0,2 | 2,9±0,5 | (0,3) | 27±3 | 2,0±0,5 | 9±1 |
| | **78,8±1,1** | **159,7±2,5** | **73,6±5,5** | **4,42±0,06** | **16,8±0,5** | **1,4±0,1** | **1,8±0,1** | **0,24±0,01** | **24,0±0,3** | **2,1±0,3** | **7,7±0,5** |
| СГ-4 | 91±7 | 177±27 | 84±14 | 0,64±0,06 | 19±3 | 2,5±0,3 | 7,4±1,4 | 1,3±0,3 | 1,9±0,4 | 6,8±0,9 | 20±3 |
| | **87,5±2,7** | **184,5±5,1** | **–(7)** | **0,60±0,04** | **18,3±0,5** | **2,42±0,13** | **9,85±0,35** | **1,30±0,01** | **1,69±0,04** | **7,77±0,71** | **18,8±0,5** |
| ССн-1 | 6,8±0,9 | 12,3±1,4 | 4,7±0,7 | 0,22±0,04 | 0,84±0,16 | 0,07±0,01 | 0,08±0,01 | (0,012) | (0,46) | (0,07) | 0,31±0,05 |
| | **6,78±0,16** | **11,4±0,4** | **–** | **0,23±0,02** | **0,98±0,07** | **0,07±0,02** | **0,11±0,01** | **0,019±0,002** | **0,48±0,01** | **–** | **0,30±0,03** |
| ГБПг-1 | 53±8 | 104±11 | 43,8±7,3 | 1,8±0,2 | 6,9±0,7 | 0,6±0,1 | 2,02±0,24 | 0,31±0,05 | 14,3±2,2 | 0,8±0,1 | 11,3±1,5 |
| | **51,6±1,9** | **100,4±3,1** | **41,8±5,3** | **1,9±0,1** | **6,8±0,1** | **0,65±0,02** | **2,4±0,6** | **0,33±0,07** | **14,5±0,2** | **1,12±0,43** | **11,2±0,4** |
| СЛг-1 | 28±5 | 53±8 | 25±4 | 1,2±0,2 | 5,4±0,8 | (0,74) | 2,7±0,4 | 0,40±0,07 | 20±3 | 1,65±0,23 | 7,1±1,5 |
| | **28,3±1,3** | **55,8±2,5** | **22,8±4,3** | **1,51±0,1** | **5,8±0,9** | **0,86±0,04** | **3,0±0,4** | **0,47±0,05** | **21,0±0,5** | **1,69±0,27** | **7,3±0,5** |
| БИЛ-1 | 45±6 | 80±5 | 39±5 | 1,4±0,2 | 7±1 | 0,9±0,1 | 2,9±0,4 | 0,40±0,05 | 13±2 | 12,0±1,1 | 12,7±1,3 |
| | **43,2±0,8** | **71,1±3,6** | **38,4±2,2** | **1,35±0,04** | **7,0±0,2** | **0,89±0,06** | **2,68±0,10** | **0,40±0,01** | **12,6±0,26** | **11,2±0,7** | **14,9±2,1** |
| БИЛ-2 | 19±3 | (41) | (21) | (1,4) | (4,3) | – | 2,7±0,5 | (0,41) | 19±3 | (3) | (4,8) |
| | **18±4** | **36±7** | **16±9** | **1,1±0,5** | **5,0±0,7** | **0,6±0,1** | **3,2±0,8** | **0,40±0,05** | **18±2** | **2,5±0,7** | **5,2±0,6** |
| ЗУК-1 | 20±3 | 38±5 | 20±3 | 0,9±0,1 | 4,1±0,5 | 0,68±0,12 | 2,6±0,3 | 0,40±0,05 | 11±1 | 3,3±0,4 | 5,8±1,0 |
| | **18,9±0,6** | **39,1±1,2** | **26,1±4,2** | **0,86±0,06** | **5,3±0,9** | **0,66±0,03** | **2,4±0,1** | **0,31±0,05** | **11,1±0,3** | **3,46±0,3** | **5,58±0,23** |
| ЗУК-2 | 20±2 | 37±5 | 17±1 | (0,8±0,2) | 3,2±0,2 | 0,45±0,06 | 1,5±0,2 | 0,26±0,02 | 8,6±0,9 | 3,1±0,4 | 7,0±0,9 |
| | **20,8±0,6** | **39,5±1,9** | **19,7±0,8** | **0,69±0,02** | **3,28±0,11** | **0,46±0,04** | **1,64±0,09** | **0,26±0,01** | **8,94±0,22** | **2,86±0,2** | **6,96±0,54** |

| | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| КМЦ-1 | 60±6 | 115±10 | 48±3 | 1,5±0,2 | 8,4±0,9 | (1,1±0,3) | 3,5±0,4 | 0,56±0,07 | 13±2 | 4,3±0,6 | 19±2 |
| | **70,4±1,2** | **123,0±1,3** | – | **1,53±0,05** | **9,4±0,5** | **1,04±0,05** | **3,43±0,19** | **0,59±0,03** | **13,7±0,84** | **4,35±0,37** | **19,0±0,2** |
| КМЦ-2 | 46±4 | 89±6 | 39±2 | 1,4±0,2 | 7,2±0,6 | 0,92±0,18 | 3,3±0,4 | 0,53±0,07 | 15±2 | 4,6±0,4 | 14±2 |
| | **45,8±0,7** | **88,7±1,2** | – | **1,43±0,05** | **8,04±0,21** | **0,89±0,05** | **3,08±0,13** | **0,46±0,03** | **14,7±0,1** | **4,38±0,31** | **14,1±0,2** |
| КММ-1 | 5,7±0,8 | 11±1 | (5,3) | (0,5) | 1,0±0,2 | (0,16) | 0,50±0,08 | 0,10±0,01 | 2,5±0,5 | (1,0) | 1,4±0,3 |
| | **6,4±0,3** | **9±3** | – | **0,46±0,18** | **1,48±0,06** | – | **0,56±0,09** | **0,09±0,03** | **3,28±0,06** | **1,2±0,4** | **1,63±0,12** |
| ЛБ-1 | 0,82±0,09 | 1,5±0,12 | 0,69±0,06 | 0,026±0,005 | 0,132±0,015 | 0,022±0,003 | 0,074±0,007 | 0,011±0,001 | 0,3±0,04 | 0,082±0,012 | 0,22±0,03 |
| | **0,68±0,08** | **1,49±0,05** | **1,67±0,03** | **0,023±0,004** | **0,139±0,019** | **0,020±0,004** | **0,074±0,004** | **0,010±0,001** | **0,24±0,02** | **0,080±0,026** | **0,19±0,02** |
| Тр-1 | 0,26±0,09 | 0,50±0,05 | 0,22±0,02 | 0,0095±0,001 | 0,041±0,003 | (0,01) | 0,018±0,002 | (0,0029) | 0,082±0,008 | (0,017) | 0,055±0,005 |
| | **0,30±0,06** | **0,60±0,09** | – | **0,007±0,002** | **0,060±0,011** | – | **0,025±0,005** | – | **0,096±0,005** | **0,010±0,005** | **0,053±0,004** |
| Эк-1 | 2,05±0,14 | 3,40±0,30 | 1,59±0,17 | 0,047±0,008 | 0,31±0,03 | 0,041±0,005 | 0,074±0,006 | 0,019±0,003 | 0,38±0,02 | 1,4±0,1 | 0,40±0,03 |
| | **2,03±0,16** | **3,69±0,21** | **1,2±0,3** | **0,049±0,005** | **0,33±0,03** | **0,050±0,007** | **0,071±0,030** | **0,015±0,004** | **0,41±0,02** | **1,30±0,09** | **0,40±0,01** |
| ОСВБ-1[8] | **0,42±0,05** | **0,93±0,10** | – | – | **0,27±0,07** | – | – | – | **0,093±0,010** | **5,12±0,30** | **0,094±0,005** |
| ХСС-1 | **0,085±0,003** | **0,169±0,004** | – | **0,0028±0,0002** | **0,0134±0,0009** | – | **0,0060±0,0012** | **0,0010±0,0001** | **0,0308±0,0008** | – | **0,0205±0,0014** |

Примечание: [1] – паспортные данные; [2] – результаты ИНАА; [3] – паспортные данные с указанием категории точности; [4] – смещенный доверительный интервал; [5] – нет данных; [6] – предварительные данные; [7] – определения не проводились; [8] - стандартный образец находится в стадии разработки и накопления данных.

ем поправки. Значимость поправки зависит от продолжительности охлаждения. Предел определения, вычисленный по критерию 3(B)S, (где B – количество зарегистрированных импульсов под аналитическим пиком) для различных типов исследуемых объектов составляет 0,05–0,09, а для растительных материалов (РМ) – 0,005 г/т.

***Церий.*** Анализ проводился по фотопику $^{141}$Ce 145,4 кэВ. Единственная помеха – уран. Вычисленный вклад осколочного церия-141 составляет 0,32 г/т Ce на 1 г/т U в анализируемой пробе. Предел определения 0,5–0,9 г/т, для РМ – 0,06 г/т.

Неодим. Определение неодима проводилось по линии от $^{147}$Nd с энергией 531,0 кэВ. Интенсивный пик с энергией 91,1 кэВ не используется, так как он не разрешается от пиков $^{131}$Ba (92,3 кэВ), $^{175}$Hf (89,4 кэВ) и осколочного $^{147}$Nd (91,1 кэВ). Основная помеха при определении по линии 319,4 кэВ – это хром ($^{51}$Cr, энергия 320,1 кэВ).

Повышенное содержание урана может исказить результаты в определении неодима. Вклад помехи составляет 0,21 г/т неодима на 1 г/т урана в пробе. Предел определения 4–7, для РМ – 0,2 г/т.

***Европий.*** Радиоизотоп $^{152}$Eu имеет большое число фотопиков. Для определения европия могут использоваться свободные от помех гамма-линии 121,8; 779,1 В и 1408,1 кэВ. Определению по линии 344,3 кэВ может мешать радиоизотоп $^{175}$Hf с энергией 343,4 кэВ в случае его повышенного содержания. Предел определения 0,10–0,15 г/т, для растительных материалов предел определения – 0,005 г/т.

**Самарий.** Использовался аналитический изотоп $^{153}$Sm с энергией 103,2 кэВ. Определению может мешать присутствие в пробе урана. Продукт его активации $^{239}$Np дает неразрешаемую линию 103,7 кэВ. Поправка на вклад производилась облучением чистого элемента урана и учетом отношений интенсивностей пиков радиоизотопа $^{239}$Np 106,1/103,7; 228,2/103,7; 277,6/103,7. Предел определения в заданных условиях по различным объектам 0,01–0,05 г/т, для РМ – 0,001 г/т.

***Тербий.*** Тербий имеет достаточное количество аналитических линий. Наиболее подходящие для определения являются 298,6; 879,3 и 1177,9 кэВ. Из них чаще всего при исследованиях нами использовалась наиболее интенсивная аналитическая линия 879,3 кэВ. Линия 298,6 кэВ используется редко, в случаях высокого содержания скандия, либо железа и кобальта, когда под пиком 879,3 кэВ высокий комптоновский фон. Предел определения составляет 0,1–0,2 г/т, 0,01 г/т для РМ.

***Иттербий.*** Определение проводилось по изотопу $^{175}$Yb. По своим ядерно-физическим характеристикам он предпочтителен другому радиоизотопу $^{169}$Yb. В качестве аналитической использовалась гамма-линия 396,1 кэВ. Предел определения 0,07–0,09, для исследованных растительных материалов – 0,008 г/т.

***Лютеций.*** Высокоинтенсивный пик 208,4 кэВ от $^{177}$Lu использовался для определения лютеция. В образцах с низким содержанием урана этот пик при помощи программы обработки пиков разрешается от пика 209,8 кэВ от $^{239}$Np. В случаях высокого содержания урана (особен-

но, когда интенсивность пика от нептуния-239 на порядок превышает интенсивность пика лютеция-1770 происходит полное наложение пиков друг на друга. В этом случае вклад $^{239}$Np определялся с использованием энергии 228,2 кэВ и вычислением его из комбинированного пика. Предел определения составил 0,01–0,02 г/т. Предел определения для РМ – 0,001 г/т.

***Скандий.*** Определение проводилось по изотопу $^{46}$Sc, линия 889,2 кэВ. Хотя она и находится на склоне комптоновского фона, она наиболее благоприятна для определения скандия, так как на второй интенсивный пик 1120,5 кэВ оказывает влияние трудноразрешимый пик от $^{182}$Ta, E=1124,3 кэВ. Предел определения для рассматриваемых объектов 0,01–0,03, для РМ – 0,001 г/т.

***Уран.*** Определение этого элемента в объектах различного состава подробно описывалось ранее [5, 6]. Как и прежде исследования проводились по линии $^{239}$Np 228,2 кэВ. Однако здесь необходимо учитывать влияние тантала-182. Его линия с энергией 229,3 кэВ не разрешается с линией определения урана. Облучение чистого элемента тантала, и зная соотношение различных фотопиков $^{182}$Ta, позволило вводить эффективную поправку. Предел определения 0,1–0,3 г/т, для РМ – 0,02 г/т.

***Торий.*** Определение проводилось по линии 311,9 кэВ от продукта активации тория $^{233}$Pa. Помехи от мешающих радиоизотопов несущественны. Предел определения 0,09–0,10 г/т и 0,01 г/т для РМ.

Результаты исследования стандартных образцов (табл. 1) представлены в таблице 3.

Сравнение данных инструментального нейтронно-активационного анализа с аттестованными содержаниями элементов в стандартных образцах показывает их совпадение в пределах стандартного отклонения практически для всех определяемых элементов. Это подтверждает высокую точность полученных результатов и правильность методики ИНАА.

Таким образом, метод ИНАА, разработанный для одновременного определения восьми редкоземельных элементов, скандия, урана и тория относительно прост и точен при минимальных трудозатратах. Методика может быть эффективно использована для массового анализа большого числа образцов, встречающихся в разведке руд, геохимических исследованиях, геоэкологии и других областях деятельности человека.

***Литература***


1. *Меднис И.В. Справочные таблицы для нейтронно-активационного анализа. – Рига : Зинатне, 1974. – 412 с.*
2. *Меднис И.В. Гамма-излучение радионуклидов, применяемых в нейтронно-активационном анализе : справочник. – Рига : Зинатне, 1987. – 212 с.*
3. *Каталог стандартных образцов состава природных и техногенных сред [Электронный ресурс]. – URL: http://www.igc.irk.ru/images/Innovation/Standards...Catalog (дата обращения: 18.02.16).*
4. *Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2012661108. Лаборатория Ядерно-Геохимических Исследований 2012 v1,0 LITE/ В.В. Жуков, А.Ф. Судыко – Заявка № 2012618936; зарегистрировано 6.12.2012.*
5. *Судыко А.Ф. Определение урана и тория в природных объектах нейтронно-активационным методом // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы II Международной конференции. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С. 587–592.*
6. *Судыко А.Ф. Определение элементного состава углей и зол углей нейтронно-активационным методом // Проблемы и перспективы развития материально-сырьевой базы и предприятий ТЭК Сибири : матер. Межрегиональной научно-практической конференции. – Томск : Из-во ТПУ, 2007. – С. 293–297.*
7. *Таблица определения химических элементов методом нейтронно-активационного анализа // Изв. АН Каз.ССР. Сер.физ. и техн. наук. – 1980. – № 6. – С. 3–7.*
8. *Фронтасьева М.В. Нейтронно-активационный анализ в науках о жизни // Физика элементарных частиц и атомного ядра. – 2011. – Т. 42. – С. 636–701.*
9. *1994 recommended of preferable (with asterisks) values for major, minor and trace elements in five reference samples (in % from $SiO_2$ to T-$Fe_2O_3$ and mg/g$^{-1}$ from Ag to Zr, unless otherwise noted) / N. Imai et al. // Geostandards Newslatter. – 1995. – № 19. – P. 135–213.*
10. *Kaytipuly C.J., Westland A.D. Review of methods for the determination of lanthanides in geological samples // Talanta. – 1988. – T. 35, № 1. – P. 1–13.*
11. *Mee L.D., Oregioni B. World-wide intercomparison of trace element measurements in marine sediments SD-M-2/TM. Report №49 // International Atomic Energy Agency (IAEA). – Viena, 1991.*
12. *USGS[2010]. USGS Certificate of analysis andesite, AGV-1 (Geochemical Reference Standards) [Электронный ресурс]. – URL: http://minerals.cr.usgs.gov/geo.*

# СОДЕРЖАНИЕ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ ВОДОСБОРНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ОЗЕР ВУРСА

А.А. Сутягин, С.Г. Левина, К.В. Каблова, В.В. Дерягин, Н.С. Парфилова

Челябинский государственный педагогический университет, Челябинск, Россия, sandrey0507@mail.ru

# THE CONTENT OF ORGANIC MATTER AND THE DISTRIBUTION OF LONG-LIVED RADIONUCLIDES IN THE SOILS OF THE CATCHMENT AREAS OF LAKES EURT

A.A. Sutyagin, S.G. Levina, K.V. Kablova, V.V. Deryagin, N.S. Parfilova

Chelyabinsk State Pedagogical University

Рассмотрен современный уровень загрязнения почв водосборных территорий озер ВУРСа долгоживущими радионуклидами $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$. Описана взаимосвязь между распределением поллютантов по глубине почвенного профиля от содержания органического вещества, а также от его фракционного состава. Показано. что распределение удельной активности радионуклидов по глубине коррелирует с распределением органического вещества. Повышение доли фульвокислот способствует более глубокому проникновению радионуклидов, в то время, как повышение содержания гуминовых кислот создает барьер, ограничивающий миграцию поллютантов.

The current level of the catchment areas of lakes soil contamination EURT long-lived radionuclides $^{90}Sr$ and $^{137}Cs$. It describes the relationship between the distribution of the pollutants over the depth profile of the soil organic matter content, and also on its fractional composition. Specific activity that the distribution of radionuclides at a depth correlated with the distribution of organic matter. Increasing the proportion of fulvic acids promotes deeper penetration of radionuclides, while the increase in the content of humic acids provides a barrier limiting the migration of pollutants.

определяют их прочную сорбцию твердой фазой почвы и обеспечивают длительное из пребывание в верхнем слое, из которого возможно вымывание поллютанта в водную массу [6].

Одной из химических особенностей почв является наличие сложных органо-минеральных взаимодействий: в почвах формируются не только простые и комплексные соли, но и сложные адсорбционные комплексы, состоящие из минеральных и органических веществ [5]. При этом различающиеся по растворимости компоненты почвенного гумуса – фульвокислоты и гуминовые кислоты – выполняют противоположные геохимические функции: фульвокислоты повышают миграционную способность элементов в земной коре, а гуминовые кислоты представляют собой мощный геохимический барьер. Общеизвестно, что высокое содержание органического вещества способствует связыванию поллютантов, в результате чего максимумом удельной активности радионуклидов характеризуются, как правило, верхние гумусированные горизонты почв [1, 2]. В то же время, ряд исследований показывает, что при высоком содержании в системе фульвокислот возможно возрастание миграционной способности поллютантов. Например, при увеличении в водной массе концентрации фульвокислот, возможен выход загрязнителей из донных отложений (важнейшего депо поллютантов озерных экосистем) в водную массу [4]. В связи с этим, при изучении миграционных процессов в почвах необходимо определение не только количественного определения органического вещества, как фактора, влияющего на накопление поллютантов, но и его фракционного состава, как регулятора миграционных процессов.

В данной статье представлены данные о накоплении и распределении долгоживущих радионуклидов $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ в почвах водосборных территорий озер ВУРСа, а также о взаимосвязи распределения поллютантов с фракционным составом органического вещества почв. В качестве объектов исследования взяты приозерные территории водоемов, расположенных на территории Челябинской области на различном удалении от источника эмиссии (ПО “Маяк”), в зависимости от которого они разделены на три группы (в скобках указаны расстояния от источника): 1) ближняя зона: Кожакуль, Малые Кирпичики (19 км); 2) средняя зона: Большой Игиш (60 км); 3) дальняя зона: Шаблиш, Травяное (80 км) [3].

Определение места закладки почвенных разрезов основывалось на вычленении элювиальных и супераквальных позиций ландшафта. Разрезы элювиальных позиций закладывались на плакоре при отсутствии прямого воздействия грунтовых вод. Супераквальные разрезы закладывались в нескольких метрах от уреза воды на приозерных террасах. Во всех случаях проводился анализ времени последнего антропогенного воздействия на почвы и выбирались точки с наибольшей вероятностью значительной длительности периода покоя. Отбор проб из разрезов проводился слоями с учетом генетических горизонтов до глубины 70–100 см. Образцы почв высушивали воздушным путем, растирали и просеивали через сита с ячейками диаметром 1 мм.

Определение $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ проводили на базе Отдела континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН (г. Заречный) и Уральского научно-практического центра радиационной медицины (г. Челябинск). Определение удельной активности $^{137}Cs$ проводили, в зависимости от предполагаемой активности, на гамма-спектрометре “Canberra Packard” с германиевым полупроводниковым детектором с эффективностью 25% при ошибке измерения не более 15% и нижнем пределе обнаружения 1 Бк/г или на сцинтилляционном гамма-спектрометре с программным обеспечением “Прогресс” с нижним пределом обнаружения 3 Бк/г. $^{90}Sr$ из почв выделяли в виде оксалата и после прока-

На территории Уральского региона основной вклад в радиационное загрязнение окружающей среды внесла деятельность ПО “Маяк”. На загрязненной территории ВУРСа сосредоточено большое количество водоемов различной степени и интенсивности использования, которые на современном этапе развития требуют проведения мониторинговых исследований с целью определения возможности возобновления или интенсификации на них хозяйственной деятельности. Наиболее значимыми компонентами озерных экосистем, депонирующими техногенные поллютанты при импактном воздействии, являются почвы водосборных территорий и донные отложения, при этом водная масса выполняет транспортную функцию, обеспечивая миграцию поллютантов между этими компонентами [8].

Одной из важнейших проблем, решаемых радиоэкологией пресноводных экосистем, является количественная оценка барьерной функции водных экосистем разного типа. При этом, почвы водосборов и донные отложения способны наиболее полно реализовать эту функцию, снижая миграцию поллютантов в водную массу и компоненты биоты [7]. В связи с этим, изучение распределения поллютантов в донных отложениях и почвах водосборных территорий является одной из важнейших задач при оценке общего радиоэкологического состояния наземных экосистем.

Почвы водосборных территорий являются одним из наиболее инерционных звеньев озерной экосистемы. В условиях мощной антропогенной нагрузки они выступают в качестве первого и основного депо, через которое техногенных Поллютанты могут поступать в водную массу, вызывая вторичное загрязнение водоема. При этом, ультранизкие весовые концентрации радионуклидов

ливания определяли β-активность на малофоновой установке УМФ-1500 или УМФ-2000 с нижним пределом обнаружения 1,0 и 0,4 Бк/кг. Статистическая ошибка измерения не превышала в каждом случае 15 и 10% соответственно.

Определение фракционного состава почвенного гумуса проводили по методу Пономаревой – Плотниковой, выделяя органические кислоты в виде гуматов и фульватов натрия с последующим осаждением гуминовых кислот, окислением органического углерода смесью Бекмана и определением остаточного бихромата обратным титрованием с солью Мора.

Почвенные разрезы, заложенные на водосборах озер ближней зоны, вскрыли серые лесные (супераквальные) и луговые (элювиальные) почвы. Полученные данные об изменениях фракционного состава органического вещества и удельной активности долгоживущих радионуклидов $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ приведены на рисунках 1–4.

В целом для почв водосбора озер ближней зоны наблюдается превышение удельной активности $^{137}Cs$ над $^{90}Sr$, что можно объяснить большей скоростью осаждения более тяжелого поллютанта в ближней зоне. Наиболее ярко доминирование $^{137}Cs$ проявляется для почв водосбора озера Кожакуль, что можно предположительно объяснить не только свойствами поллютантов, но и значительным вкладом в загрязнение водоема ветрового цезиевого разноса пересохших донных отложений с озера Карачай в 1967 г. В целом по разрезам наблюдается максимум удельной активности в верхних горизонтах (почвенная подстилка и гумусный горизонт А), характеризующихся максимумом накопления органического вещества. Для почв водосбора М. Кирпичики наблюдается проникновение поллютантов во внутренние слои

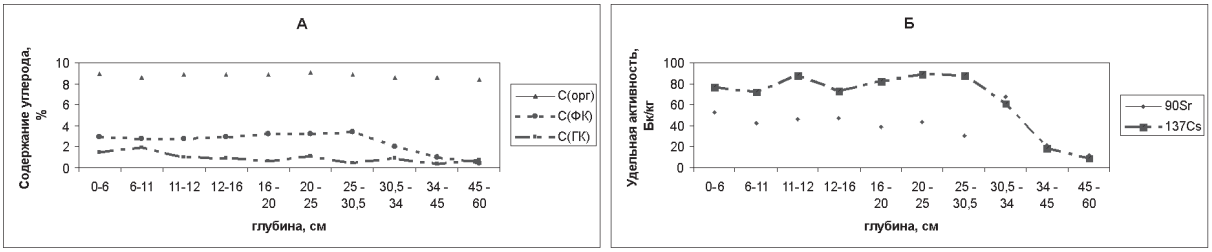



***Рис. 1.*** *Изменение фракционного состава органического вещества (А) и удельной активности долгоживущих радионуклидов (Б) по глубине почвенного профиля элювиальных почв водосбора М. Кирпичики*

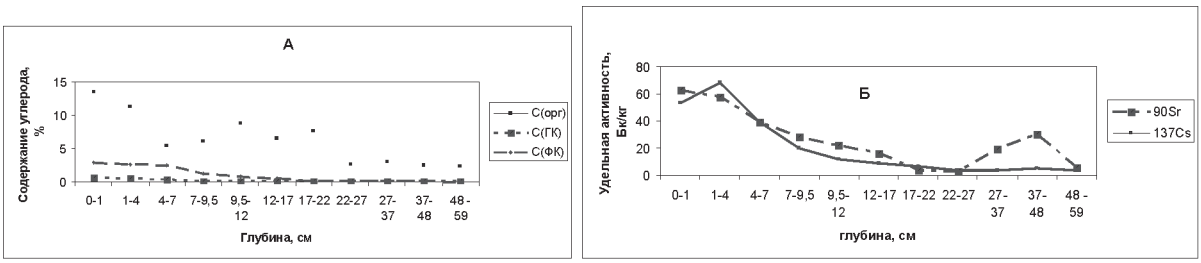



***Рис. 2.*** *Изменение фракционного состава органического вещества (А) и удельной активности долгоживущих радионуклидов (Б) по глубине почвенного профиля супераквальных почв водосбора М. Кирпичики*

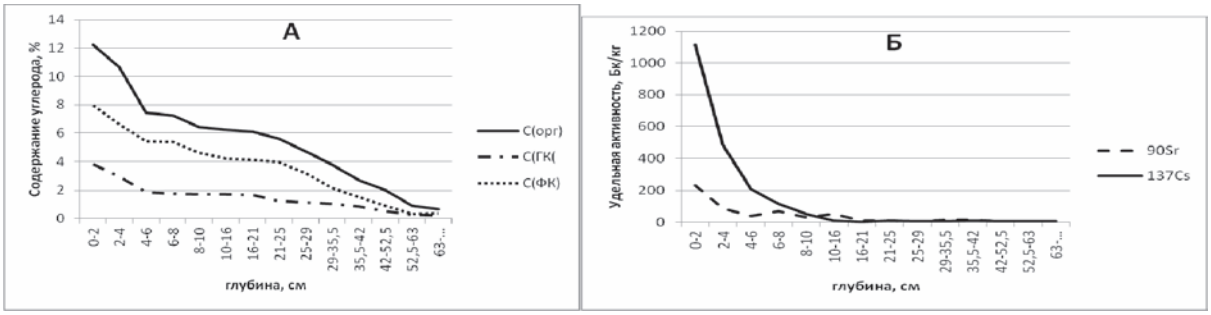



***Рис. 3.*** *Изменение фракционного состава органического вещества (А) и удельной активности долгоживущих радионуклидов (Б) по глубине почвенного профиля элювиальных почв водосбора Кожакуль*

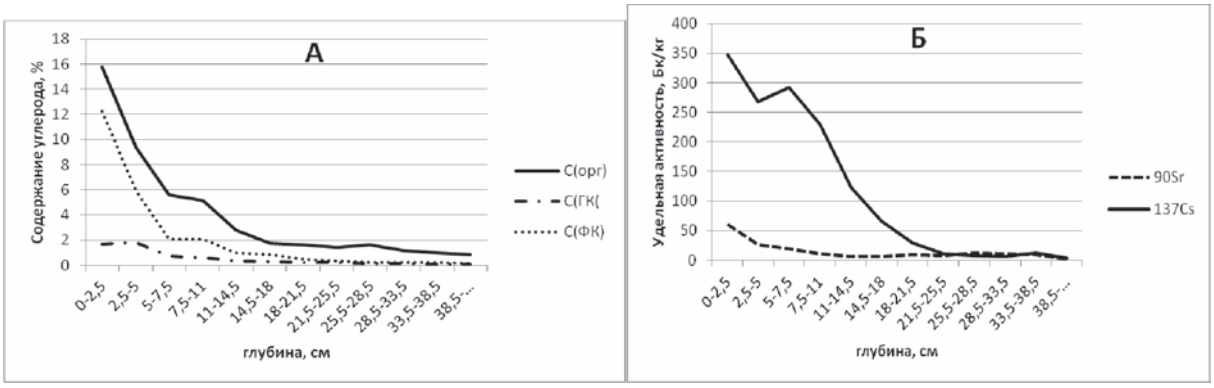



***Рис. 4.*** *Изменение фракционного состава органического вещества (А) и удельной активности долгоживущих радионуклидов (Б) по глубине почвенного профиля супераквальных почв водосбора Кожакуль*

(для почв элювиальных позиций максимум активности $^{90}$Sr наблюдается на глубине 30,5–34 см, а для супераквальных позиций наблюдается резкий скачок на глубине 37–48 см), что может быть связано с высокой степенью гумификации почв и практически равномерным распределением органического вещества по всей глубине почвенного профиля. Возможно, на этапах хозяйственной деятельности эти почвы подвергались распашке, что привело к перераспределению органического вещества и радионуклидов. Кроме этого, почвы элювиальных позиций водосбора М.Кирпичики, в отличие от остальных почв водосборов озер ближней зоны, характеризуются как гуматные, причем содержание гуминовых кислот практически одинаково по всей глубине профиля. На глубине 34,5 см содержание гуминовых кислот уменьшается почти в 2 раза и возрастает вклад фульвокислот, что может привести к выносу $^{90}$Sr в глубинные горизонты. Для почв водосбора Кожакуль характерно достаточно равномерное распределение органического вещества и его фракций, что приводит к практически монотонному убыванию удельной активности радионуклидов.

Почвенные разрезы, заложенные на водосборной территории озера Б. Игиш средней зоны ВУРСа, вскрыли серые лесные почвы. Результаты анализа изменения фракционного состава органического вещества и удельной активности долгоживущих радионуклидов $^{90}$Sr и $^{137}$Cs приведены на рисунке 5.

Для почв водосборной территории озера Б. Игиш характерно преобладание удельной активности $^{90}$Sr над $^{137}$Cs. Вся активность $^{137}$Cs распределена в верхнем 25-сантиметровом слое, максимум активности приходится на подподстилочные горизонты с максимумом содержания органического вещества. На глубине 14,5 см начинается резкое падение содержания органического вещества, что соответствует резкому падению удельной активности радионуклидов. Почвы характеризуются как фульватные, содержание фульвокислот монотонно снижается при постоянном уровне содержания гуминовых кислот, вследствие чего на глубине от 30 см уровень удельной активности $^{90}$Sr остается практически постоянным с незначительными флуктуациями по всей глубине почвенного профиля. Вызывает интерес незначительное возрастание активности $^{90}$Sr на глубине 38–40 см. Именно на этой глубине наблюдается значительное превышение содержания гуминовых кислот над фульвокислотами (величина отношения ГК/ФК составляет 9 при общем отношении по разрезу от 0,03 до 0,5). Возможно, возрастание доли гуминовых кислот создает барьер, способствующий накоплению $^{90}$Sr и незначительному повышению его удельной активности.

Для супераквальных почв водосбора озера Шаблиш характерны темно-серые лесные почвы гуматно-фульватного типа. Водосбор озера Травяное характеризуется луговыми почвами фульватно-гуматного типа с переходом в фульватный в нижних горизонтах. Распределение органического вещества и удельной активности радионуклидов показано на рисунках 6, 7.

В целом для озер дальней зоны ВУРСа наблюдается

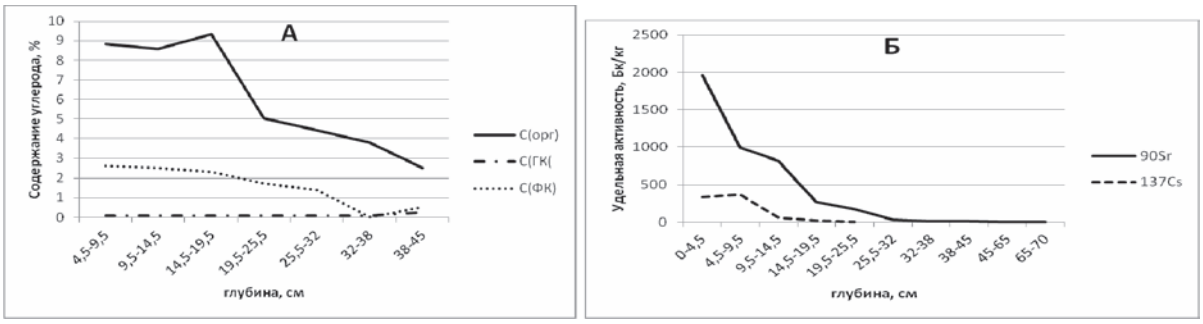



***Рис. 5.*** *Изменение фракционного состава органического вещества (А) и удельной активности долгоживущих радионуклидов (Б) по глубине почвенного профиля супераквальных почв водосбора Б. Игиш*

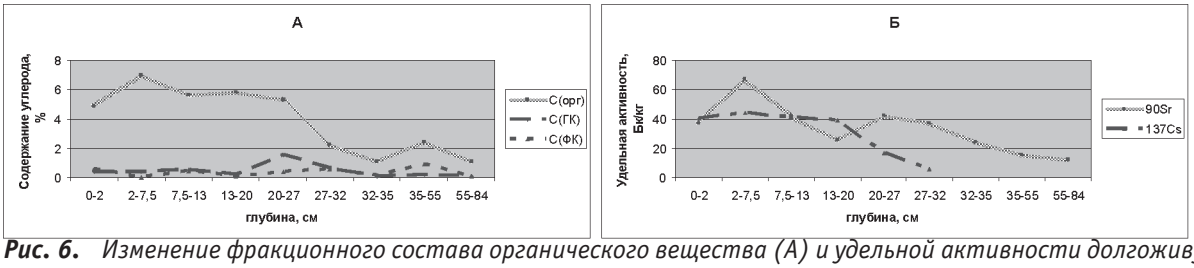



***Рис. 6.*** *Изменение фракционного состава органического вещества (А) и удельной активности долгоживущих радионуклидов (Б) по глубине почвенного профиля супераквальных почв водосбора Шаблиш*

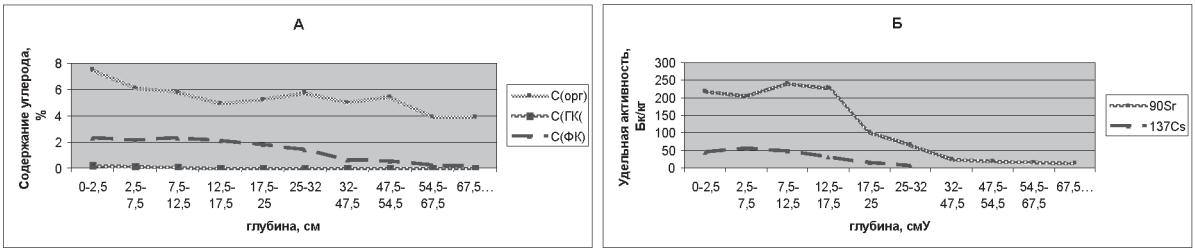



***Рис. 7.*** *Изменение фракционного состава органического вещества (А) и удельной активности долгоживущих радионуклидов (Б) по глубине почвенного профиля супераквальных почв водосбора Травяное*

преобладание удельной активности $^{90}Sr$ над $^{137}Cs$. Основная часть активности распределена в верхнем 30-сантиметровом слое, а в целом по разрезу распределение активности соответствует распределению органического вещества. Отмечается определенная взаимосвязь между распределением удельной активности по глубине почвенного профиля и изменением в составе органического вещества почвы доли фульвокислот. Так, для почв супераквальных позиций водосбора Шаблиш при увеличении процентного содержания последних происходит некоторое возрастание удельной активности $^{90}Sr$, что может быть объяснено высоким сродством радионуклида к фульвокислотам.

Таким образом, для рассмотренных почв водосборных территорий озер, расположенных на территории ВУРСа, выявлены типичные закономерности, характерные для почв, подвергшихся импактному техногенному воздействию: наибольшая концентрация поллютантов в верхних горизонтах, характеризующихся максимумом содержанием органического вещества и более глубокое проникновение $^{90}Sr$ по почвенному профилю по сравнению с $^{137}Cs$. Показано, что распределение и накопление поллютантов по глубине почвенного профиля зависит не только от содержания органического вещества, но и от его фракционного состава: высокое содержание фульвокислот способствует проникновению радионуклидов вглубь почвенных горизонтов и распределению поллютантов по почвенному профилю, в то время, как увеличение доли гуминовых кислот приводит к возникновению барьеров, задерживающих распределение поллютантов.

*Работа выполнена при финансовой поддержке в рамках выполнения научно-исследовательских работ по приоритетным направлениям вузов-партнеров по сетевому взаимодействию ФГБОУ ВО "ЧГПУ" и ФГБОУ ВО "КГПУ им В.П. Астафьева" (проект № 2016–07–22/2).*

**Литература**

1. *Агапкина Г.И. Техногенные радионуклиды в составе компонентов органического вещества почв // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Екатеринбург. – 2006. – Вып. 8. – С. 220–254*
2. *Корельская Т.А., Румянцева Т.И. Строение гумусовых кислот как функция выполнения ими экопротекторной роли в отношении тяжелых металлов // Журнал Сибирского федерального университета. Химия. – 2014. – № 7 (1). – С.139–150.*
3. *Левина С.Г., Аклеев А.В. Современная радиоэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа. – М., 2009. – 272 с.*
4. *Линник П.Н., Жежеря В.А. Особенности миграции металлов в системе "донные отложения – вода" при снижении pH и повышении концентрации фульвокислот // Гидробиологический журнал. – 2011. – Т. 47, № 3. – С. 91–109*
5. *Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Суханова Н.И. Химия почв. – М. : Высш. шк., 2005. – 558 с.*
6. *Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Н.И. Санжарова, А.А. Сысоева, Н.Н. Исамов и др. // Российский химический журнал. – 2005. – Т. 49, № 3. – С. 26–34.*
7. *Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах / А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, В.Н. Трапезникова. – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2007.*
8. *Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. – Екатеринбург : Изд-во УрГСХА, 2006. – 390 с.*

# КОНЦЕНТРАЦИИ TH И U В ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИХ ФРАКЦИЯХ ПОКРОВНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ, ПОЧВ И АТМОСФЕРНОЙ ПЫЛИ НА ЮГЕ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

А.И. Сысо[1], А.Е. Богуславский[2], Т.И. Сиромля[1]

[1]Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, г. Новосибирск, Россия, syso@mail.ru
[2]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, г. Новосибирск, Россия, boguslav@mail.ru

# CONCENTRATIONS OF TH AND U IN GRANULOMETRIC FRACTIONS OF COVERING DEPOSITS, SOILS AND ATMOSPHERIC DUST IN THE SOUTH OF THE WEST SIBERIA

A.I. Syso[1], A.Ye. Boguslavsky[2], T.I. Siromlya[1]

[1]Institute of Soil Science and Agrochemistry of SB RAS, Novosibirsk, Russia
[2]V.S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy of SB RAS, Novosibirsk, Russia

Концентрация радионуклидов в гранулометрических фракциях почв и покровных отложений представляет интерес при почвенно-геохимическом и экологическом изучении среды обитания человека. В данной работе рассматривается специфика содержания радиоактивных элементов (Th, U) в шести гранулометрических фракциях основных зональных типов почв юга Западной Сибири – черноземов и дерново-подзолистых, в лессовых породах, а также почвах и пыли города Новосибирска. Представленные данные могут рассматриваться в качестве характеристик концентрации урана и тория в природных и техногенно загрязненных частицах, поступающих с поверхности почв и пород в сопредельные среды.

Concentration of radionuclides in granulometric fractions of soils and covering deposits is of interest when conducting soil, geochemical and environmental studies of human habitat. The article deals with specificity of radioactive elements (Th, U) content in six granulometric fractions of main zonal soil types of the south of the Western Siberia such as chernozems, sod-podzolic soils, loess rocks, as well as in soils and dust of the city of Novosibirsk. The data obtained can be considered as characteristic of uranium and thorium concentrations in natural and contaminated particles entering from soil surface into adjacent media.

Содержание и состояние естественных радионуклидов – тория (Th) и урана (U), отношение Th/U в почвах и осадочных отложений различных стран мира, в том числе России, в целом хорошо изучено [1–3]. Менее исследовано количество Th и U в гранулометрических фракциях разных типов почв и покровных отложений, хотя такие данные нужны для определения зависимости от гранулометрического состава почв содержания радионуклидов и закономерностей их распределения в почвенном профиле. Подобная информация о Th и U необходима для оценки влияния фракций почв и пород на концентрацию радионуклидов в твердых атмосферных аэрозолях, твердом гидрохимическом стоке поверхностных вод с водосборов в водные объекты. Такие данные позволят отделить по Th и U поступающие в наземные и водные экосистемы педогенные или литогенные частицы от техногенных частиц, оценить их персональный вклад в биологический и геологический круговорот радинуклидов.

В связи вышесказанным, целью настоящего исследования было изучение содержания Th и U в гранулометрических фракциях, выделенных из основных типов почв и пород естественных ландшафтов юго-востока Западной Сибири, а также городских почвах и пыли, без химического разрушения агрегатов, а только при мягком механическом воздействии на пробы, смоченные дистиллированной водой.

Объектами исследования послужили следующие

гранулометрические фракции (по Качинскому): 1 (ил) – менее 0,001 мм: 2 (мелкая пыль) – 0,001–0,005 мм; 3 (средняя пыль) – 0,005–0,01 мм; 4 (крупная пыль) – 0,01–0,05; 5 (мелкий песок) – 0,05–0,25; 6 (средний и крупный песок) – более 0,25 мм.

Перед выделением фракций пробы, смачивались дистиллированной водой, растирались пестиком с резиновым наконечником в фарфоровой ступке в течение 15–20 минут до состояния гомогенной суспензии. Затем пробу, разбавляя дистиллированной водой и дотирая частицы остатка на дне ступки, несколькими порциями переносили в цилиндр через воронку с ситом 0,25 мм. Осадок на сите составили частицы шестой фракции. Остальные пять фракций были последовательно выделены методом отмучивания (взбалтывания) в стеклянном цилиндре и разделения при седиментации из суспензий в дистиллированной воде нативных проб пород, почв и пыли.

Изученные пробы были отобраны в следующих экосистемах и местах.

*Естественные экосистемы*: чернозем обыкновенный солонцеватый, Кочковский район Новосибирской области, р. 264, пробы: № 1 – гор. А (слой 10–15 см), № 2 – гор. Ск (слой 140–150 см); чернозем выщелоченный, Черепановский район Новосибирской области, р. 259, пробы: № 3 – гор. А (слой 5–10 см), № 4 – гор. Ск (слой 170–180 см); дерново-подзолистые почвы, Новосибирский район Новосибирской области, разрезы 2–03, 3–03, гор. А1А2 – слой 10–15 см, пробы № 5 и № 6 соответственно.

*Городские экосистемы города Новосибирска*: антропогенно преобразованная серая лесная почва (слой 0–5 см) и пыль с асфальта вблизи Новосибирского оловкомбината в Кировском районе – пробы № 7 и 8; антропогенно преобразованная дерново-подзолистая почва (слой 0–5 см) и пыль с асфальта вблизи аэропорта “Северный” в Заельцовском районе – пробы 9 и 10.

Содержание Th и U во фракциях определялось методом рентгенофлуоресцентного анализа с использованием синхротронного излучения (РФА СИ) на станции элементного анализа Сибирского Центра Синхротронного и Терагерцового Излучения ИЯФ им. Г.И. Будкера СО РАН (накопитель ВЭПП-3). Погрешность измерения в диапазоне измерений не превышает 10%.

Результаты исследования показали, что величины содержания Th и U и отношения Th/U в изученных пробах варьируют в весьма широком диапазоне и существенно отличаются от их значений в отдельных гранулометрических фракциях разных типов почв как природных, так и в антропогенных экосистемах (табл. 1 и 2).

В черноземах наибольшие концентрации Th и наименьшие – U имеют илистые и мелко-пылеватые частицы, потому имеющие максимальные значения отношения Th/U. Это возможно, обусловлено преобладанием в

*Таблица 1. Содержание Th и U (в мг/кг) и отношение Th/U в почвах и почвообразующих породах, в их гранулометрических фракциях в естественных экосистемах, в %*

| Проба, фракция, мм | Проба № 1 | | | | Проба № 2 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | доля, % | Th | U | Th/U | доля, % | Th | U | Th/U |
| Проба | 100,0 | 8,7 | 3,0 | 2,9 | 100,0 | 9,8 | 3,0 | 3,3 |
| <0,001 мм | 24,3 | 9,8 | 1,8 | 5,5 | 33,0 | 9,7 | 1,6 | 5,9 |
| 0,001–0,005 | 9,6 | 10,3 | 2,1 | 4,9 | 12,5 | 11,7 | 2,0 | 6,0 |
| 0,005–0,01 | 14,7 | 8,8 | 2,5 | 3,5 | 8,0 | 8,1 | 2,6 | 3,1 |
| 0,01–0,05 | 20,6 | 7,9 | 3,4 | 2,3 | 27,4 | 7,2 | 3,5 | 2,1 |
| 0,05–0,25 | 5,8 | 8,1 | 2,8 | 2,9 | 14,0 | 8,3 | 4,8 | 1,7 |
| >0,25 | 25 | 8,0 | 3,4 | 2,4 | 5,1 | 7,7 | 5,3 | 1,5 |
| | Проба № 3 | | | | Проба № 4 | | | |
| Проба | 100,0 | 7,4 | 2,8 | 2,6 | 100,0 | 8,2 | 3,2 | 2,6 |
| <0,001 мм | 14,5 | 8,9 | 1,0 | 8,9 | 18,8 | 9,0 | 6,6 | 1,4 |
| 0,001–0,005 | 8,1 | 8,4 | 2,0 | 4,3 | 9,3 | 11,7 | 1,9 | 6,1 |
| 0,005–0,01 | 7,9 | 6,7 | 1,2 | 5,6 | 6,4 | 10,9 | 2,0 | 5,4 |
| 0,01–0,05 | 18,9 | 8,7 | 4,6 | 1,9 | 56,6 | 8,4 | 2,4 | 3,4 |
| 0,05–0,25 | 13,2 | 6,9 | 3,9 | 1,8 | 8,4 | 8,0 | 3,9 | 2,1 |
| >0,25 | 37,2 | 6,8 | 3,0 | 2,3 | 0,5 | 6,5 | 6,6 | 1,0 |
| | Проба № 5 | | | | Проба № 6 | | | |
| Проба | 100,0 | 5,5 | 3,6 | 1,5 | 100,0 | 5,8 | 2,0 | 2,9 |
| <0,001 мм | 3,2 | 8,6 | 0,9 | 9,5 | 4,0 | 8,7 | 1,3 | 6,8 |
| 0,001–0,005 | 5,4 | 8,7 | 2,1 | 4,1 | 7,9 | 8,8 | 3,5 | 2,6 |
| 0,005–0,01 | 6,3 | 7,7 | 2,2 | 3,4 | 5,4 | 7,8 | 2,8 | 2,8 |
| 0,01–0,05 | 46,4 | 6,8 | 2,7 | 2,6 | 51,9 | 6,0 | 2,8 | 2,2 |
| 0,05–0,25 | 27,3 | 3,8 | 1,1 | 3,4 | 24,0 | 2,5 | н/о | н/о |
| >0,25 | 8,4 | 1,3 | н/о* | н/о | 6,8 | 1,4 | н/о | н/о |

Примечание: н/о – значение не определено.

*Таблица 2. Содержание Th и U (в мг/кг) и отношение Th/U в городских почвах и пыли, в их гранулометрических фракциях в антропогенных экосистемах, в %*

| Проба, фракция, мм | Проба № 7 | | | | Проба № 8 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | доля, % | Th | U | Th/U | доля, % | Th | U | Th/U |
| Проба | 100,0 | 9,0 | 2,3 | 4,0 | 100,0 | 4,6 | 2,3 | 2,0 |
| <0,001 мм | 6,0 | 2,6 | 0,7 | 3,7 | 2,0 | 7,6 | 1,6 | 4,9 |
| 0,001–0,005 | 8,0 | 10,6 | 0,9 | 11,8 | 2,0 | 8,2 | 1,4 | 6,0 |
| 0,005–0,01 | 8,0 | 9,2 | 1,7 | 5,3 | 6,0 | 8,6 | 2,3 | 3,7 |
| 0,01–0,05 | 66,0 | 9,1 | 4,2 | 2,2 | 22,0 | 3,7 | н/о | н/о |
| 0,05–0,25 | 7,0 | 6,5 | 2,2 | 2,9 | 30,0 | 2,3 | н/о | н/о |
| >0,25 | 5,0 | 15,7 | 11,2 | 1,4 | 38,0 | 4,3 | 2,4 | 1,8 |
| | Проба № 9 | | | | Проба № 10 | | | |
| Проба | 100,0 | 5,8 | 2,2 | 2,6 | 100,0 | 2,6 | 1,2 | 2,2 |
| <0,001 мм | 5,0 | 5,9 | 0,9 | 6,5 | 3,0 | 2,2 | 1,8 | 1,2 |
| 0,001–0,005 | 2,0 | 9,8 | 2,4 | 4,1 | 1,0 | 8,8 | 3,6 | 2,4 |
| 0,005–0,01 | 3,0 | 10,1 | 3,3 | 3,1 | 1,0 | 10,4 | 2,3 | 4,5 |
| 0,01–0,05 | 37,0 | 8,2 | 5,3 | 1,6 | 10,0 | 6,6 | 5,2 | 1,3 |
| 0,05–0,25 | 35,0 | 4,1 | 1,7 | 2,4 | 45,0 | 3,2 | 1,4 | 2,4 |
| >0,25 | 18 | 2,8 | 1,0 | 2,8 | 40,0 | 2,7 | 1,0 | 2,7 |

тонких фракциях глинных минералов, обогащением веществами биогенного и хемогенного происхождения. В горизонте А к ним относятся – органическое вещество (рис. 1) и фитолиты, а в почвообразующих породах горизонта С – карбонаты. Наименьшими концентрациями Th и наибольшими – U обладают песчаные частицы с наименьшими значениями отношения Th/U. Подобная картина закономерного увеличения от ила к песку концентрации U и уменьшения отношения Th/U во фракциях из гумусового горизонта чернозема и его почвообразующей породы – лессовидного суглинка указывает на уменьшение в этом направлении доли глинистых минералов.

Расчет вклада разных фракций в формирование общего уровня содержания Th и U в черноземах и лессовидных почвообразующих породах выявил наибольшую роль в этом доминирующих частиц крупной пыли (0,01–0,05 мм) и концентрации в них радионуклидов.

В дерново-подзолистых почвах наблюдается отличная от черноземов картина изменения концентрации урана в гранулометрических фракциях почв. Здесь проявились два его минимума – в илистой и песчаной фракциях. В последней его количество оказалось ниже предела РФА СИ метода определения элемента. Причина этого видится в формировании дерново-подзолистых почв на супесчаных аллювиальных отложениях, в которых в песчаной фракции преобладает кварц, бедный многими макро- и микроэлементами, в том числе радиоактивными.

В антропогенных экосистемах значения содержания и отношения Th и U в почвах и фракциях в целом схожи с их величинами в почвах и фракциях естественных экосистем (табл. 1 и 2). Однако имеются и отличия, обусловленные техногенным загрязнением почв, ярким примером которого служат выявленные во фракции >0,25 мм пробы 7 высокие концентрации Th и U. Проба №7 была отобрана практически в эпицентре техногенной геохимической аномалии, образованной вокруг территории Новосибирского оловянного комбината, поэтому в этой песчаной фракции наряду с Th и U обнаружены весьма высокие концентрации As, Ba, Be, Ce, Cr, Cu, La, Nb, Sn, Zr.

В гранулометрических фракциях городской пыли уровень концентрации Th и U довольно пестрый и зависит от специфики локальных источников техногенного загрязнения окружающей среды. Сказанное подтверждают различия в концентрации радионуклидов во фракциях проб № 8 и 9, так во фракции >0,25 мм пробы 8 из аномалии концентрации Th и U существенного выше, чем в пробе № 10.

В целом в составе гранулометрических фракций городской пыли и поверхностного 0–5 см слоя городских почв практически везде преобладают техногенные минеральные и органоминеральные частицы, в различной степени обедненные или обогащенные Th и U, а также другими химическими элементами и органическим веществом, обладающие различной способностью к водной и воздушной миграции. Наибольшей же миграционной способностью обладают тонкодисперсные и обогащенные органическим веществом частицы – ила, мелкой и средней пыли, которые как показали исследования, существенно отличаются по концентрации Th и U и отношению Th/U от усредненных их значений в почвах и пыли.

Представленные результаты изучения концентрации Th и U и отношения Th/U в гранулометрических фракциях почв и почвообразующих пород в целом подтвердили мнение о наследовании почвами этих элементов от почвообразующих пород [1–3].

Вместе с тем исследования показали, что гранулометрические фракции почвообразующих пород исходно существенно различаются между собой по содержа-

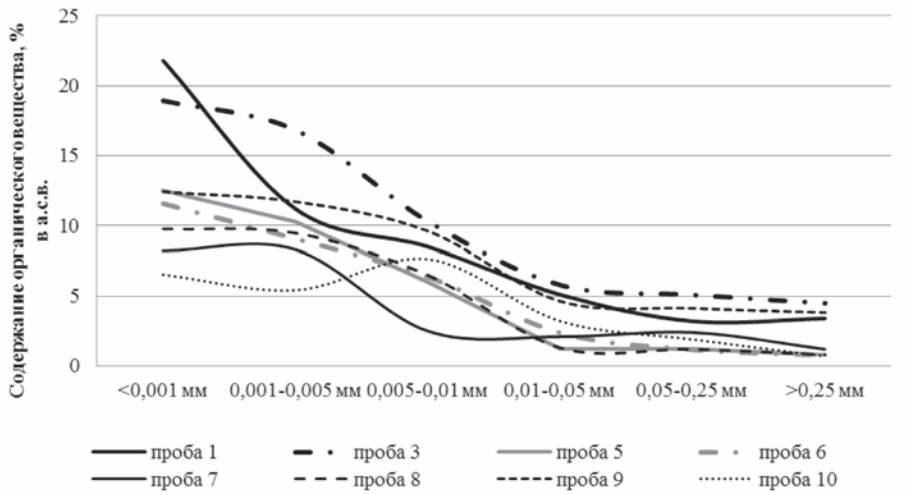



***Рис. 1.*** *Содержание органического вещества в гранулометрических фракциях почв и пыли естественных и антропогенных экосистем*

ниям и отношениям Th и U, а почвообразовательные процессы – элювиальные и аккумулятивные и другие, усиливают эти различия между фракциями в почвах.

Соотношение валового урана и тория в пределах отдельных проб определяется в большей мере процентным соотношением фракций. В почвах черноземов распределение урана и тория распределено более равномерно. В дерново-подзолистых почвах основной пик приходится на фракцию крупной пыли. В пыли антропогенных ландшафтов, в следствии воздействия эоловых и флювиальных процессов, увеличивается содержание крупно-пылеватой и песчаных фракций, что находит отражение в распределении радиоактивных элементов (рис. 2). Полученные данные не подтвердили мнение [1, 4], о важной роли органического вещества в сорбции урана в почвах – его концентрация оказалась минимальной в наиболее обогащенных органическим веществом почвенных частицах.

Расчеты корреляций между количеством радионуклидов в почвах и их свойствами и составом – реакцией среды, степенью насыщенности основаниями, органическим веществом, гранулометрическим составом, подвижными и водорастворимыми элементами не выявили между ними достоверных связей. Это подтверждает мнение [2] о многочисленности факторов влияющих на количество и соотношение радионуклидов в почвообразующих породах и почвах, к которым мы можем добавить – концентрацию Th и U и отношение Th/U в их гранулометрических фракциях и количество последних.

По этой причине некоторые “общие закономерности” и “доказанные связи” между типами, составом и свойствами почв с количеством и отношением в них Th и U могут не проявляться. Кроме того, эти величины определенные в среднем для почв некорректно использовать при оценке их влияния на концентрацию и отношение радионуклидов в атмосферных аэрозолях, взвесях и донных отложениях водоемов.

Примером могут служить данные изучения содержания Th и U и отношения Th/U в донных отложениях озер

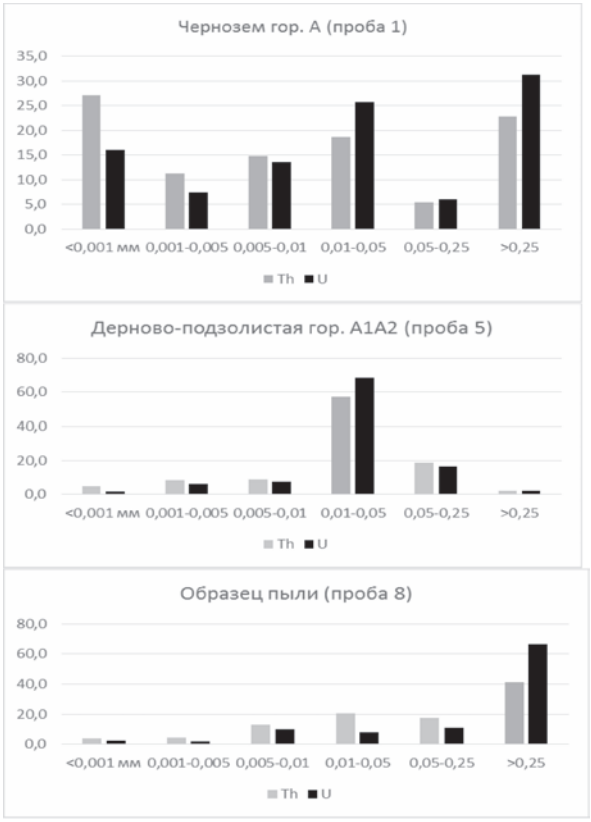



***Рис. 2.*** *Процентное валовое соотношение урана и тория между фракциями в пределах отдельных проб*

и их связей с почвами, показавшие, что озерные илы по значениям суммарной активности U(Ra), Th и K существенно не отличаются от почв водосборов, но в донных отложениях отношение Th/U всегда в два раза ниже, чем в почвах [5]. Объяснение данной закономерности дают наши данные об отношении Th/U в песчаных фракциях пород и почв – они в два раза ниже, чем в пробе в целом.

Результаты исследования позволяют сделать следующие выводы:

1) содержание и отношение Th и U в гранулометрических фракциях почвообразующих пород и почв в естественных ландшафтах, почв и пыли городских ландшафтов широко варьирует и отличается от их среднего содержания в соответствующих пробах;
2) на содержание и отношение Th и U почвенных фракциях оказывает влияние специфика почвообразующих пород и процессов почвообразования;
3) на содержание и отношение Th и U во фракция почв и пыли сильное влияние оказывает техногенное загрязнение окружающей среды, а также обогащение песчаной и крупнопытеватыми фракциями под действием эоловых и флювиальных процессов.

***Литература***


1. *Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И., Таскаев А.Т. Состояние в почвах естественных радионуклидов урана, радия и тория (обзор) // Почвоведение. – 2010. – № 6. – С. 698–705.*
2. *Рихванов Л.П. Уран и торий в почвах // Материалы международной конференции, посвященной столетию со дня открытия явления радиоактивности и столетию Томского политехнического университета (22–24 мая 1996 г.). – Томск : Изд-во ТПУ, 1966.– С. 308–313.*
3. *Радиоактивные элементы в почвах Сибири / Л.П. Рихванов, В.Д. Страховенко, И.Н. Маликова и др. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV Международной конференции (Томск, 4–8 июня 2013 г.) / Томский политехнический университет. – Томск : Изд-во ТПУ, 2013. – С. 448–451.*
4. *Рачкова Н., Шуктомова И. Сорбция как один из ведущих процессов, регулирующих подвижность урана, радия и тория в почвах // Вестник Института биологии Коми НЦ Ур РАН. – 2006. – № 7. – С. 2–10.*
5. *Закономерности распределения радионуклидов и редкоземельных элементов в донных отложениях озер Сибири / В.Д. Страховенко, Б.Л. Щербов, И.Н. Маликова и др. // Геология и геофизика. – 2010. – Т. 51, № 11. – С. 1501–1514.*


# ИСТОРИЯ ОТКРЫТИЯ УРАНОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ В МЕРЗЛОТНЫХ ЛАНДШАФТАХ ВИТИМСКОГО ПЛОСКОГОРЬЯ БАЙКАЛЬСКОЙ РИФТОВОЙ ЗОНЫ


Т.Т. Тайсаев[1], С.В. Бартанова[2]

[1]Бурятский государственный университет, Улан-Удэ, Россия, taisaev@bsu.ru
[2]Геологический институт СО РАН, Улан-Удэ, Россия, bartanova@list.ru


# HISTORY OF OPENING OF URANIUM FIELDS OF FROZEN LANDSCAPES OF THE VITIM PLATEAU OF THE BAIKAL RIFT ZONE


T.T. Taisaev[1], S.V. Bartanova[2]

[1]Buryat State University, Ulan-Ude, Russia
[2]Geological Institute of SB RAS, Ulan-Ude, Russia



The main fields and mineralization of uranium in the territory of the Baikal rift zone of the Vitim plateau are considered. Fields of uranium are formed in the frozen landscapes on the Upper Paleozoic and Mesozoic granites with the increased radioactivity and concentrate on geochemical barriers.


***Keywords:*** uranium, hydrogen fields, radioactivity, geochemical barriers


**Гидрогенные месторождения урана**

Гидрогенные месторождения урана Хиагдинского рудного района сформировались в палеодолинах на южных и северных склонах Байсыханского поднятия, сложенного верхнепалеозойскими гранитами витимканского комплекса [7]. Граниты специализированы на уран (5–10 г/т) и отличаются повышенной радиоактивностью, где уран присутствует в легкоподвижной растворимой форме. В гранитах высоки кларки ряда редких элементов, унаследованных в гидрогенных рудах. Аналогичную геохимическую специализацию имеют щелочные граниты куналейкого комплекса Ингурского массива, где под покровом базальтов открыто Родионовское месторождение урана.

Урановое оруденение Хиагдинского рудного поля сформировалось в осадочных породах нижней подсвиты джилиндинской свиты. Урановые руды представлены оксидами урана и коффинитом. Часть урана сорбирована глинистым и углистым материалом осадков. Урановые руды обогащены Mo, Zn, Zr, As, Th, Cu, Y, Sc, которые проявляют четкую корреляцию между собой и ураном.

В гумидных теплых ландшафтах миоцена уран выщелачивался грунтовыми водами из кор выветривания урановых гранитов верхнего палеозоя и мезозоя и поступал в водоносные горизонты палеодолин. После заполнения лавовыми потоками базальтов палеодолин уран из вод осаждался на комплексном геохимическом барьере – восстановительном, окислительном и сорбционном [3, 6, 8]. Наиболее высокие содержания урана концентрируются в вулканогенно-осадочных породах, черных мусорных глинах, серых песчаниках. В палеодолинах происходили пластовое окисление сероцветных

песчаных пород богатым органическим веществом и концентрация урана на восстановительном геохимическом барьере. Гидрогенное урановое оруденение приурочено к базальным горизонтам осадочных пород.

Повышенные концентрации урана отмечены в измененных туфах на сорбционном геохимическом барьере. Под базальтовым покровом выявлены ураново-редкометальные залежи с золотом (Дыбрын) и миоценовые золотоносные россыпи. Урановое оруденение выявлено в погребенных палеовулкане Вершинный и палеовулкане Родионовского месторождения в Ингурском вулканическом центре.

На Витимском плоскогорье байкальский рифтогенез раскрыл ураново-рудный потенциал верхнепалеозойских и мезозойских гранитов. В позднем кайнозое возникли уникальные природные системы, связанные с вулканизмом и осадконакоплением, формированием гидрогенных месторождений Хиагдинского рудного района, Родионовского, Щегловского и других урановых месторождений, перекрытых базальтовыми покровами молодых вулканических центров. На Витимском плоскогорье в таежно-мерзлотных ландшафтах под базальтовыми покровами сохранились гидрогенные урановые залежи с промышленными запасами урана.

На Хиагдинском месторождении осуществляется промышленная добыча урана способом подземного выщелачивания (ПВ). Загрязнение таежно-мерзлотных ландшафтов минимальное. Техногенный поток радионуклидов локализуется на болоте – комплексном биогеохимическом барьере.

Формирование геохимических и биосферных кризисов совпадает с периодичностью активизации рифтогенеза [5]. В биосфере повышение радиоактивности и вынос тяжелых металлов из глубин усиливает мутагенез, определяющий мощное видообразование и активный естественный отбор.

### Ингурское тантало-ниобиевое рудопроявление

Интересна история открытия этого рудопроявления в сентябре 1961 г. При геологической съемке 1:200000 нами была выявлена радиоактивная аномалия среди гранитов. В штуфных пробах высокорадиоактивных гранитов были выявлены впервые в Бурятии очень высокие содержания тантала и ниобия. Находкой заинтересовались специалисты по редким металлам головного института ВИМС во главе с А.И. Гинзбургом – крупным ученым в области геологии и оценке редких металлов [4]. В 1962 г. тантал-ниобиевое проявление изучалось отрядами ВИМСа и Бурятского геологоуправления, под руководством Гинзбурга. Выделена Ингурская интрузия рибекитовых, аляскитовых биотит-роговообманковых гранитов и биотитовых сиенитов. Интрузивный массив (20–21 х 5–8 км) приурочен к крупному разлому, где в пегматитовых жилах выявлено тантал-ниобиевое рудопроявление. Содержание Ta-Nb в обогащенных зонах достигали высоких концентраций среди бедного вкрапленного оруденения в пегматитовых жилах. Высокие содержания $Ta_2O_5$ равны 6,68%, а средние содержания не превышали 0,06%. А содержание $Nb_2O_5$ в десять раз больше чем $Ta_2O_5$. Выявлено четыре рудопроявления тантала-ниобия и циркония, из которых два рудопроявления с танталовой минерализацией. Они имеют малые запасы. На рудопроявлении тантала радиационный фон высокий. По долинам речек вокруг Ингурского рудопроявления формируются шлиховые ореолы тантало-ниобиевых минералов, ильменита, касситерита, циркона, циртолита.

В зонах разломов Ингурского массива щелочных гранитов и сиенитов многочисленны покровы травертинов – следы выхода углекислых вод.

Многочисленны малые озера на опущенном блоке Ингурского щелочного массива. Озера расположены на покровах молодых базальтов с обилием водорослей и травяной растительности. Такие “богатые пастбища” в конце июня и начале июля по ночам активно посещали лоси, на некоторых пастбищах скапливалось 15–20 лосей. На многочисленных озерах Хиагдинского покрова базальтов, где выявлены гидрогенные залежи урановых руд, были богатейшие охотничьи угодия с изобилием лосей, изюбрей, косуль, кабанов. Очень много лосей в июле посещали озера с богатой растительностью и сапропелями.

### Родионовское месторождение урана

Месторождение расположено на северном борту Ингурской впадины, в неогеновой палеодолине северо-западного простирания [7]. Оно выполнено русловыми гравийно-песчаными, пойменными песчано-алевритовыми и озерными осадками мощностью 40–50 м. Осадки перекрыты потоками базальтов и пирокластических туфов мощностью до 70 м. Лентообразная залежь (3700х180 м) мощностью – 23,5 м залегает на глубине 29–108 м. Рудная минерализация представлена дисперсными выделениями настурана, урановых черней в ассоциации с органическим веществом и сульфидами. Месторождение оценено колонковыми скважинами по сети 200–400 х 100–50 м. Запасы по категории $C_2$: при бортовом содержании 0,01% – 4921 т при среднем содержании урана 0,045%, средней продуктивности 6,7 кг/м$^2$; при бортовом содержании от 0,03% – 3299 т при среднем содержании 0,117%; ресурсы категории – $P_1$ – 660 т. Запасы уран категории $C_2$ на Родионовском месторождении утверждены в количестве 2769 т.

Оруденение находится в обводненных проницаемых песках. Нижний водоупор представлен гранитным фундаментом, верхний – покровом базальтов. Многолетняя мерзлота доходит до глубины 40–50 м и около 30% запасов, при отработке скважинными системами ПВ будут представлять технологический забаланс.

Урановые руды алюмосиликатные с низким содержанием карбонатов, легко скрываемые. Руды имеют благоприятные технологические характеристики. При сернокислотном выщелачивании извлечение урана достигает 95,7% и при карбонатном выщелачивании 83,6%.

### Романовский радоновый источник

Ингурский щелочной гранитный массив с редкометальной минерализацией отделяется от Ендондинской меловой впадины субширотным разломом. По разлому

разгружаются ряд холодных углекислых источников. Романовский источник с минерализацией 2,5 г/л, содержит (мг/л) свободной углекислоты – 1200, закиси железа – 12, кремнезема – 24. Содержание радона достигает 250–400 эман, pH – 6,3. Зимой на источнике образуются наледи, даурская лиственница низкорослa и искривлена. Зеленые водоросли радонового источника концентрируют Be, Sn, Mo (10), S, P, Zn,Cu, Fe, Ti (7–1), K, Mg, Ca, V, Al, Si, Na, Ni, Sr, Ba (1–0,5). Аномалии бериллия выделяются в донных осадках и ожелезненных травертинах. Корочки ожелезнения и омарганцевания гранитов обогащены Zn, Pb, Be, Mo, Nb, Zr (30–7). Романовский источник посещают лоси, изюбри, косули, кабаны. Звери пьют воду источника, поедают травертины. Таким образом, они утоляют минеральный голод в течение продолжительного времени.

**Поверхностные рудопроявления урана**

В последние годы в мерзлотных ландшафтах на севере США, Канады, Швеции, Финляндии и России выявлены и изучены поверхностные урановые оруденения ("молодой" уран) [2]. Оруденения образуются на поверхности или на глубине нескольких метров при взаимодействии грунтовых или поверхностных вод с горизонтами почв и аллювиально-делювиальными отложениями.

Поверхностные рудопроявления и проявления урана изучены на востоке Витимского плоскогорья в Витимо-Каренгском районе Забайкальского края [1,7]. Изучено рудопроявление Сиротинка в горизонте почв и торфа. Подстилающими породами проявления урана являются высокорадиоактивные лейкократовые граниты орекитканского комплекса раннего мезозоя. Среднее содержание урана в гранитах колеблется от 5 до $15x10^{-4}$ %. Граниты являются источником урана для образования поверхностного оруденения. На рудопроявлении Сиротинка уран концентрируются в северо-восточной части гранитного массива в зоне сочленения Береинской зоны разломов северо-восточного простирания с разрывными нарушениями северо-западного направления. По ним постоянно разгружаются подземные воды с аномально высокими концентрациями урана до $1,83x10^{-3}$ г/л. Эти воды главный источник урана в современных отложениях. Такие структуры с активной гидродинамикой – главные источники поступления урана на современные геохимические барьеры: осадочные отложения, торфа и почвы.

Выявлено и изучено четыре рудные залежи: №1, 2, 3, 4 с содержанием урана соответственно 0,0103–0,1419, 0,0145–0,0670, 0,0100–0,1456 и 0,0117–0,0349% [7]. Прогнозные ресурсы поверхностного уранового оруденения указанных залежей составляет по категории $P_1 + P_2$ – 3350 т.

На территории Витимо-Каренгского района Витимского плоскогорья в таежно-мерзлотных ландшафтах кроме изученных месторождений Сиротинка, Орогочи, Логочачи, Маричи и др. выявлены благоприятные геологические условия для поисков поверхностного уранового оруденения [7]. Поисковыми работами выявлены высокорадиоактивные граниты амананского и орекитканского комплексов, где на перегибах террас функционируют водные источники с аномальной радиоактивностью и повышенными содержанием урана в воде. В поймах рек развиты озерно-болотные торфяники, черные глины и пески с органическим веществом. Благоприятные поисковые признаки поверхностного уранового оруденения составляют площадь более 30 км$^2$.

**Выводы**

Урановые месторождения в мерзлотных ландшафтах Витимского плоскогорья формируются на верхнепалеозойских и мезозойских гранитах с повышенной радиоактивностью. Уран присутствует в легкорастворимой форме и концентрируется на геохимических барьерах. Уникальные природные системы – гидрогенные урановые месторождения связанны с осадконакоплением и вулканизмом. Особый интерес представляют поверхностные рудопроявления урана зон разломов, связанные с ураноносными источниками.

***Литература***


1. *Бартанова С.В. Урановое оруденение в торфяниках Витимского плоскогорья // Исследования природных феноменов и социально-экономических процессов в Азиатской России и Монголии : матер. Всероссийской конференции Улан-Удэ, 9–10 октября 2015. – Улан-Удэ : Изд-во БГУ. – С. 90–93.*
2. *Бойл Д.Р. Генезис поверхностных месторождений урана // Материалы по геологии урановых месторождений зарубежных стран. – 1987. – Вып. 38. – С. 64–83.*
3. *Величкин В.И., Левин Ц.Н. Геохимические барьеры в урановом рудообразовании // Геохимические барьеры в зоне гипергенеза. – М. : Изд-во МГУ, 2002. – С. 108–124.*
4. *Гинзбург А.И. Проблемы редкометальных гранитов // Редкометальные граниты и проблемы магматической дифференциации. – М. : Недра, 1972. – С. 7–27.*
5. *Неручев С.Г. Уран и жизнь в истории Земли. – Л. : Недра, 1982. – 208 с.*
6. *Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. – М. : Изд-во МГУ, 1999. – 610 с.*
7. *Минерально-сырьевая база урана Восточной Сибири / Д.А. Самович, И.И. Царук, А.А. Кокарев и др. – 2-е изд., доп. и испр. – Иркутск : Сосновгеология, 2012. – 162 с.*
8. *Тайсаев Т.Т. Геохимические барьеры в природных и техногенных системах Байкальской рифтовой зоны // Геохимические барьеры в зоне гипергенеза. – М. : Изд-во МГУ, 2002. – С. 207–223.*

# КОМПЛЕКСНЫЙ ПОДХОД К ОЦЕНКЕ БЕЗОПАСНОСТИ ПУНКТА ЗАХОРОНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

А.В. Талицкая, Э.М. Никитин, Ш.М. Гаратуев, Ю.В. Трофимова, М.Н. Резчиков
ФБУ "НТЦ ЯРБ", Москва, Россия, talitskaya@secnrs.ru

# INTEGRATED APPROACH FOR THE SAFETY ASSESSMENT OF THE NEAR SURFACE DISPOSAL FACILITY

A.V. Talitskaya, E.M. Nikitin, Sh.M. Garatuev, Yu.V. Trofimova, M.N. Rezchikov
SEC NRS

В соответствии с требованиями федеральных норм и правил в области использования атомной энергии, безопасность приповерхностных пунктов захоронения радиоактивных отходов должна обеспечиваться на всех этапах его жизненного цикла в течение всего периода потенциальной опасности размещенных радиоактивных отходов. Приведены результаты комплексной оценки безопасности, целью которой являлось определение допустимого количества радионуклидов, обеспечивающего безопасное захоронение РАО в проектируемом ППЗРО. На основе сравнительного анализа результатов оценки безопасности при обращении с РАО до захоронения и оценки долговременной безопасности ППЗРО были получены значения максимальной удельной активности для радионуклидов, входящих в состав РАО.

In accordance to the safety requirements safety must be provided for all lifecycle stages during the period of potential radioactive waste impaction. This article is devoted to integrated safety assessment approach including both operational and post closure safety assessment. The goal of the integrated safety assessment is determination maximum permissible specific activity of each radionuclide contained in the radioactive waste based on a comparative analysis of operational and post-closure safety assessment of the near surface disposal facility

Безопасность приповерхностных пунктов захоронения радиоактивных отходов (далее – ППЗРО) должна обеспечиваться на всех этапах его жизненного цикла в течение всего периода потенциальной опасности размещенных радиоактивных отходов (далее – РАО), что должно быть обосновано в соответствии с требованиями федеральных норм и правил (далее – ФНП) в области использования атомной энергии. В соответствии с требованиями ФНП [2, 3, 5], безопасность объекта использования атомной энергии (далее – ОИАЭ) при обращении с РАО до и после захоронения должна быть обоснована в отчете по обоснованию безопасности на основании результатов оценки безопасности, которая включает в себя оценку безопасности при обращении с РАО до захоронения и оценку долговременной безопасности.

Оценка безопасности проводится для обоснования достаточности принятых технических решений по обеспечению безопасности с учетом протекающих естественных процессов и возможных внешних воздействий в районе размещения ППЗРО. Чтобы оценить радиационного воздействия ППЗРО на персонал, население и окружающую среду проводят так называемые оценку безопасности при обращении с РАО до захоронения (оценку эксплуатационной безопасности ППЗРО) и оценку долговременной безопасности (оценку безопасности после закрытия ППЗРО). В соответствии с методикой проведения оценки безопасности, выделяют следующие основные этапы:

- разработка основных положений (включая определение целей оценки безопасности и критериев безопасности);
- сбор и подготовка исходных данных;
- разработка и обоснование сценариев;
- разработка и обоснование концептуальных и математических моделей;
- проведение расчетов;
- анализ неопределенностей и чувствительности результатов расчетов.
- представление и анализ результатов оценки безопасности, сравнение их с установленными критериями и показателями безопасности.

Как правило, оценки эксплуатационной и долговременной безопасности выполняются независимо друг от друга. Однако, следует отметить, что оценка безопасности при обращении с РАО до захоронения и оценка долговременной безопасности часто имеют одинаковые цели и задачи и вместе позволяют оценить безопасность ОИАЭ и его радиационное воздействие на человека и окружающую среду как в период эксплуатации объекта, так и после его закрытия. Таким образом, целесообразно проводить оценку безопасности ППЗРО в комплексе, с учетом имеющихся взаимосвязей и зависимостей.

В представленной работе целью комплексной оценки безопасности ППЗРО являлось определение максимально допустимой удельной активности радионуклидов, обеспечивающих безопасность захоронения РАО, на основе сведений о радионуклидном составе, схеме обращения с РАО и характеристиках площадки размещения ППЗРО. В качестве критериев безопасности персонала и населения в период эксплуатации принималась предельно допустимая доза персонала категории А [1], а для периода после закрытия ППЗРО – уровень вмешательства для питьевой воды (далее – $УВ^{ВОДА}$).

Проектируемый ППЗРО представляет собой железобетонный отсек с габаритами (длина, ширина, высота) – 150x25x7 м. Планируемая годовая производительность ППЗРО составляет 1100 $м^3$ РАО, вместимость – 22 тыс. $м^3$. Исходя из этого, на заполнение ППЗРО потребуется не менее 20 лет. Для размещения РАО в ППЗРО предполагается использовать контейнер НЗК, который рассчитан на однократное использование и

предназначен для хранения и захоронения твердых кондиционированных РАО. После размещения контейнеров в ППЗРО предполагается засыпка свободного пространства глиняным порошком. Предполагается захоронение РАО 3-го класса – 80% и 4-го класса – 20% [6]. В состав РАО входят радионуклиды: U-238, Cs-137, Sr-90, Co-60. Для предварительных расчетов в качестве исходных приняты максимальные значения удельной активности радионуклидов для РАО третьего класса согласно [6].

Оценка безопасности при обращении с РАО до захоронения выполняется с целью оценки радиационного воздействия на работников (персонал), население и окружающую среду при обращении с РАО, в том числе при сборе, сортировке, переработке, кондиционировании и хранении РАО, и оценки его соответствия установленным пределам при нормальной эксплуатации и при нарушениях нормальной эксплуатации, включая аварии, на этапах эксплуатации и закрытия ППЗРО.

В соответствии с проектными решениями ППЗРО, при эксплуатации ППЗРО задействован следующий персонал:

- машинист козлового крана;
- аппаратчик по приему и учету отходов;
- аппаратчик по транспортировке и захоронению;
- дозиметрист;
- водитель автомобиля.

Режим работы ППЗРО в период эксплуатации – односменный. Загрузка отходов осуществляется по графику, 2 раза в неделю. Консервативно предполагается, что в результате неблагоприятных погодных условий 1/5 часть намеченных рабочих дней будет пропущена. Тогда, исходя из количества рабочих недель в году, количество рабочих смен составит 80, среднее количество контейнеров, обрабатываемых за смену – 8 штук.

Одновременно в контейнере могут находиться либо Co-60 (100%), либо Sr-90 и Cs-137 (в соотношении 10% : 90%), либо U-238 (100%).

При этом следует отметить, что при нормальной эксплуатации ППЗРО альфа- и бета-излучение полностью поглощается в материале контейнера НЗК и не представляет угрозы для персонала. В то же время, радионуклиды U-238 и Sr-90 могут оказывать значительное радиационное воздействие за счет внутреннего облучения в случае возникновения аварии связанной с разгерметизацией упаковки РАО.

В рамках проведения оценки эксплуатационной безопасности на основе схемы обращения с РАО был разработан сценарий нормальной эксплуатации и сценарий аварии, связанный с падением упаковки с РАО с последующим выходом радионуклидов.

В сценарии нормальной эксплуатации предполагается, что контейнеры с РАО доставляются на территорию площадки ППЗРО спецавтомобилем. В одном автомобиле размещается 2 упаковки с РАО. После прибытия спецавтомобиля на площадку ППЗРО осуществляется первичный дозиметрический контроль мощности дозы по борту спецавтомобиля. При отсутствии замечаний у дозиметриста автомобиль направляется на площадку разгрузки. Далее происходит выгрузка контейнера с платформы автомобиля на площадку осмотра. Аппаратчик по транспортировке и захоронению производит крепление контейнера, выгружает контейнер из автомобиля и помещает на площадку осмотра. Дозиметрист проводит замеры мощности дозы от упаковки с РАО, после чего, при отсутствии замечаний, аппаратчик по приему и учету отходов производит проверку целостности контейнеров, маркировку и паспортные данные упаковки, в том числе путем сопоставления их с данными дозиметрического контроля. При отсутствии замечаний разрешается размещение упаковки с РАО в ППЗРО.

В операции по загрузке упаковок с РАО в ППЗРО принимают участие аппаратчик по транспортировке и захоронению, машинист козлового крана и дозиметрист, который осуществляет пассивный дозиметрический контроль на краю карты. Аппаратчик по транспортировке и захоронению производит установку крепежного механизма, после чего машинист козлового крана приступает к размещению упаковки с РАО в ячейке карты хранилища. Аппаратчик по транспортировке и захоронению следит за правильностью размещения упаковки в ячейке карты. После размещения упаковки происходит автоматическое отцепление крепления контейнера.

В сценарии аварии, связанной с падением контейнера с РАО при проведении работ по его размещении в ППЗРО предполагается частичное разрушение контейнера с последующим выходом радионуклидов.

На основе разработанных сценариев построены концептуальная и математическая модели и проведены расчеты.

При проведении оценки эксплуатационной безопасности отдельное внимание было уделено анализу неопределенностей. Помимо неопределенностей сценариев, которые оценивались качественно, существуют неопределенности, возникающие в процессе эксплуатации ППЗРО при выполнении операций по обращению с РАО. Их влияние можно оценить количественно. Это неопределенности времени выполнения операций и местоположения персонала при выполнении операций (расстояния до источника ионизирующего излучения при выполнении операций).

В результате расчетов для оценки эксплуатационной безопасности были получены следующие максимально допустимые удельные активности: для 100% содержания Co-60 – $8{,}94 \cdot 10^4$ Бк/кг, для 10% Sr-90 и 90% Cs-137 – $6{,}53 \cdot 10^6$ Бк/кг, для альфа-излучающих радионуклидов ограничения не накладываются. Следует отметить, что при возникновении аварии персонал, в соответствии с должностными инструкциями, немедленно покидает место работы и использует средства индивидуальной защиты, которые обеспечивают безопасность дыхательных путей. Поэтому основное радиационное воздействие при возникновении аварии оказывают гамма-излучающие радионуклиды за счет внешнего облучения.

В рамках оценки долговременной безопасности ППЗРО были проведены прогнозные расчет радиационного воздействия на население и окружающую среду, обусловленного возможным выходом радионуклидов из

упаковки РАО и их распространением за пределы барьеров безопасности ППЗРО в окружающую среду после закрытия ППЗРО в период потенциальной опасности захороненных РАО.

При проведении оценки долговременной безопасности были сделаны следующие предположения:

- ППЗРО было сооружено, введено в эксплуатацию, выведено из эксплуатации и окончательно изолировано в соответствии с проектом;
- в период активного административного (ведомственного) контроля (первые 50–100 лет после закрытия) будут предприниматься мероприятия по ограждению площадки, мониторингу окружающей природной среды, а также будут проводиться ремонтные и восстановительные работы по сохранности барьеров безопасности и другие работы по сохранению конструкционной целостности ППЗРО. Таким образом, считается, что барьеры безопасности сохранят свою целостность вплоть до окончания периода активного административного (ведомственного) контроля;
- территория размещения ППЗРО не может использоваться людьми для проживания и ведения сельскохозяйственных работ в течение первых 300 лет – период пассивного административного (ведомственного) контроля, но человек может жить вблизи границы санитарно-защитной зоны, использовать воду грунтового водоносного горизонта для питья и заниматься сельским хозяйством. Вследствие чего, вода на орошение, водопой скота и хозяйственно-питьевые нужды может отбираться из водозаборных скважин, расположенных на границе санитарно-защитной зоны.

В сценарии нормальной эволюции ППЗРО рассматривалась следующая цепочка поступления радионуклидов из пункта захоронения в окружающую среду. Радионуклиды мигрируют из матрицы отходов через стенки контейнера, засыпку из глины, железобетонные стенки ППЗРО в окружающую среду. При этом предполагалось, что бетон не меняет своих прочностных и фильтрационных свойств на протяжении первых 100 лет. По данным [8] в приповерхностном слое (первые 20–50 м от поверхности земли) через 100 лет начинается постепенная деградация бетона, и к 300 годам с момента начала эксплуатации коэффициент фильтрации бетона примерно соответствует коэффициенту фильтрации песка. Для упрощения расчетов в процессе моделирования сделано предположение о том, что коэффициент фильтрации бетона не изменяется на протяжении первых 100 лет, и составляет 0,001 м/сут. В период 100–300 лет, коэффициент фильтрации изменяется по линейному закону и к 300 годам достигает 0,01 м/сут. Свыше 300 лет коэффициент фильтрации не изменяется и составляет 1 м/сут. В период времени от 100 до 300 лет миграция радионуклидов через бетон возможна за счет процессов конвекции и диффузии, свыше 300 лет определяется преимущественно конвекцией. Через глиняную засыпку миграция радионуклидов происходит вследствие процесса диффузии. После выхода за пределы барьеров безопасности радионуклиды попадают в ненасыщенную зону и далее, за счет фильтрации с атмосферными осадками, в грунтовый водоносный горизонт. Миграция радионуклидов в водоносном горизонте осуществляется за счет конвективного переноса с учетом физико-химических процессов (сорбции, ионного обмена и др.), а также за счет процессов молекулярной диффузии и гидродисперсии, которые будут являться фактором рассеяния. ППЗРО располагается в зоне питания подземных вод на водораздельной территории, поэтому было сделано предположение о разделение потока и его движение к двум дренам.

На основе анализа требований [4] в качестве альтернативного рассматривался сценарий “поднятия уровня грунтовых вод”. В этом сценарии предполагалось изменение гидрогеологических условий на площадке размещения ППЗРО через 300 лет, при том, что уровень подземных вод поднимется выше основания ППЗРО. Из-за деградации инженерных барьеров в системе инженерных барьеров появятся зоны повышенной проницаемости (“фильтрационные окна”). Консервативно предполагалось, что 100% радионуклидов способны перейти в жидкую фазу и мигрировать с потоком подземных вод до дрен, как и в сценарии нормальной эволюции.

На основе разработанных концептуальной и математической моделей были проведены расчеты с применением программного средства Ecolego [7], которое использует метод камерного моделирования для представления миграции и поведения радионуклидов в окружающей среде.

При проведении расчетов по сценариям нормальной эволюции и альтернативному сценарию при заданных начальных условиях прогнозируется превышение $УВ^{ВОДА}$ по НРБ-99/2009 [1] для радионуклида U-238. Решением обратной задачи было получено максимально допустимое значения удельной активности U-238, которое составило $3{,}34 \cdot 10^5$ Бк/кг. По результатам оценки долговременной безопасности ограничение на содержание бета-активных радионуклидов (Cs-137, Sr-90, Co-60) не накладывается в связи небольшим периодом полураспада по отношению к скорости миграции.

На основе сравнительного анализа результатов комплексной оценки безопасности получены следующие значения максимальной удельной активности:

1) $3{,}34 \cdot 10^5$ Бк/кг по альфа-активным радионуклидам (по результатам оценки долговременной безопасности);
2) $8{,}94 \cdot 10^4$ Бк/кг по бета-активным радионуклидам (по Co-60, по результатам оценки безопасности при обращении с РАО до захоронения);
3) $6{,}53 \cdot 10^6$ Бк/кг по бета-активным радионуклидам (по Cs-137 и Sr-90, по результатам оценки безопасности при обращении с РАО до захоронения).

По результатам проведенной работы можно сделать вывод, что для обеспечения радиационной безопасности человека и окружающей среды необходимо проведение комплексной оценки безопасности, которая включает в себя оценку как эксплуатационной, так и долговременной. Принятие проектных и регулирующих реше-

ний на основании оценки безопасности, рассматривающей лишь одну – эксплуатационную или долговременную составляющую, может привести к радиационному воздействию на персонал, население и окружающую среду, многократно превышающему требования нормативно-правовых актов.

Следует отметить, что полученные результаты характерны для исследуемого ППЗРО со свойственными ему характеристиками площадки размещения и схемой обращения с РАО.

***Литература***


1. *Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009. Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523-09.*
2. *НП-055-14. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии "Захоронение радиоактивных отходов. Принципы, критерии и основные требования безопасности".*
3. *НП-058-14. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии "Безопасность при обращении с радиоактивными отходами. Общие положения".*
4. *НП-064-05. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии "Учет внешних воздействий природного и техногенного происхождения на объекты использования атомной энергии".*
5. *НП-069-14. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии "Приповерхностное захоронение радиоактивных отходов. Требования безопасности".*
6. *Постановление Правительства Российской Федерации о критериях отнесения твердых, жидких и газообразных отходов к радиоактивным отходам, критериях отнесения радиоактивных отходов к особым радиоактивным отходам и к удаляемым радиоактивным отходам и критериях классификации удаляемых радиоактивных отходов №1069 от 19.10.2012.*
7. *Ecolego 3. User Guide, Facilia 2007.*
8. *International Atomic Energy Agency, NSARS, Coordinated Research Program on the Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities. Specification for Test Case 2c, 1995.*
9. *Safety assessment methodologies for near surface disposal facilities // IAEA. – Vol. 1, 2. – Vienna, 2004.*


# РАДИАЦИЯ И ЭНЕРГЕТИКА ЧЕЛОВЕКА


Б.В. Тестов

Пермский государственный национальный исследовательский университет, Пермь, Россия


# RADIATION AND HUMAN POWER


B.V. Testov

Perm State National Research University, Perm, Russia


Американский ученый Альберт Ленинджер, по учебнику "Биохимия" которого учатся все советские химики, во введении утверждает, что живая клетка является изотермической химической машиной. Энергия, которую клетки получают из внешней среды в форме химической энергии, используется для биосинтеза клеточных компонентов, транспорта необходимых веществ в клетки организма, механической работы сокращения и передвижения. При этом температура клеток остается постоянной [1].

Даже не учитывая температурных изменений, которые происходят при заболеваниях человека, совершенно непонятно как с этих позиций можно объяснить термический ожог клеток кожи белого (незагорелого) человека, который начинает загорать под лучами первого весеннего солнца. При этом температура клеток кожи повышается до 40 градусов, хотя температура окружающего воздуха при этой процедуре не превышает 25 градусов. Все окружающие предметы и снятая одежда при загорании не нагреваются. Из этого следует, что нагревание клеток кожи происходит только за счет биохимических реакций в клетках кожи человека. То есть при определенных условиях функционирования организма изотермии клеток не наблюдается.

Экспериментальные данные показывают, что при постепенном загорании белого человека на коже появляется черный пигмент (загар) который защищает клетки кожи от перегрева даже при жарком летнем солнце. У людей, которые живут постоянно в южных широтах, смуглый цвет кожи наблюдается уже при рождении, то есть закреплен генетически.

Возникает вопрос: " Какая энергия нагревает и даже вызывает гибель клеток кожи человека?" Термический ожог возникает за счет энергии организма, то есть за счет молекул АТФ, поскольку другого источника энергии у организма нет. Из этого следует вывод о том, что клетка не является изотермической химической машиной.

### Механизм передачи энергии молекулами АТФ

А. Ленинджер утверждает, что АТФ передает энергию окружающим молекулам за счет гидролиза, то есть распадается под действием воды. А поскольку содержимое клеток имеет жидкую форму (то есть воды в клетках много), то молекулы АТФ в клетке должны моментально разлагаться. Как молекулы АТФ постоянно присутствуют в каждой клетке без разложения ученые пока не знают.

Из этого можно сделать выводы:

1. Передача энергии молекулами АТФ происходит не в

процессе гидролиза, а под действием ультрафиолетового излучения.

2. Распад молекул АТФ приводит к повышению температуры клеток.
3. При биохимических реакциях возникают фотоны ультрафиолетового излучения.

Такое излучение было зафиксировано Раевским от следующих объектов: корешки лука, кашица из лука, кашица из карциномы мыши [2]. Эти данные приведены в книге русского профессора А.Г. Гурвича "Митогенетическое излучение", выпущенной Госмедиздатом в 1932 г. В книге приводятся данные, полученные учеными при помощи счетчика Гейгера от сарториуса и сердец лягушек. Счетчик Гейгера регистрирует только ионизирующее излучение (жесткий ультрафиолет, рентген и гамма-излучение). По данным ряда ученых митогенетическое (излучение при митозе клеток) лежит в области от 190 до 240 нм [2]. Область УФ излучения – от 300 до 200 нм. При митозе (делении) клеток возникает большое количество биохимических реакций, которые требуют больших энергетических затрат. Эта энергия обеспечивается распадом молекул АТФ. Такое излучение было зафиксировано и рядом советских ученых (в частности А.М. Кузиным) от делящихся биологических тканей. Но приемлемого теоретического объяснения механизма пока не получено.

**Механизм действия ионизирующего излучения**

В настоящее время общепринятым механизмом действия радиоактивного излучения считается ионизация атомов и молекул. Смертельная доза для теплокровного составляет 10 Гр (1000 р). Однако простые математические расчеты показывают, что при дозе 10 Гр в организме ионизируется (повреждается) 1 атом из $10^7$. У человека весом 70 кг будет повреждено 7 мг вещества, равномерно распределенного по всему организму. Такие повреждения не могут привести человека к смерти, поскольку при полостных операциях медики удаляют килограммы больной ткани и человек выживает. Для объяснения этого парадокса радиобиологами были разработаны теории косвенного действия ионизирующего излучения, которые только затрудняют понимание процесса действия ионизирующего излучения на живые организма.

Суть энергетического обеспечения биологического организма в том, что энергия АТФ расходуется только для обеспечения биохимических реакций, но не в результате гидролиза, а под действием ультрафиолетового излучения, возникающего при биохимических реакциях. При действии ионизирующего излучения (жесткий ультрафиолет, рентгеновское и гамма излучение) обладающего большой проникающей способностью, оно легко проникает в организм. Это проникающее излучение при взаимодействии с молекулами и атомами вещества теряет энергию и превращается в мягкий ультрафиолет. Мягкий ультрафиолет расщепляет молекулы АТФ и приводит к нагреванию тканей организма. Поэтому наиболее чувствительными к облучению являются организмы с высоким уровнем метаболической активности тканей. Из этого следует, что животные значительно более чувствительны к ионизирующей радиации, чем растения. Экспериментальные исследования это подтверждают. Особенно чувствительны к облучению млекопитающие, ведущие подвижный образ жизни.

**Динамика заселения животными радиоактивных биотопов**

Наблюдения, проведенные нами в период Чернобыльской аварии, показали, что в первый год аварии животные в зоне с наибольшим загрязнением вообще отсутствовали. Растительность получила здесь существенные повреждения, что особенно отразилось на хвойных деревьях. Однако полной гибели деревьев на радиоактивной территории не наблюдалось. Упали только подгнившие сосны. Со временем постепенно увеличивалось число деревьев с зеленой хвоей. Наконец позеленела сосна на производственной площадке, получившая самое большое облучение.

Через 2 года после аварии численность мышевидных грызунов стала повышаться на всех участках, но наиболее активно заселялись влажные биотопы. Зависимость численности животных от величины радиационного загрязнения уже не наблюдалась. Распределение животных по радиоактивной территории больше зависело от условий затенения территории. Это подтверждает наши предположения, что доминирующим фактором на радиоактивных участках является не мощность дозы облучения, а температурные условия обитания. Хорошим подтверждением этого предположения является результаты наблюдения активности мышевидных грызунов, которая в летнее время повышается обычно ночью. Активность животных на контрольных участках повышалась на 4–5 ч раньше, чем на участках с сильным загрязнением. Этим же объясняется более высокая гибель животных в живоловках на контрольных участках. На контроле животные находились в живоловках более длительное время, поскольку проверка живоловок осуществлялась с разницей в 1 ч.

При размещении лабораторных крыс (Вистар) в клетках на радиоактивных участках мы отметили повышение у них ректальной температуры на 2–3 градуса. После вывоза крыс в Чернобыль, где уровень радиации был ниже в 30 раз, ректальная температура снизилась.

Из этого можно сделать заключение о том, что для прогноза изучения действия радиоактивного излучения необходимо учитывать не только дозу облучения, но и температуру среды в которой происходит облучение. То есть показания каждого дозиметра необходимо записывать с учетом температуры среды в момент снятия показания.

По данным лесоведов, изучавших поражение лесных культур на радиоактивной территории, поражение хвои деревьев с южной стороны было несколько большим. Эти данные подтверждают, что формирование поражения произошло из-за термического эффекта, созданного массовым распадом молекул АТФ, а не ионизирующим действием радиационного загрязнения.

Почему человеку и высшим животным необходим сон

Ночной сон примерно занимает 1/3 суток, или 1/3 жизни человек проводит во сне. Почему человек должен

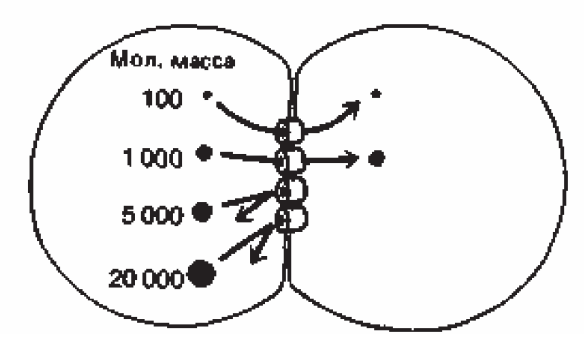



***Рис. 1.*** *Переход молекул из одной молекулы в другую при помощи щелевого контакта [3]*

спать? Во время сна организм снижает циркуляцию крови через головной мозг и мышцы, которые являются основными потребителями энергии. Однако сердце, легкие и органы брюшной полости работают круглосуточно без сна, хотя и с меньшим напряжением. Это значит, что в организме энергия создается постоянно, но в ночное время изменяется распределение энергии. Значительная часть энергии, которая во время сна экономится за счет снижения энергообеспечения головного мозга и мышц, идет на создание запаса для предстоящего трудового дня. Поэтому после ночного отдыха организм чувствует прилив сил и желание трудиться. Не спавший человек чувствует себя значительно хуже. Не спавший ночью человек не имеет достаточного запаса энергии и не может продуктивно работать. Как формируется запас энергии?

Запас энергии в виде запаса гликогена в организме может быть значительным, но он не является мобильным. Мобильным запас может быть только в виде молекул АТФ. Ученые давно подозревали, что организм запасает энергию в виде АТФ, но не могли найти место депонирования молекул АТФ в организме. Многие считали, что АТФ может запасаться в крови, но анализ крови показал отсутствие в ней молекул АТФ. Тогда мы обратили внимание на открытый американскими исследователями факт существования в клетках ионных каналов, через которые в клетку могут проникать молекулы с атомным весом до 1000 дальтон [3]. При этом между клетками создается щель шириной примерно 3 ангстрема и клеточные коннексоны могут создавать водный канал. С помощью этих каналов молекулы АТФ, имеющие атомный вес до 500 дальтон, могут легко переходить из клетки в клетку (рис. 1). Поэтому запас молекул АТФ может формироваться непосредственно в клетках, обладающих митохондриальным аппаратом.

Наиболее пригодными клетками для формирования запаса АТФ являются малые лимфоциты, имеющие небольшие размеры и обладающие большой проникающей способностью.

Примером экстренного использования запаса АТФ является открытие “второго дыхания” у неопытных бегунов при большой нагрузке. Если спортсмен, не имея большого соревновательного опыта, стартует достаточно быстро, то через некоторое время он начнет тяжело

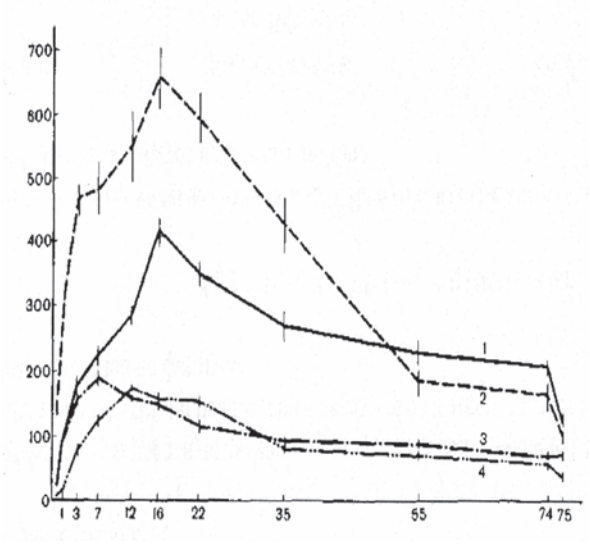



***Рис. 2.*** *Количество лимфоидных узелков у различных органов человека [4]: 1 – мочевой пузырь; 2 – аппендикс; 3 – трахея; 4 – небная миндалина. По оси абсцисс: возраст человека, годы. По оси абсцисс: количество узелков*

дышать, почувствует слабость и достаточно сильную боль в левом подреберье. Часто такие спортсмены сходят с дистанции. Но если у спортсмена хватит мужества перетерпеть эту боль, то у него открывается “второе дыхание” и он продолжает соревнование. Резкая боль возникает в результате массового выхода лимфоцитов из селезенки, которая является крупнейшим лимфатическим узлом, и движения их к работающим мышцам для передачи запаса энергии. Передача АТФ работающим клеткам позволяет продолжить соревнование. Опытные спортсмены заранее включают в работу запас АТФ и таких болей не испытывают.

Запас АТФ формируется на очень ранних стадиях развития человека. Поэтому дети очень много спят. Первое время после рождения сон ребенка прерывается только для принятия пищи. Двигается ребенок в это время очень мало, но у него наблюдается стремительный рост. Через год он начинает интенсивно двигаться и его трудно заставить сидеть спокойно. Движение в это время ему нужно для формирования мышечной мускулатуры, а постоянно двигаться заставляет большой запас энергии, который на данном этапе развития реализуется через мышечную активность. Любое ограничение подвижности в это время вызывает протест молодого организма, который протестует против ограничения двигательной активности. Исследования врачей показали, что в этот период наблюдается быстрый рост количества лимфатических узелков, в которых формируется запас энергии. Максимальное количество лимфатических узлов обычно наблюдается у человека в возрасте 20 лет, после чего происходит постепенное снижение лимфатических узлов (рис. 2). Поэтому 20-летние люди являются наиболее энергичными и выдерживают максимальные физические нагрузки.

После 18–20-летнего возраста начинается постепенное старение организма. Скорость старения определяется снижением количества лимфатических узлов в организме человека, что сопровождается снижением запаса энергии в различных органах и тканях. Причиной является снижение накопленного запаса энергии, который до этого был максимальным. Связано это с замедлением роста человека и накоплением опыта работы, который позволил ему добиваться тех же результатов в производственной деятельности с меньшей затратой энергии. Жизненный опыт во всех сферах деятельности человека приводит к меньшим энергетическим затратам, что неизбежно ведет к уменьшению нагрузки и уменьшению накопления запаса энергии. Человек это замечает и старается замедлить процесс старения усилением физических нагрузок. Но компенсировать процесс старения физическими нагрузками не может, поскольку не имеет возможности оценивать величину запаса энергии. Это определяет неизбежность процесса старения организма. Замедлить скорость старения человека можно только постоянными нагрузками на различные органы и ткани.

***Литература***


1. *Ленинджер А. Биохимия / пер. с англ. – М. : Мир, 1986.*
2. *Гурвич А.Г. Митогенетическое излучение. – М. : Госмедиздат, 1932. – С. 25.*
3. *Молекулярная биология клетки / Б. Альбертс, Д. Брей, Дж. Льюис и др. ; пер. с англ. – М. : Мир, 1994. – Т. 2. – С. 481–484.*
4. *Сапин М.Р., Этинген Л.Е. Иммунная система человека // Молекулярная биология клетки / пер. с англ. – М. : Мир, 1994. – Т. 2. – С. 481–484.*


# ХАРАКТЕР ТРИТИЕВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ В МЕСТАХ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ НА СИП


Л.В. Тимонова, О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко

Филиал “Институт радиационной безопасности и экологии” НЯЦ РК, г. Курчатов, Казахстан, Timonova@nnc.kz, Lyahova@nnc.kz, Lukashenko@nnc.kz


# REGULARITY OF TRITIUM DISTRIBUTION IN THE SOIL OF VENUES OF GROUND NUCLEAR EXPLOSIONS AT THE SEMIPALATINSK TEST SITE TERRITORY


L.V. Timonova, O.N. Lyahova, S.N. Lukashenko

Branch “Institute of Radiation Safety and Ecology” RSE NNC RK, Kurchatov city, Kazakhstan



Tritium ($^{3}$H) at the Semipalatinsk test site (STS) is one of the main environmental contaminants and one of the most environment-oriented radionuclides that entered the atmosphere during nuclear explosions. Places of tritium contamination were thought to be basically associated with venues of underground nuclear explosions where $^{3}$H concentration was registered in different natural environments – surface and underground water, vegetation, air environment, snow cover. Since it was assumed that when conducting ground nuclear tests all of $^{3}$H was released into the atmosphere and transported beyond the site with air currents, the research into its concentration in natural environments at such territories of STS were hardly ever carried out. However, when studying radionuclide contamination of the area at the ‘Experimental Field’ ground where air and ground nuclear tests were performed, high tritium concentration in soil was observed. Thus, the purpose of this work was evaluating the nature of $^{3}$H distribution in soil in venues of ground tests. To research into $^{3}$H concentration in soil, P-1, P-3, P-2, P-7 and P-5 sites of supposed explosion epicenters were selected that are located at the territory of the “Experimental Field”. As a result of the research carried out, soil was revealed to contain $^{3}$H in significant quantities. Maximum values of $^{3}$H specific activity in soil was registered at the P-1 site– 70000 Bq/kg. The rest of the sites are noted to have lower tritium concentration level – < 150 to 18000 Bq/kg. Also, it was noted in the course of performed works that $^{3}$H concentration in soil at the ‘Experimental Field’ $^{152}$Eu concentration. This points to the fact that neutron activation process is one of $^{3}$H building mechanisms in studied areas. Obtained results showed that soil contains $^{3}$H in significant quantities not only in venues of underground nuclear explosions but also in venues of ground nuclear tests.


## Введение

Традиционно, при проведении радиоэкологических исследований на территории бывшего (СИП), определение трития ($^{3}$H) проводилось в таких объектах окружающей среды, как растительность, снежный покров, поверхностные и подземные воды, воздух [1]. При этом исследованию $^{3}$H в почве особого внимания не уделялось. Считалось, что основное тритиевое загрязнение объектов окружающей среды на территории СИП приурочено к местам проведения подземных ядерных взрывов, где имелись обширные водные источники. Соответственно, на этих участках следовало ожидать наличие $^{3}$H и в почве. Учитывая, что $^{3}$H может нарабатываться в результате реакции активации и “захватываться” частицами породы при испытаниях, было решено исследовать почву не только в местах проведения подземных, но и в местах проведения наземных и экскавационных взрывов.

## Методология исследования

В качестве участков исследования были выбраны испытательная площадка “Опытное поле”, где проводились наземные ядерные испытания и воронка “Атомного” озера, образовавшееся на испытательной площад-

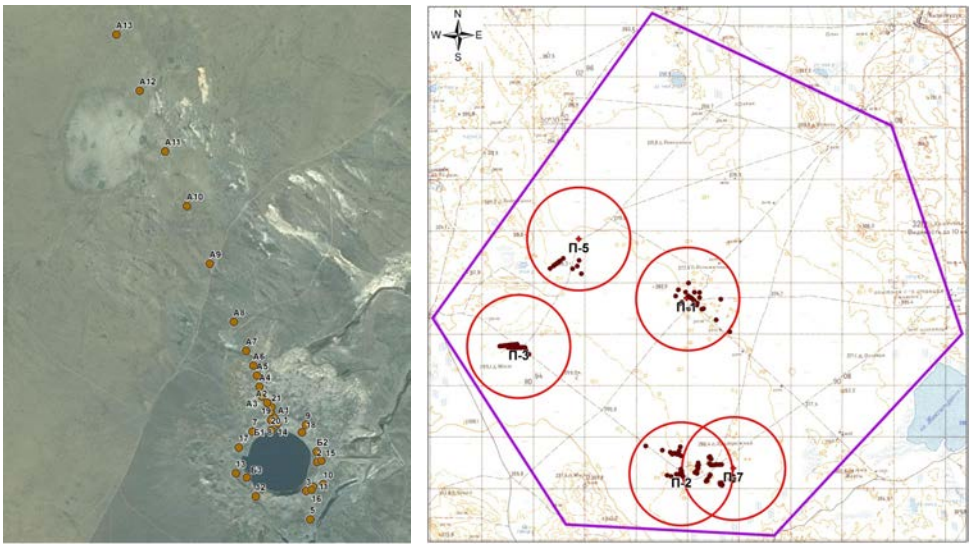



***Рис. 1.*** *Расположение точек отбора проб почвы на исследуемых участках*

ке “Балапан” вследствие проведения экскавационного взрыва в скважине 1004 (рис. 1).

На “Опытном поле” почва отбиралась с предполагаемых эпицентров взрывов и с участков, расположенных по мере удаления от них путем заложения лучей. Отбор проб почвы осуществлялся на участках с максимальным радионуклидным загрязнением почвы по результатам пешеходной гамма-съемки и площадного распределения радионуклидов.

На площадке “Балапан” почва отбиралась с гребня воронки и с участка, расположенного по мере удаления от гребня в местах максимального загрязнения почвы по результатам пешеходной гамма-съемки и площадного распределения радионуклидов.

Наглядное изображение предполагаемых эпицентров взрывов и расположение точек отбора проб почвы на площадке “Опытное поле” и “Атомном” озере представлено на рисунке (рис. 1).

На каждом участке почва отбиралась точечным методом на глубину 0–10 см. Учитывая, что $^{3}H$ при проведении ядерных испытаний может нарабатываться в результате реакции активации, также, как и европий ($^{152}Eu$), то все отобранные образцы почвы анализировались не только на $^{3}H$, но и на $^{152}Eu$ гамма-спектрометрическим методом. И в последующем результаты об уровнях активности $^{3}H$ и $^{152}Eu$ сравнивались для установления взаимосвязи и выявления, таким образом, механизм образования $^{3}H$.

Для определения содержания $^{3}H$ пробы почвы подготавливались методом автоклавного разложения. Удельная активность $^{3}H$ во всех подготовленных пробах определялась проведением бета-спектрометрического анализа на жидкосцинтилляционном спектрометре.

## Результаты и обсуждения

*Определение содержания трития в почве в местах проведения ЯИ.* Результаты исследований, проведенных

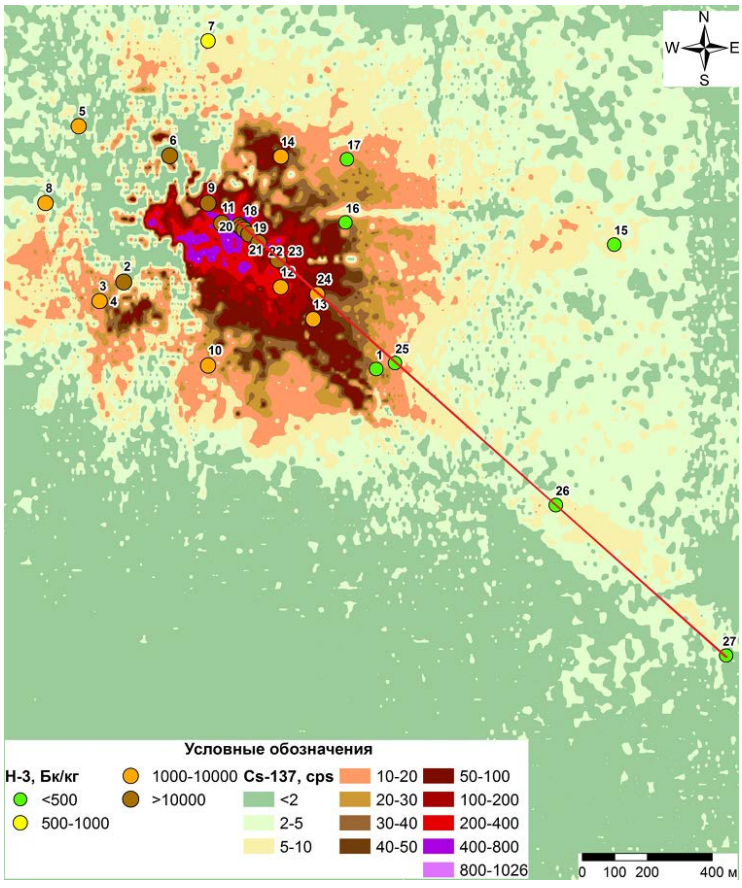



***Рис. 2.*** *Содержание $^{3}H$ на П-1*

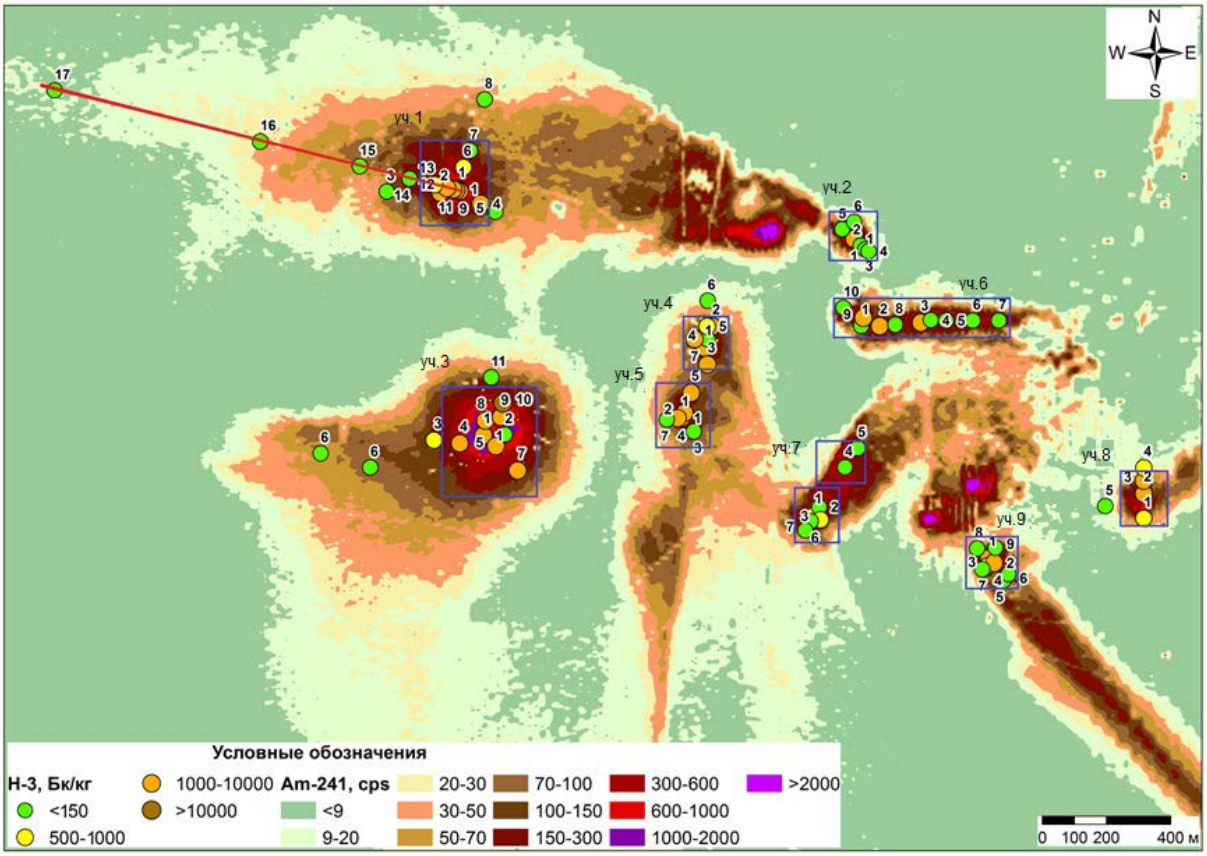



***Рис. 3.*** *Содержание $^{3}$H на П-2, П-7*

на исследуемых участках, показали, что в местах проведения наземных и экскавационных ядерных испытаний $^{3}$H присутствует в значимых количествах. На рисунках (рис. 2–6) представлено содержание $^{3}$H в почве на исследуемых участках.

На "Опытном поле" максимальное содержание $^{3}$H выявлено в эпицентрах взрывов. Максимальная концентрация $^{3}$H в почве зафиксирована на площадке П-1, значение которой составило до 70000 Бк/кг. Остальные площадки отмечены меньшим уровнем тритиевого загрязнения: на площадке П-2, П-7 удельная активность $^{3}$H в почве составила до 11000 Бк/кг, на площадке П-3 – до 14000 Бк/кг, на площадке П-5 – до 18000 Бк/кг.

Уровень содержания $^{3}$H в почве на гребне воронки "Атомного" озера варьирует от <150 до 150000 Бк/кг. Проанализированные данные показали, что максимальная концентрация $^{3}$H в почве зафиксирована в местах максимального загрязнения почвы другими радионуклидами.

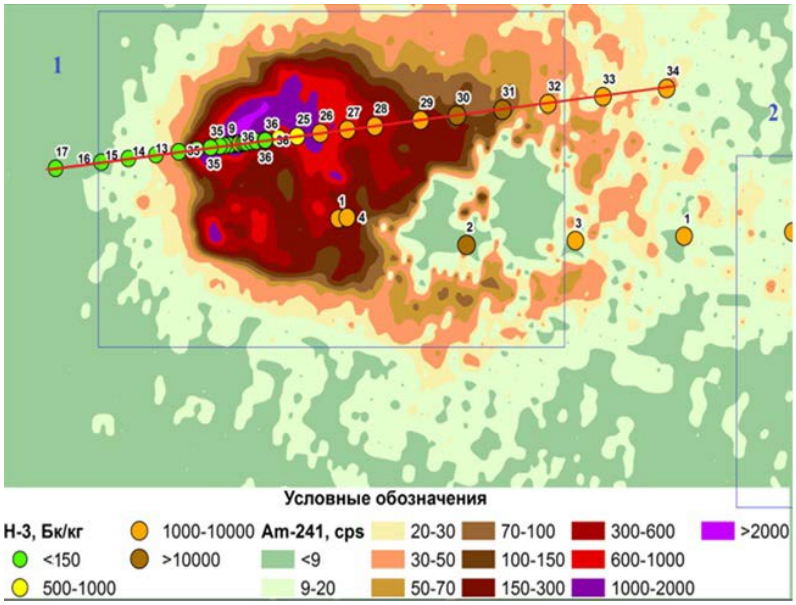



***Рис. 4.*** *Содержание $^{3}$H на П-3*

*Оценка характера распределения трития в почве по мере удаления от эпицентров взрывов.* Характер распределения $^{3}$H по мере удаления от эпицентров взрывов представлен на рисунках (рис. 7–13). Для выявления взаимосвязи распределение $^{3}$H в почве сравнивалось с распределением $^{152}$Eu.

При исследовании $^{3}$H в почве по мере удаления от эпицентров взрывов, выявлен неравномерный характер распределения. При сравнении распределения $^{3}$H и

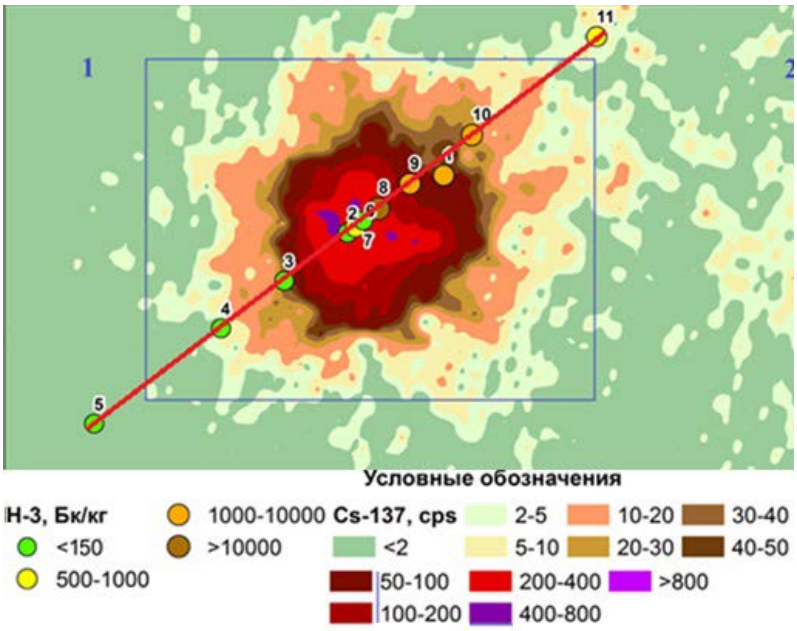



***Рис. 5.*** *Содержание $^{3}H$ на П-5*

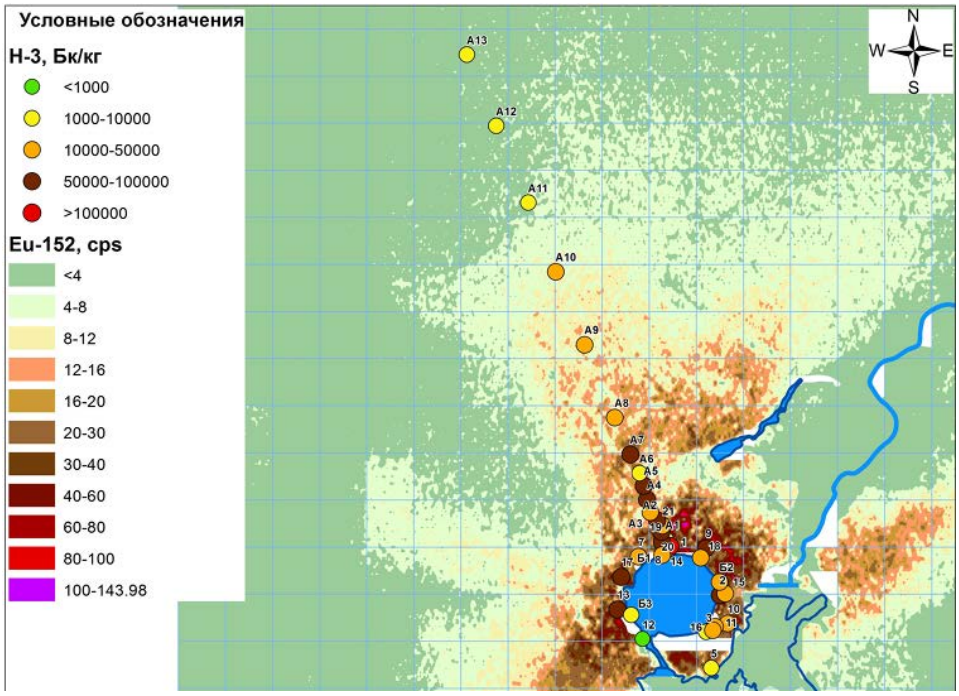



***Рис. 6.*** *Содержание $^{3}H$ на "Атомном" озере*

$^{152}Eu$ в почве была отмечена корреляционная зависимость.

На площадке П-1 наблюдается резкое снижение концентрации с увеличением расстояния. На расстоянии 300 м от эпицентра концентрация снижается на порядок, а на расстоянии 600 м концентрация $^{3}H$ снижается до уровня предела обнаружения. На остальных исследовательских участках наблюдается резкое повышение концентрации, а затем ее снижение. Тем самым выявлен пик. На площадке П-5 максимальное значение $^{3}H$ в почве по мере удаления выявлено на расстоянии 40 м от эпицентра, на площадке П-3 – на расстоянии 240 м, на П-2, П-7 (участок 1) – на расстоянии 10 м.

На площадке "Балапан" максимальная концентрация $^{3}H$ в почве по мере удаления от гребня воронки зафиксирована в пробах, отобранных в низине заложенного профиля на расстоянии 100, 230, 300 и 470 м.

Неравномерный характер распределения $^{3}H$ в почве по мере удаления от эпицентров взрывов позволил сделать предположение, что в данном направлении произо-

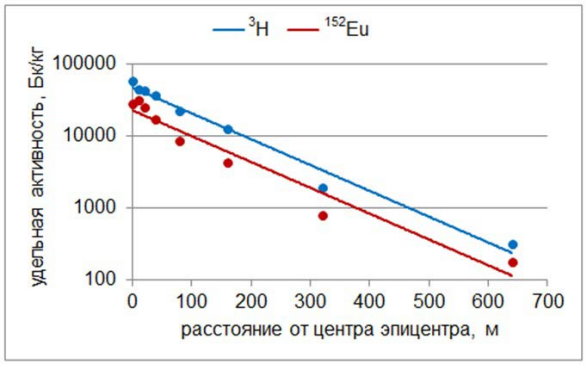



**Рис. 7.** *Распределение $^{3}H$ и $^{152}Eu$ на П-1*

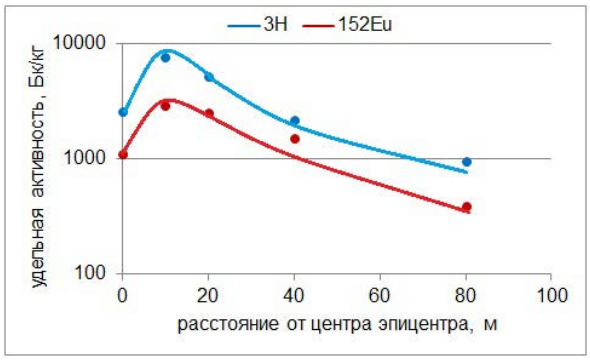



**Рис. 8.** *Распределение $^{3}H$ и $^{152}Eu$ на П-2, П-7 (участок 1)*

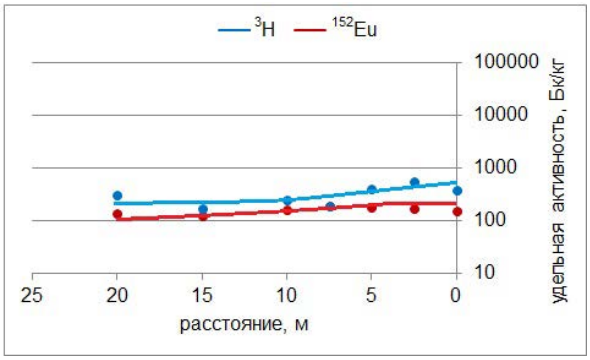



**Рис. 9.** *Распределение $^{3}H$ и $^{152}Eu$ на П-3 (луч слева от эпицентра)*

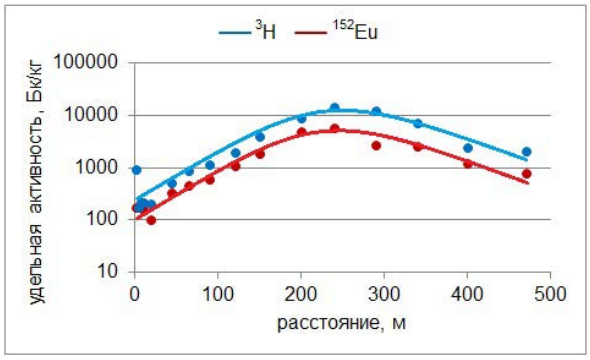



**Рис. 10.** *Распределение $^{3}H$ и $^{152}Eu$ на П-3 (луч справа от эпицентра)*

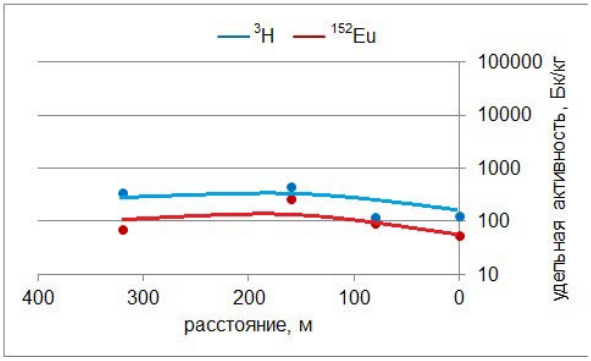



**Рис. 11.** *Распределение $^{3}H$ и $^{152}Eu$ на П-5 (луч слева от эпицентра)*

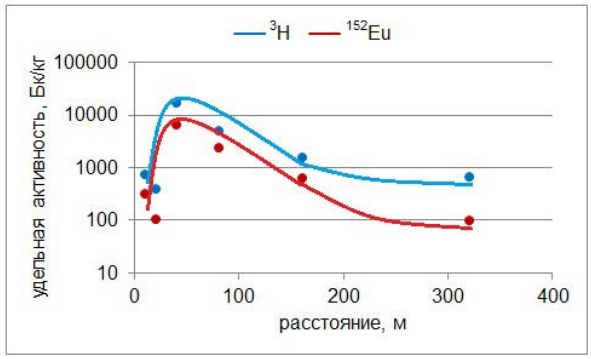



**Рис. 12.** *Распределение $^{3}H$ и $^{152}Eu$ на П-5 (луч справа от эпицентра)*

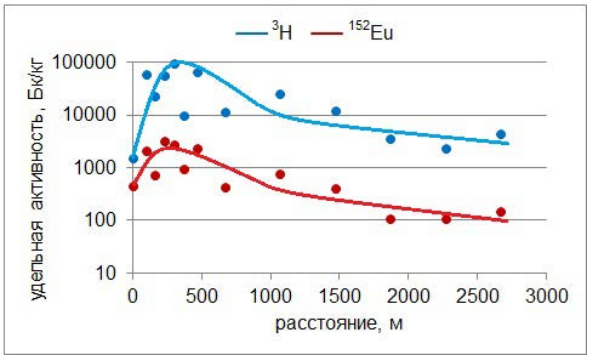



**Рис. 13.** *Распределение $^{3}H$ и $^{152}Eu$ по мере удаления от гребня воронки*

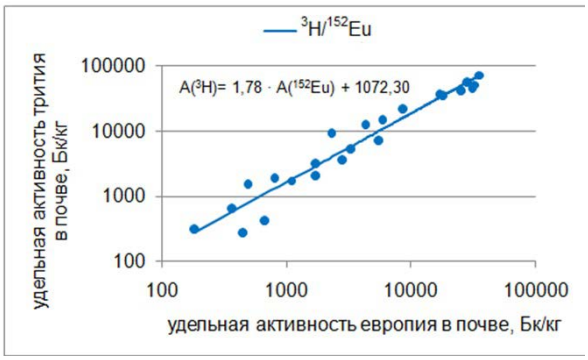



***Рис. 14.*** *Зависимость удельной активности $^3H/^{152}Eu$ в почве для П-1*

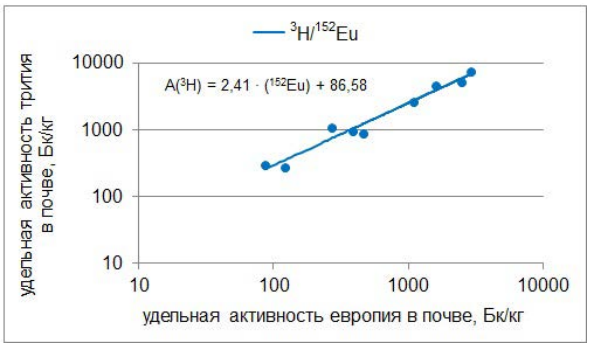



***Рис. 15.*** *Зависимость удельной активности $^3H/^{152}Eu$ в почве для П-2, П-7 (участок 1)*

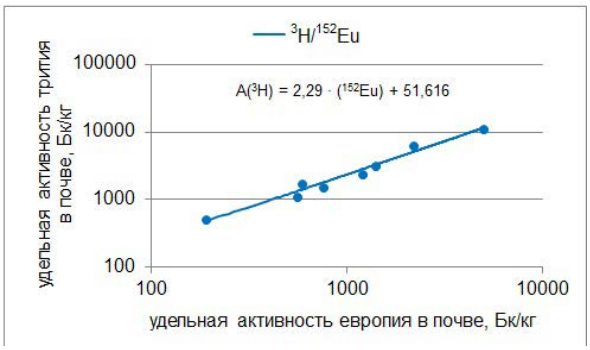



***Рис. 16.*** *Зависимость удельной активности $^3H/^{152}Eu$ в почве для П-2, П-7 (участок 3)*

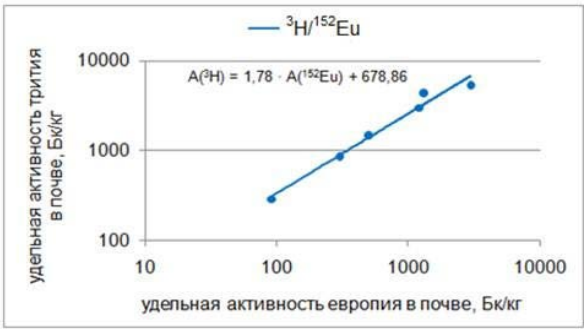



***Рис. 17.*** *Зависимость удельной активности $^3H/^{152}Eu$ в почве для П-2, П-7 (участок 4)*

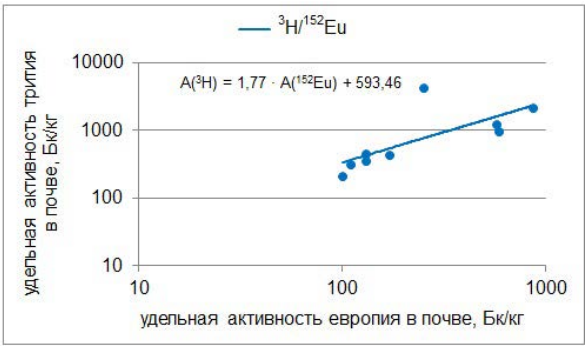



***Рис. 18.*** *Зависимость удельной активности $^3H/^{152}Eu$ в почве для П-2, П-7 (участок 9)*

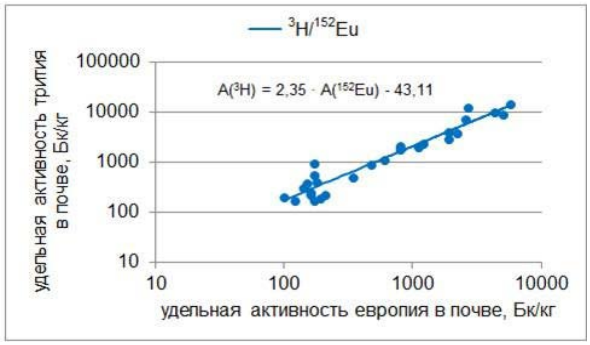



***Рис. 19.*** *Зависимость удельной активности $^3H/^{152}Eu$ в почве для П-3*

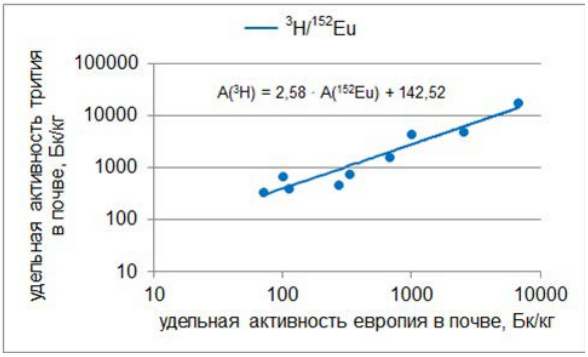



***Рис. 20.*** *Зависимость удельной активности $^3H/^{152}Eu$ в почве для П-5*

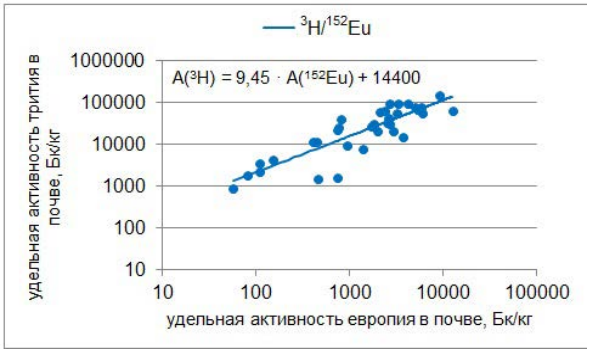



***Рис. 21.*** *Зависимость удельной активности $^3H/^{152}Eu$ для "Атомного" озера*

шел выброс почвы при взрыве и максимальная концентрация $^{3}H$ смещена от эпицентра в сторону предполагаемого выброса.

Выявление механизма образования трития на исследуемых участках. Для выявления механизма образования $^{3}H$ в почве по полученным данным об уровне содержания $^{3}H$ и $^{152}Eu$ построены графики отношения удельной активности $^{3}H$ и $^{152}Eu$. Графики отношений $^{3}H/^{152}Eu$ представлены на рисунках (рис. 14–21).

Анализ данных позволил сделать вывод, что отношение удельной активности $^{3}H/^{152}Eu$ характеризуется линейной зависимости. Это подтверждает то, что одним из путей образования $^{3}H$ в почве на данных участках являлись нейтронно-активационные процессы, имевшие место во время испытаний.

В уравнениях, свободный член, отображает количество остаточного $^{3}H$, образованного вследствие иных механизмов, имеющих место при проведении взрывов.

Максимальное значение свободного члена в формулах для территории "Опытное поле" отмечено на площадке П-1 – порядка 1000. Вероятнее всего, причиной этому послужило проведение термоядерных испытаний на данном участке. Похожая картина наблюдается и для "Атомного озера", где также было проведено термоядерное испытание. В данном случае, величина свободного члена составляет более 14000.

Значение свободного члена в других представленных формулах, для остальных площадок, составило гораздо меньшее значение.

Также в ходе проведения сравнительного анализа были установлены коэффициенты отношения удельной активности $^{3}H/^{152}Eu$. Коэффициент на "Опытном поле" составил в среднем порядка двух, на "Атомном" озере – 9,5. Предположительно это связано с различным механизмом проведения испытаний.

**Заключение**

По результатам исследований, проведенных на СИП, установлено, что в местах проведения наземных и экскавационных ядерных испытаний $^{3}H$ содержится в почве в значимых количествах.

Характер распределения $^{3}H$ по удалению от эпицентра показал неравномерный характер с выявлением пика, предположительно, означающий выброс почвы в сторону во время взрыва, либо месторасположение самого эпицентра.

Полученные зависимости $^{3}H/^{152}Eu$ показали существование взаимосвязи между содержанием данных радионуклидов в почве в местах проведения наземных ядерных испытаний.

Коэффициент отношения $^{3}H/^{152}Eu$ на данных исследуемых участках является одним из показателей, который зависит от характерных физических особенностей проведения того или иного испытания.

***Литература***

1. *Отчет о научно-исследовательской деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного по НТП "Изучение современного состояния и последствий деятельности объектов атомной энергетики Семипалатинского полигона на окружающую среду" по этапу: "Исследование экосистем, подверженных влиянию радиоактивно-загрязненных водотоков" / рук. С.Н. Лукашенко. – Курчатов : ИРБЭ НЯЦ РК, 2009.*

## РОЛЬ ОБЩЕСТВЕННЫХ ОРГАНИЗАЦИЙ В ОЦЕНКЕ ПРОЕКТОВ В АТОМНОЙ СФЕРЕ

А.В. Торопов

Сибирское экологическое агентство, Томский Зеленый Крест, Томск, Россия, alexeytoropov@gmail.com

## THE ROLE OF PUBLIC ORGANIZATIONS IN ASSESSMENT OF PROJECTS IN THE NUCLEAR SPHERE

A.V. Toropov

Siberian Ecological Agency, Tomsk Green Cross, Tomsk, Russia

С самого появления возможности открытого обсуждения проектов в атомной сфере на рубеже 80–90-х гг. XX в. одной из самых острых тем противостояния общественности и государства стала тема атомной энергетики.

Многие годы уровень диалога общественности и атомной индустрии по вопросам строительства АЭС, обращения с РАО не выдерживал никакой критики. Зачастую вполне конкретным замечаниям независимых экспертов, обоснованным протестам экологических активистов "PR-службы" предприятий "Росатома" из года в год противопоставляли избитые тезисы о специалистах и дилетантах и слегка завуалированные обвинения в работе "зеленых" на таинственных зарубежных конкурентов "Росатома".

Занимаясь около 20 лет мониторингом социально-экономических и экологических последствий деятельности предприятий ядерно-топливного цикла, могу привести десятки примеров уклонения от ответа, жонглирования терминами и "пускания пыли в глаза" со стороны атомщиков и журналистов, работающих на атомную отрасль. До середины "нулевых" годов XXI в. эти приемы стали традиционными в практике "Росатома" при взаимодействии с общественностью.

С приходом к руководству отраслью новой команды с 2006 г. отчетливо наметился и сохраняется курс "Ро-

сатома" на реальный учет мнения общественности. Создан и очень активно работает Общественный совет "Росатома". По инициативе Российского "Зеленого Креста" на федеральном уровне были запущены и показывают свою эффективность регулярные Форумы-Диалоги по атомной энергетике. В регионах критически настроенные общественные организации включаются в региональные советы по атомной энергетике, участвуют в критике публичной отчетности предприятий отрасли в ходе диалога заинтересованных сторон.

Одним из ярких примеров решения конкретной проблемы является обсуждение вопроса ввоза в Россию зарубежного отвального гексафторида урана "на вечное обращение". В течение около 15 лет европейские атомные корпорации отправляют в Россию уран разной степени чистоты, обогащения и в разных химических состояниях. Суть контрактов оставалась одной: обратно в Европу отправлялся обогащенный уран для ядерного топлива, а в России оставалось до 90% отвального гексафторида урана (ОГФУ), декларируемого "ценным материалом". При этом остающийся в России ОГФУ юридически становился собственностью России.

За это время в 4 городах Урала и Сибири (Новоуральск, Северск, Зеленогорск, Ангарск) накопилось около 130 тыс. т отвального гексафторида урана, завезенного из-за рубежа.

Руководством "Росатома" принципиально вопрос о ввозе зарубежного ОГФУ был решен в 2006 г. 12 апреля 2006 г. в Северске на встрече общественности Томска и Северска с руководителем "Росатома" Сергеем Кириенко "СибЭкоАгентство" сформулировало свое отношение к проблеме хранения ОГФУ, ввезенного из-за рубежа, так: "Если "Росатом" утверждает, что отвальный гексафторид урана – это "ценный материал", то покажите, что в конкретные сроки определенной технологией и за деньги, полученные из прибыли от обогащения иностранного урана, эти "хвосты от хвостов" будут безопасно использованы".

Сергей Кириенко ответил, что принимает наш подход и пообещал представить общественности подход "Росатома" к решению этого вопроса в ближайшее время. Через несколько месяцев на подобной встрече в г. Ангарске Сергей Кириенко заявил, что принял решение о прекращении ввоза зарубежного ОГФУ после завершения текущих контрактов в 2009 г. А многочисленные "атомные соловьи" еще три года спустя продолжают говорить о "ценных материалах", чрезвычайной выгоде контрактов по ввозу ОГФУ и тому подобное.

В конце 2009 г. мы получили письмо за подписью заместителя генерального директора "Росатома" Евгения Евстратова, в котором сообщалось о принятом решении прекратить ввоз зарубежного ОГФУ в конце 2010 г., после чего ввоз был прекращен.

Надо отметить, что наша организация заслужила репутацию экспертной общественной организации только благодаря тесному взаимовыгодному сотрудничеству с государственными, научными организациями, вузами и НКО международного уровня. Более всего стоит отметить многолетнее сотрудничество с кафедрой геоэкологии и геохимии НИ Томского политехнического университета , Отделом радиационного мониторинга ОГУ "Облкомприроды" Администрации Томской области и Российским "Зеленым Крестом".

Из прошедших нашу серьезную экспертную оценку проектов и исследований стоит отметить:

- проект размещения на территории СХК завода по производству МОКС-топлива http://green.tomsk.ru/node/706 ;
- проект строительства Северской АЭС http://green.tomsk.ru/node/113 ;
- оценка последствий производства оружейного плутония для реки Томи http://green.tomsk.ru/Book_SCC_influence_on_the_Tom_river .

Полные тексты опубликованных исследований по которым можно получить в удобном формате на сайте нашей организации GREEN.TOMSK.RU в разделе "Эколитера".

Стоит подчеркнуть, что "зеленые" это не те, которые "всегда против" каких-то проектов. "Зеленые" за реализацию тех проектов, которые соответствуют долгосрочным целям социально-экономического развития регионов и страны в целом.

Примером поддержанного "зелеными", в т.ч. и нашей организацией проекта можно назвать строительство на территории ЗАТО Северск пункта захоронения радиоактивных отходов 3–4 класса, которое начало активно обсуждаться в 2015 г.

# ПРОСТРАНСТВЕННАЯ МОДЕЛЬ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА НА ПРИМЕРЕ РУЧЬЯ КАРАБУЛАК

А.С. Торопов

Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск, Россия,
torop990@gmail.com
Филиал "Институт радиационной безопасности и экологии" Национального ядерного центра Республики Казахстан, г. Курчатов, Казахстан

# SPATIAL MODEL OF RADIONUCLIDE SPECIATION IN THE WATER BODIES OF THE SEMIPALATINSK TEST SITE (CASE STUDY OF KARABULAK STREAM)

A.S. Toropov

National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia
The Branch "Institute of Radiation Safety and Ecology" of National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan, Kurchatov, Kazakhstan

В статье рассматриваются вопросы форм нахождения техногенных радионуклидов и некоторых элементов в воде ручья Карабулак испытательной площадки "Дегелен" Семипалатинского испытательного полигона, где проводились подземные ядерные испытания. Установлено, что преобладающей формой миграции трансурановых радионуклидов является взвешенное вещество, для урана характерны взвешенные, коллоидные и растворенные формы. При этом по течению русла ручья в пределах десятка километров суммарная активность изотопов плутония падает на один-два порядка.

The subject of the article is speciation of artificial radionuclides and some elements in the water stream Karabulak located in "Delegen" ground of the Semipalatinsk Test Site, wherein underground nuclear tests were carried out. It was established that the dominant form of transuranic radionuclides migration was suspended matter, uranium distributed between suspended, colloidal or dissolved forms. Thus it was found that the total activity of the plutonium isotopes decreases by one to two orders of magnitude downstream of the Karabulak stream within about ten kilometers.

## Введение

Поведение радиоактивных элементов вблизи радиационно-опасных объектов, скорость и интенсивность их миграции и влияние на состояние окружающей среды и здоровье населения являются очень актуальной научной и практической проблемой. Техногенные радионуклиды могут содержаться в значимых количествах в поверхностных водных объектах Семипалатинского испытательного полигона (СИП) и представлять потенциальную опасность для экосистем и человека, перемещаясь за территорию площадок испытаний. В особенности стоит учитывать длительность распада трансурановых элементов, период полураспада которых достигает десятки тысяч лет, что обусловливает их длительное пребывание в биосфере.

В настоящее время проведено большое количество исследований, направленных на изучение поведения радионуклидов в наземных экосистемах. При этом установлено, что основными параметрами, влияющими на миграционный процесс, являются формы их нахождения в воде и ландшафтно-геохимические условия природной среды [5, 10, 13, 18]. В окружающей среде радионуклиды могут находиться как в легко-, так и в труднорастворимых формах [10, 18], что определяется источниками их поступления и механизмами их миграционного поведения. Изначально доступным для исследований лишь суммарное содержание нуклидов в воде, либо их распределение между взвешенной и растворенной формами. Сейчас такая оценка считается неполной и необоснованной, так как биологическое действие металла определяется его физико-химическим состоянием в воде. Считалось, что радионуклиды в легкорастворимых формах (прежде всего в ионной) обладают существенно большей подвижностью в окружающей среде, чем в труднорастворимых, однако последние могут мигрировать в составе коллоидных частиц различной природы [2, 4, 5, 7, 9, 10, 13, 17]. Коллоидные частицы в значительной степени определяют подвижность радионуклидов в подземных и поверхностных системах, однако, систематических исследований физико-химических форм радиоактивных элементов, в особенности трансурановых, в природных водах весьма немного. В работах [7, 13, 17] подчеркивается, что описание характера миграции плутония с подземными водами невозможна без учета вклада коллоидных частиц в этот процесс. Например, недооценка механизма "коллоидного транспорта" для плутония привела к ошибкам в расчетах скорости миграции данного радионуклида в подземных водах на Невадском полигоне [2, 5]. Несмотря на значительную роль коллоидного транспорта в миграции некоторых радионуклидов, пока нет единой модели миграционного поведения радионуклидов, учитывающей роль коллоидных частиц [17].

В 2000-е гг. проводились отдельные исследования содержания радионуклидов и форм их нахождения в водных объектах СИП в рамках различных проектов и программ [8, 11]. Авторами был изучен радионуклидный состав и формы нахождения плутония и урана в колодезной воде поселка "Саржал", находящегося в близости границ СИП, колодцев зимовок "Северной" части

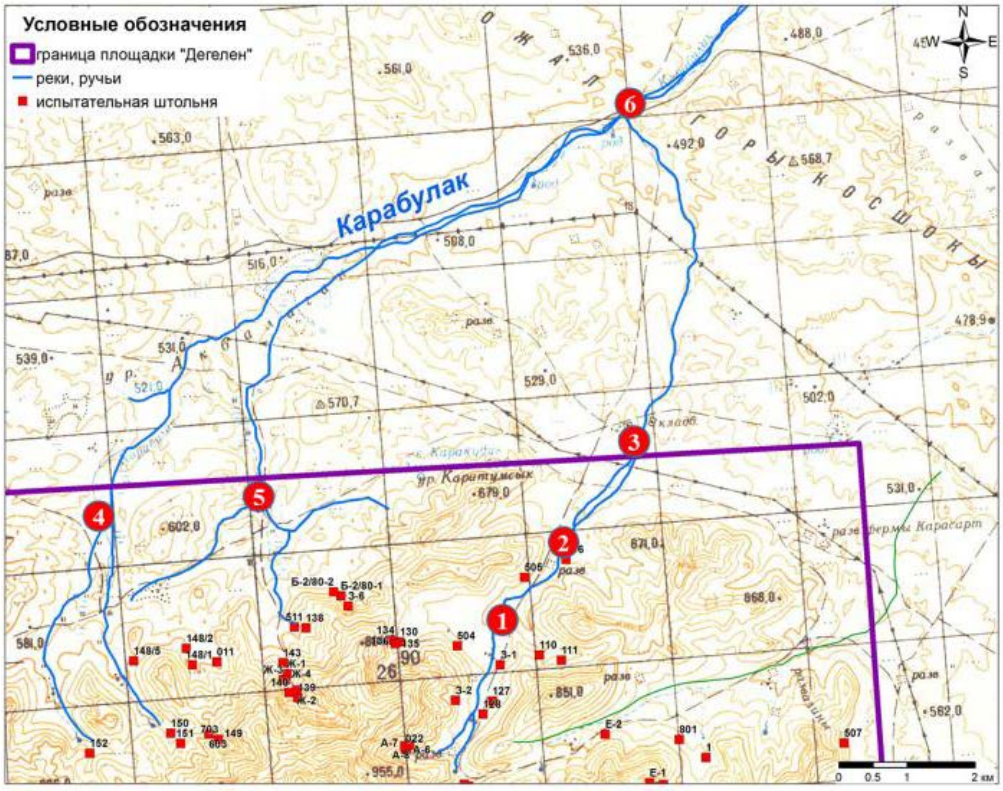



***Рис. 1.*** *Схема отбора проб воды ручья Карабулак для определения форм нахождения*

СИП, ручья Узынбулак, реки Шаган и озер Телькем-1 и Телькем-2 [11]. Выделяли следующие формы нахождения: взвешенное вещество, окисленные формы урана и плутония (степени окисления +5, +6, суммарно), восстановленные формы урана и плутония (степени окисления +3, +4, суммарно) методом введения ограниченной концентрации железа и последовательного осаждения восстановленных и окисленных форм. По данным авторов [11] в воде из воронки взрыва "Телькем-2" от 89 до 98% плутония находилось в состоянии Pu (III, IV), оставшаяся часть, по их предположению, находилась в состоянии +6. Высокую долю восстановленных форм плутония они связывают с присутствием в воде большого количества растворенных органических веществ.

Настоящая работа посвящена результатом исследования форм нахождения $^{137}$Cs, $^{241}$Am, $^{90}$Sr и $^{239+240}$Pu в природных водах СИП, на основе модельных и натурных исследований.

## Методология исследований

*Предмет исследования.* Выбор объектов исследования для изучения форм нахождения радионуклидов в воде определялся на основе проведенных исследований и литературного материала по содержанию радионуклидов в водных объектах СИП [1, 12]. Объектом исследования послужил ручей Карабулак, один из притоков которого формируется в зоне влияния штольни 504 и имеет водосток за пределами площадки "Дегелен" (рис. 1).

Для изучения были выбраны точки (1–3) крайнего правого притока ручья, ниже по течению от штольни 504 с промежутком между точками приблизительно 1–1,5 км до границы площадки "Дегелен", 4 и 5 – двух других притоков на границе площадки "Дегелен", 6 – ниже места слияния притоков за пределами площадки. При отборе избегали места слабого водообмена, забор производили из середины русла реки с глубины 10–15 см.

Пробоотбор и методы исследования. *Объем проб воды составлял 10 л. Пробу воды отбирали в чистые полиэтиленовые емкости, избегая взмучивания донных осадков, попадания частиц растительности и посторонних примесей, затем фильтровали in situ через бумажный фильтр "белая лента" с диаметром пор 5–8 мкм, либо в течение 24 ч с момента отбора. Затем, пробу делили пополам, одна часть пробы подкислялась концентрированной азотной кислотой до pH=2 и подвергалась стандартной процедуре химического концентрирования радионуклидов [15].*

Другую часть фильтровали через мембранный фильтр из полиэтилентерефталата (ПЭТФ) с диаметром пор 0,2 мкм, после чего пермеат (раствор прошедший через мембрану) подкисляли и проводили концентрирование аналогичным образом. Таким образом, подобная подготовка проб позволила условно выделить следующие формы нахождения: "взвешенные вещества", "коллоидные вещества", "истинно-растворимые формы".

Фильтры с осадками после гамма-спектрометрических измерений $^{241}$Am и $^{137}$Cs подвергали процедуре "мокрого озоления" с предварительным добавлением

изотопных меток $^{85}Sr$ и $^{242}Pu$. После кислотного разложения в фильтрах определяли содержание радионуклидов $^{90}Sr$ и $^{239+240}Pu$ соответственно методике [16]. Пересчет активности радионуклидов в материале фильтра был на объем воды, из которого получен отфильтрованный материал. При изучении форм нахождения радионуклидов р. Карабулак параллельно изучали элементный состав проб методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой в соответствии со стандартом РК ИСО 17294–2–2006 на приборе Elan-9000.

### Формы нахождения искусственных радионуклидов и микроэлементов в водах ручья Карабулак

Данные по формам нахождения радионуклидов, их стабильных изотопов либо элементов-аналогов в водах ручья "Карабулак" представлены в таблице 1.

Поскольку стабильные и радиоактивные изотопы одного элемента связаны между собой генетически, можно предполагать, что они будут находиться в изотопном равновесии и существовать в одной физико-химической форме при условии, что они поступили из одного источника, и наоборот. Так, например, при исследовании поступления плутония в акваторию Карского моря с водостоком реки Енисей было выявлено, что плутоний от глобальных выпадений находится преимущественно в виде взвешенного вещества, а от ядерных взрывов – в виде коллоидов низкомолекулярных органических соединений [10].

Для цезия было установлено, что распределение форм нахождения, как радиоактивного изотопа, так и стабильного было схожим. Около 95% данного радионуклида мигрирует в виде растворенных соединений. Для стабильного цезия (рис. 2а) доля растворенных форм преобладала (89–97%), кроме точек 4 и 6, где данный элемент преобладал во взвешенных формах.

Более высокие доли данного элемента, ассоцииро-

*Таблица 1. Формы нахождения радионуклидов и отдельных в воде ручья Карабулак*

| Проба | Компонент, ед. изм. | Взвешенное вещество | Коллоидное вещество | Растворенные формы |
|---|---|---|---|---|
| ручей Карабулак, т. 1 | $^{137}Cs$, Бк/л | 0,97 | <0,04 | 35 |
| | Cs, мкг/л | 0,74 | 0,08 | 6,9 |
| | 241Am, Бк/л | 0,7 | <0,1 | <0,02 |
| | Sm, мкг/л | 29 | 3,2 | 16 |
| | $^{239+240}Pu$, Бк/л | 0,8 | 0,03 | $1{,}9\cdot10^{-2}$ |
| | U, мкг/л | 380 | 90,4 | 340 |
| ручей Карабулак, т. 2 | $^{137}Cs$, Бк/л | 1,8 | <0,6 | 62 |
| | Cs, мкг/л | 0,01 | <0,03 | 0,53 |
| | 241Am, Бк/л | <2,4 | <0,1 | <0,2 |
| | Sm, мкг/л | 14 | <0,01 | 0,02 |
| | $^{239+240}Pu$, Бк/л | 0,34 | $<2\cdot10^{-2}$ | $2{,}5\cdot10^{-2}$ |
| | U, мкг/л | 42 | 4,2 | 5,1 |
| ручей Карабулак, т. 3 | $^{137}Cs$, Бк/л | <0,9 | <0,2 | 2,8 |
| | Cs, мкг/л | 0,09 | <0,04 | 1,1 |
| | 241Am, Бк/л | <0,2 | <0,7 | <0,05 |
| | Sm, мкг/л | 2,8 | <0,01 | 0,26 |
| | $^{239+240}Pu$, Бк/л | $6{,}5\cdot10^{-2}$ | $<4\cdot10^{-2}$ | $<5{,}8\cdot10^{-3}$ |
| | U, мкг/л | 32 | 7,6 | 15 |
| ручей Карабулак, т. 4 | $^{137}Cs$, Бк/л | <0,7 | <0,3 | <1,2 |
| | Cs, мкг/л | 0,14 | <0,03 | 0,11 |
| | 241Am, Бк/л | <0,4 | <0,5 | <0,2 |
| | Sm, мкг/л | 1,5 | <0,01 | 0,02 |
| | $^{239+240}Pu$, Бк/л | 3,4·10–2 | $<2{,}2\cdot10_{-3}$ | $<3{,}6\cdot10^{-3}$ |
| | U, мкг/л | 27 | 5,6 | 18 |
| ручей Карабулак, т. 5 | $^{137}Cs$, Бк/л | <0,4 | <0,08 | 0,3 |
| | Cs, мкг/л | 0,36 | 0,05 | 3,4 |
| | 241Am, Бк/л | 0,4 | <0,1 | <0,3 |
| | Sm, мкг/л | 1,1 | <0,01 | <0,01 |
| | $^{239+240}Pu$, Бк/л | 2,1 | $3{,}4\cdot10^{-2}$ | $8{,}4\cdot10^{-3}$ |
| | U, мкг/л | 300 | 70 | 90 |
| ручей Карабулак, т. 6 | $^{137}Cs$, Бк/л | <0,9 | <0,06 | 1,2 |
| | Cs, мкг/л | 0,09 | <0,03 | 0,02 |
| | 241Am, Бк/л | <1,8 | <0,04 | <0,05 |
| | Sm, мкг/л | 0,4 | 0,02 | 0,034 |
| | $^{239+240}Pu$, Бк/л | $2{,}2\cdot10^{-2}$ | $<4\cdot10^{-3}$ | $9{,}2\cdot10^{-3}$ |
| | U, мкг/л | 34 | 2,4 | 10 |

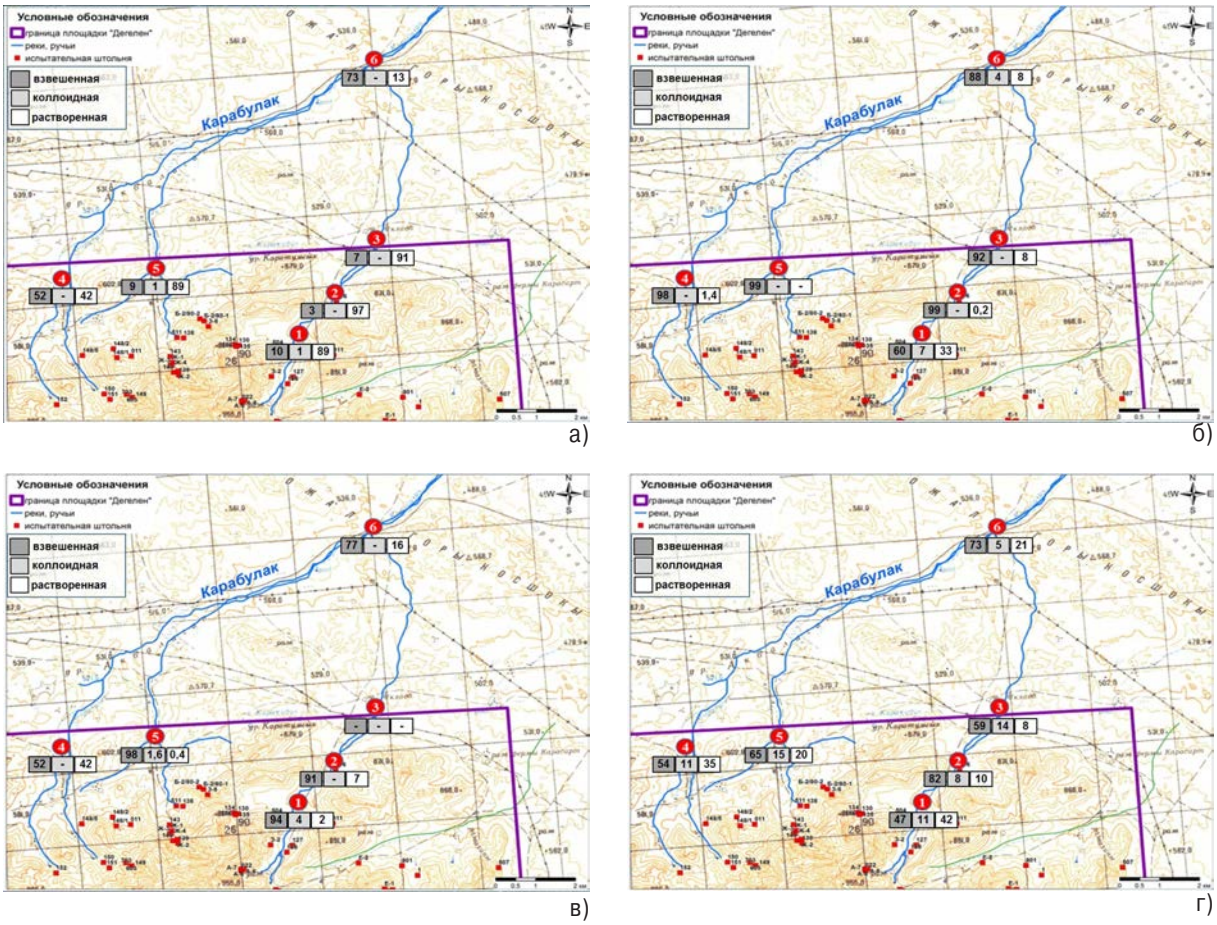



***Рис. 2.*** *Пространственное распределение форм нахождения радионуклидов и отдельных элементов ручья Карабулак: а) цезий; б) самарий; в) плутоний; г) уран*

ванные с взвешенным веществом, и отсутствие изотопного равновесия между стабильным и радиоактивным цезием в этом конкретном случае не может свидетельствовать о разном источнике поступления в ручьевые воды ввиду недостаточной аналитической точности использованных методов анализа.

Содержание америция в большинстве проб было ниже предела обнаружения (табл. 1). Количественные значения данного радионуклида фиксировались в пробах взвешенной формы для тт. 1 и 5 на уровне 0,7 и 0,4 Бк/л соответственно.

При изучении распределения форм нахождения самария (рис. 2б), который по химическим свойствам близок к америцию, установлено, что преобладающей формой миграции самария в водах ручья Карабулак, является взвешенная форма (от 60 до >99%), до 7% этого элемента мигрирует с коллоидным веществом, остальная часть – истинно-растворенные формы.

При этом, данный элемент в количественных значениях в коллоидной форме зафиксирован в точках 1 и 6 (ниже по течению крайнего правого притока ручья и в зоне смешения притоков соответственно). Эти данные следует принимать во внимание при оценке миграции $^{241}$Am в природных водах бывшего СИП, так как известно, что данный радионуклид обладает более высокой подвижностью и миграционной способностью, чем плутоний [7, 10, 17].

Плутоний в изученном объекте (рис. 2в) находился преимущественно во взвешенном веществе (77–98% от суммарного содержания), однако низкие активности плутония, в отдельных формах нахождения, лежащие вплотную к пределу обнаружения, либо ниже его, могли привести к недооценке его миграции в коллоидной форме.

Отдельное внимание в данном исследовании было отведено урану, так как ручей относится к зоне урановой аномалии по содержанию данного элемента в донных отложениях [14]. Уран в количественных значениях присутствует во всех изученных формах нахождения (рис. 2г). Так, доля данного элемента, связанного с взвешенным веществом, колеблется от 47 до 82%, мигрирующего с коллоидными веществами – от 5 до 15%, в растворенной форме – от 10 до 42%.

Формы нахождения по доле, связанного с ними урана образуют следующий убывающий ряд: взвешенные вещества > растворенная форма > коллоидная форма.

## Заключение

При изучении форм нахождения радионуклидов ручья Карабулак выявлено, что порядка 95% данного ра-

дионуклида мигрирует в виде растворенных соединений. Содержание растворенного $^{137}Cs$ в пробах воды колебалось в пределах <1,2 до 62 Бк/л. Содержание америция в большинстве проб ручья Карабулак было ниже предела обнаружения. Однако, при изучении распределения форм нахождения самария, который по химическим свойствам близок к америцию, установлено, что преобладающей формой миграции данного элемента в водах ручья Карабулак, является взвешенная форма (от 60 до >99%), до 7% элемента мигрирует с коллоидным веществом, остальная часть – истинно-растворенные формы. Плутоний в изученном объекте находился преимущественно во взвешенном веществе (77–98% от суммарного содержания. Уран присутствовал во всех формах – связанный с взвешенным веществом – от 47 до 82%, с коллоидным веществом – от 5 до 15%, в растворенной форме – от 10 до 42%.

Таким образом, полученные результаты позволяют судить о миграционной способности и распределении форм нахождения техногенных радионуклидов в наиболее загрязненных водных объектах СИП, и оценить возможность распространения исследованных радиоактивных элементов за пределы испытательных площадок.

**Благодарности**

Автор выражает благодарность научному руководителю, докт. геол.-мин. наук, профессору Рихванову Л.П. за консультации в работе и поддержку. Также автор выражает признательность коллективу Филиала “Институт радиационной безопасности и экологии” РГП НЯЦ РК за обеспечение высокого качества аналитических работ.

*Исследование выполнено в рамках программно-целевого финансирования Министерства образования и науки Республики Казахстан (номер проекта 0122/ПЦФ-14).*

***Литература***

1. *Mechanisms for surface contamination of soils and bottom sediments in the Shagan River zone within former Semipalatinsk Nuclear Test Site / A.O. Aidarkhanov et al. / / J. of Environ. Radioact. – 2013. – Vol. 124. – P. 163–170.*
2. *Buddemeier R.W., Hunt J.R. Transport of colloidal contaminants in groundwater: Radionuclide migration at the Nevada test site // Appl. Geochemistry. – 1988. – Vol. 3. – P. 535–548.*
3. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments : Technical Reports Series. – No. 472. – Vienna : IAEA, 2010. – 76 p.*
4. *Extreme iron isotope fractionation between colloids and particles of boreal and temperate organic-rich waters / S.M. Ilina et al. // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 2013. – Vol. 101. – P. 96–111.*
5. *Migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site / A.B. Kersting et al. // Nature. – 1999. – Vol. 397 (6714). – P. 56–59.*
6. *Transport of low 240Pu/239Pu atom ratio plutonium-species in the Ob and Yenisey Rivers to the Kara Sea / O.C. Lind et al. // Earth Planet. Sci. Lett. – 2006. – Vol. 251, No. 1–2. – P. 33–43.*
7. *Novikov A.P. Migration and concentration of artificial radionuclides in environmental objects // Geochemistry Int. – 2010. – Vol. 48 (13). – P. 1263–1387.*
8. *Investigation of radiological situation in the Sarzhal region of the Semipalatinsk Nuclear Test site / N. Priest et al. // Final report. – 2003. – NATO SfP-9760046(99).*
9. *Ryan J.N., Elimelech M. Colloid mobilization and transport in groundwater // Coll. Surf. – 1996. – Vol. 107. – P. 1–56.*
10. *Salbu B. Speciation of radionuclides in the environment // Encyclopedia of Analytical Chemistry. – 2006. – P. 1–24.*
11. *Americium, plutonium and uranium contamination and speciation in well waters, streams and atomic lakes in the Sarzhal region of the Semipalatinsk Nuclear Test Site, Kazakhstan / L. Vintro et al. // J. Environ. Radioact. – 2009. – Vol. 100, No. 4. – P. 308–314.*
12. *Изучение современного состояния и последствий деятельности объектов атомной энергетики Семипалатинского полигона на окружающую среду : отчет о НИР за 2009–2011 гг. (заключит.) / рук. С.Н. Лукашенко. – № ГР 0109РК01414. – 216 с.*
13. *Калмыков, С.Н. Роль коллоидных частиц в миграции актинидов с подземными водами : автореф. дис. ... докт. хим. наук. – М., 2008. – 49 с.*
14. *Изучение радиационной обстановки на территории Республики Казахстан / П.Г. Каюков и др. // Отчет за 2004–2008 гг. в 16 книгах. – Алматы, 2008.*
15. *Методика определения изотопов плутония – (239+240), стронция-90 и америция-241 в объектах окружающей среды (почвы, растения, природные воды). № 06–7–98 от 04 марта 1998г. – Алматы: ЦСМС, 1998.*
16. *Методика определения содержания искусственных радионуклидов 239,240Pu, 90Sr и 137Cs в природных водах методом концентрирования / ИЯФ НЯЦ РК. – Регистрационный № 0307/3 от 5.04.2001.*
17. *Новиков А.П., Калмыков С.Н., Ткачев В.В. Формы существования и миграция актиноидов в окружающей среде // Рос. Хим. Ж. – 2005. – Т. 49, № 2. – С. 119–126.*
18. *Папина Т.С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода – взвешенное вещество – донные отложения речных экосистем // Аналитический обзор : монография. – Новосибирск, 2001. – 58 с.*

# ВОДОЕМ-ОХЛАДИТЕЛЬ БЕЛОЯРСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ ПЕРЕД ПУСКОМ В ЭКСПЛУАТАЦИЮ 4-ГО ЭНЕРГОБЛОКА БН-800

А.В. Трапезников, А.В. Коржавин, В.Н. Трапезникова, А.П. Платаев, А.И. Сучкова

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, vera_zar@mail.ru

# BELOYARSKAYA NUCLEAR POWER PLANT COOLING POND PRIOR TO THE UNIT NO 4. BN-800 COMMISSIONING

A.V. Trapeznikov, A.V. Korzhavin, V.N. Trapeznikova, A.P. Plataev, A.I. Suchkova

Institute of Plant and Animal Ecology, Ural branch RAS, Ekaterinburg, Russia

Представлены результаты исследования воды, донных отложений, водной растительности, рыбы Белоярского водохранилища на содержание техногенных радионуклидов: стронция-90, цезия-137, плутония – 239, 240 перед вводом в эксплуатацию 4-го энергоблока БН-800 (съемка "нулевого уровня"). Показано, что ранее имели место поступления в водоем цезия-137 и, в небольших количествах, плутония – 239, 240. Объемная активность цезия-137 и плутония – 239,240 в воде Белоярского водохранилища была на три-четыре порядка величин ниже уровня вмешательства, а содержание стронция-90 на два порядка величин ниже уровня вмешательства, предусмотренного НРБ – 99/2009.

The study presents the results of the research of the bottom sediments, aquatic vegetation, fish of the Beloyarskoe storage pond for the purpose of determination of the artificial radionuclides: $^{90}$Sr, $^{137}$Cs, and $^{239,240}$Pu content before the Unit #4 BN-800 commissioning ("zero level" survey). It is shown that earlier the pond received $^{137}$Cs and, in small amount, $^{239,240}$Pu. $^{137}$Cs and $^{239,240}$Pu volumetric activity in the water of the Beloyarskoe storage pond was 3–4 orders of magnitude below the intervention level, and $^{90}$Sr content was two orders of magnitude below the intervention level, provided by Radiation Safety Regulations (NRB-99/2009).

Дальнейшее развитие атомной энергетики страны, ввод в эксплуатацию новых атомных электростанций и энергоблоков не возможен без решения вопросов экологии. В связи с вводом в эксплуатацию 4 энергоблока БН-800 Белоярской АЭС и увеличением мощности атомной станции есть вероятность увеличения радиационной нагрузки на водоем-охладитель. В качестве водоема-охладителя БАЭС используется Белоярское водохранилище, которое было образовано в 1959–1963 гг. путем зарегулирования русла р. Пышмы в 75 км от ее истока. Протяженность водоема примерно 20 км, ширина – до 3 км. Зеркало водоема имеет площадь 47 км$^2$. При штатном режиме работы радиационное воздействие АЭС на человека и окружающую среду определяется газоаэрозольными выбросами и жидкими сбросами, содержащими радиоактивные вещества, которые поступают в водные экосистемы. Частичный сброс слаборадиоактивных жидких стоков в водоем-охладитель осуществляется через промливневый, водосбросный (теплый) и обводной каналы. Данная работа посвящена изучению радиоэкологического состояния водоема-охладителя Белоярской АЭС перед пуском в эксплуатацию четвертого энергоблока (съемка "нулевого уровня").

## Материалы и методы исследований

Координаты точек отбора проб определяли при помощи спутниковой навигационной системы GPS. Пробы воды отбирали в алюминиевые фляги в двух повторностях по 120 л в каждой и сразу подкисляли небольшим количеством азотной кислоты, предотвращая сорбцию радионуклидов на стенках сосудов. Подготовка проб воды заключалась в выпаривании до сухого остатка, озолении в муфельной печи при t = 450 °С и измельчении до мелкодисперсного порошка.

Образцы донных отложений отбирали в соответствии с ГОСТ 17.1.5.01-80 [2] с помощью пробоотборника до глубины 30 см. Полученный керн разделяли на участки по 5 см. Пробы высушивали при комнатной температуре, растирали в ступке до мелкодисперсного состояния, просеивали через сито с диаметром ячеи 1 мм, озоляли при t = 450 °С в течение 6 ч, взвешивали и загружали в измерительные кюветы.

Макрофиты отбирали по 3–5 кг сырой массы на повторность. Растения отмывали от загрязнений, взвешивали и высушивали до воздушно-сухого состояния, после чего озоляли в муфельной печи при t = 450 °С.

Рыбу отлавливали сетями. Тушки рыб (без внутренних органов) подсушивали и озоляли при t = 450 °С в муфельной печи.

Определение содержания $^{137}$Cs проводили на низкофоновом полупроводниковом гамма-спектрометре фирмы "Ortec" (США) с коаксиальной детекторной системой на базе высокоочищенного германия (HPGe) с эффективностью 40% при ошибке измерения не более 10% и нижнем пределе обнаружения 1 Бк/кг.

Определение $^{90}$Sr в образцах с низкой активностью проводили радиохимическим методом. Измерение β-активности проводили на малофоновой установке УМФ-2000 с нижним пределом обнаружения 0,4 Бк/кг и статистической ошибкой измерения не более 10%.

Для определения содержания изотопов плутония в пробах воды использовали модификацию методики, разработанную сотрудниками RISØ National Laboratory (Дания) [9]. Измерение α-активности проводили на многоканальном альфа-спектрометре "Ortec" (США) с поверхностно барьерными детекторами, с программным обеспечением "Alpha Vision-32". Ошибка счета не превышала 10%, а нижний предел определения составлял 0,01 Бк/кг.

**Содержание техногенных радионуклидов в пробах воды**

Содержание ряда техногенных радионуклидов в воде Белоярского водохранилища представлено в таблице 1. Согласно НРБ – 99/2009 [3], уровни вмешательства при содержании в воде отдельных радионуклидов составляют: $^{90}$Sr – 4,90 Бк/кг, $^{137}$Cs – 11,0 Бк/кг, $^{239,240}$Pu – 0,55 Бк/кг. Таким образом, объемная активность $^{137}$Cs и $^{239,240}$Pu в воде Белоярского водохранилища на три-четыре порядка величин ниже уровня вмешательства, содержание $^{90}$Sr ниже уровня вмешательства на два порядка величин.

Содержание техногенных радионуклидов в донных отложениях

На основании результатов многолетних натурных исследований было показано [5], что максимальные запасы $^{90}$Sr и $^{137}$Cs в Белоярском водохранилище содержатся в грунтах водоема – от 92% для $^{90}$Sr до 98% для $^{137}$Cs. Далее в процентном соотношении следует вода: от 2% для $^{137}$Cs до 8% – для $^{90}$Sr. Относительные запасы радионуклидов в макрофитах водохранилища чрезвычайно малы – от тысячных долей процента – для $^{137}$Cs до сотых долей процента – для $^{60}$Co. При этом донные отложения водоема выполняют основную барьерную роль,

*Таблица 1. Содержание $^{90}$Sr, $^{137}$Cs и $^{239,240}$Pu в воде Белоярского водохранилища*

| Место отбора проб | Географическиекоординаты точек отбора проб | | Содержание, Бк/л | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | $^{90}$Sr | $^{137}$Cs | ($^{239,240}$Pu)·10$^{-3}$ |
| Район ЛЭП | N 56°87,233' | E 61°27,847' | 0,014±0,001 | 0,009±0,002 | 0,023±0,007 |
| Район Биофизической станции | N 56°84,045' | E 61°31,062' | 0,02±0,003 | 0,019±0,006 | 0,027±0,008 |
| Теплый залив | N 56°82,493' | E 61°32,774' | 0,012±0,002 | 0,021±0,009 | 0,034±0,011 |
| Промливневый канал | N 56°83,881' | E 61°30,895' | 0,025±0,002 | 0,016±0,003 | 0,025±0,008 |
| р. Пышма ниже плотины | N 56°78,833' | E 61°30,865' | 0,024±0,005 | 0,010±0,002 | 0,019±0,009 |

*Таблица 2. Содержание $^{90}$Sr, $^{137}$Cs и $^{239,240}$Pu в донных отложениях Белоярского водохранилища*

| № | Место отбора | Слой | Содержание, Бк/кг | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | Sr-90 | Cs-137 | Pu-239,240 |
| 1 | Район ЛЭП | 0–5 | 17,0±0,46 | 28,4±2,1 | 0,07±0,011 |
| | | 5–10 | 31,82±2,13 | 17,6±1,9 | 0,04±0,003 |
| | | 10–15 | 6,25±0,19 | 15,4±1,7 | – |
| | | 15–20 | 8,08±1,7 | 6,7±0,8 | – |
| | | 20–25 | 2,35±0,2 | 2,4±0,6 | – |
| | | 25–30 | 6,16±0,5 | <1,2 | – |
| 2 | Район Биофизической станции | 0–5 | 24,0±1,8 | 38,7±4,3 | 0,12±0,005 |
| | | 5–10 | 37,17±2,2 | 41,4±3,8 | 0,07±0,003 |
| | | 10–15 | 16,21±1,6 | 29,6±4,9 | – |
| | | 15–20 | 4,14±0,12 | 47,3±5,2 | – |
| | | 20–25 | 7,02±1,35 | 64,8±6,9 | – |
| | | 25–30 | 1,25±0,41 | 81,8±7,6 | – |
| 3 | Теплый залив | 0–5 | 18,62±0,22 | 74,6±3,2 | 0,14±0,006 |
| | | 5–10 | 20,18±0,19 | 42,8±3,9 | 0,11±0,007 |
| | | 10–15 | 1,72±0,15 | 15,7±2,8 | – |
| | | 15–20 | 8,64±0,17 | 4,8±0,8 | – |
| | | 20–25 | 6,25±0,14 | 2,6±0,5 | – |
| | | 25–30 | 7,94±0,23 | 3,3±0,6 | – |
| 4 | Промливневый канал | 0–5 | 33,5±2,1 | 465,5±10,0 | 0,28 ±0,004 |
| | | 5–10 | 49,35±1,7 | 310,3±7,2 | 0,17±0,006 |
| | | 10–15 | 28,72±1,13 | 205,7±4,4 | – |
| | | 15–20 | 13,65±0,66 | 112,5±3,9 | – |
| | | 20–25 | 4,28±0,19 | 98,4±2,8 | – |
| | | 25–30 | 2,12±0,15 | 11,3±0,9 | – |
| 5 | р. Пышма ниже плотины | 0–5 | 18,3±1,2 | 16,6±1,8 | 0,091±0,004 |
| | | 5–10 | 31,16±1,6 | 21,5±0,9 | <0,04 |
| | | 10–15 | 4,12±0,11 | <0,66 | – |
| | | 15–20 | 7,28±0,31 | 4,4±0,25 | – |
| | | 20–25 | 1,45±0,6 | <1,25 | – |
| | | 25–30 | 2,32±0,55 | <0,9 | – |

препятствуют выносу радионуклидов за пределы водохранилища, а вода – главную транспортную функцию.

Содержание ряда техногенных радионуклидов в донных отложениях Белоярского водохранилища представлено в таблице 2. Показано, что имеют место существенные различия по содержанию радионуклидов, особенно по $^{137}$Cs, в зависимости от места отбора проб и глубины залегания донных отложений. Более высокое содержание $^{137}$Cs было отмечено в донных отложениях промливневого канала, в районе Теплого залива и в районе Биофизической станции (Голубой залив). В донных отложениях Теплого залива основное количество $^{137}$Cs было сконцентрировано в слое от 0 до 15 см, а в более глубоких слоях отмечался существенный спад его содержания. В районе Биофизической станции наблюдалась несколько иная картина, более высокое содержание радионуклида отмечено на глубине залегания 25–30 см. По-видимому, это связано со временем загрязнения донных отложений и с теми процессами, которые в них происходят. Относительно чистые участки на Белоярском водохранилище по содержанию $^{137}$Cs расположены ближе к верховью водоема (район ЛЭП), а также ниже плотины на р. Пышме. Содержание $^{239,240}$Pu в донных отложениях на два-три порядка величин меньше, чем $^{137}$Cs. Более высокое содержание $^{239,240}$Pu отмечено в донных отложениях промливневого канала и Теплого залива.

Содержание $^{90}$Sr в донных отложениях водоема-охладителя не отвечает вышеуказанным закономерностям. Если содержание $^{90}$Sr в донных отложений промливневого канала несколько выше, чем на других участках, то во всех остальных пробах полученные результаты вполне сопоставимы между собой. Это можно объяснить тем, что механизм поступления $^{90}$Sr совсем иной, чем для $^{137}$Cs. Если последний радионуклид поступает в водоем-охладитель через промливневый канал, то $^{90}$Sr имеет глобальное происхождение и, практически, не сбрасывается в Белоярское водохранилище в результате деятельности атомной станции.

Таким образом, поскольку поступающие в водоем-охладитель от работы АЭС радионуклиды в основном концентрируются в донных отложениях, очевидно, что ранее имели место дополнительные поступления в водоем $^{137}$Cs и, в значительно меньших количествах, $^{239,240}$Pu. Сбросы в водоем $^{90}$Sr минимальны и в основном зависят от глобальных выпадений.

### Содержание радионуклидов в водных растениях

Накопление и прочность фиксации радиоактивных примесей растениями зависят от химической природы радионуклидов, физико-химической формы их нахождения в водной среде, биологических особенностей водных растений, концентрации в воде изотопных и неизотопных носителей, температуры воды, освещенности, трофности водоема, сезона года и других факторов [7, 8].

*Таблица 3. Содержание $^{90}$Sr и $^{137}$Cs в водных растениях*

| Точка контроля | Виды растений | Радионуклиды, Бк/кг | |
|---|---|---|---|
| | | $^{90}$Sr | $^{137}$Cs |
| Теплый залив | Роголистник темно-зеленый | 31,2±1,92 | 29,0±1,98 |
| Промливневый канал | Рдест гребенчатый | 117,65±13,94 | 42,5±6,85 |

*Таблица 4. Содержание $^{90}$Sr и $^{137}$Cs в ихтиофауне Белоярского водохранилища*

| Вид рыбы | Содержание, Бк/кг | |
|---|---|---|
| | $^{90}$Sr | $^{137}$Cs |
| Лещ | 4,36±0,44 | 1,99±0,12 |
| Плотва | 3,31±0,65 | 3,48±0,27 |
| Окунь | 1,94±0,33 | 4,70±0,37 |

Содержание радионуклидов в пробах водной растительности представлено в таблице 3. Накопительную способность растений оценивали величиной коэффициента накопления (КН), представляющего собой отношение концентрации нуклида в растениях к его концентрации в воде [4]. Рассчитаны коэффициенты накопления для рдеста гребенчатого и роголистника темнозеленого. КН для рдеста гребенчатого составили 2656 по $^{137}$Cs и 4706 по $^{90}$Sr. Для роголистника темнозеленого, соответственно, 1381 по $^{137}$Cs и 2600 по $^{90}$Sr. Перечисленные растения можно использовать для биоиндикации радиоактивных загрязнений.

Результаты исследования ихтиофауны

Рыбы, представляющие в водных экосистемах высшие трофические уровни, непосредственно связаны с пищевыми цепочками человека, поэтому, они являются объектами многочисленных исследований [5, 6].

Белоярское водохранилище широко используется для рыболовства и рыборазведения. На подогретых водах Белоярского водохранилища много лет функционирует рыбное хозяйство по выращиванию садкового карпа. На водоеме ведется промышленный и любительский отлов рыбы. В рамках проводимых исследований выполнено определение техногенных радионуклидов ($^{90}$Sr и $^{137}$Cs) в трех видах рыбы (лещ, плотва, окунь), отловленной из Белоярского водохранилища. Результаты исследования представлены в таблице 4.

Согласно Гигиеническим требованиям безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов [1], содержание $^{90}$Sr не должно превышать 100 Бк/кг, $^{137}$Cs – не выше 130 Бк/кг. Во всех образцах рыбы, отловленной из Белоярского водохранилища, содержание перечисленных радионуклидов значительно ниже допустимой величины.

### Выводы

1. Объемная активность $^{137}$Cs и $^{239,240}$Pu в воде Белоярского водохранилища на три-четыре порядка величин ниже уровня вмешательства, предусмотренного нормами радиационной безопасности (НРБ –

99/2009). Содержание $^{90}Sr$ ниже уровня вмешательства на два порядка величин.

2. Результаты исследования донных отложений показывают, что ранее могли иметь место дополнительные поступления в водоем $^{137}Cs$ и, в значительно меньших количествах, $^{239,240}Pu$. Более высокие показатели $^{137}Cs$ были отмечены в донных отложениях промливневого канала, Теплого залива и в районе Биофизической станции. Относительно чистые участки по $^{137}Cs$ расположены ближе к верховью водоема (район ЛЭП) и ниже плотины на р. Пышме.
3. Более высокое содержание $^{239,240}Pu$ установлено в донных отложениях промливневого канала и Теплого залива, наиболее низкие значения – в донных отложениях в районе ЛЭП и реки Пышмы. Содержание $^{90}Sr$ в донных отложениях водоема-охладителя мало зависит от сбросов БАЭС и, в основном, имеет глобальное происхождение.
4. Представлены данные по содержанию $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ в двух видах водных растений: роголистнике темнозеленом и рдесте гребенчатом. Рассчитаны коэффициенты накопления для рдеста гребенчатого и роголистника темнозеленого (2656 и 1381 для $^{137}Cs$ и 4706 и 2600 для $^{90}Sr$ соответственно).
5. Содержание $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ в трех видах рыбы из Белоярского водохранилища (лещ, плотва, окунь) значительно ниже допустимых величин, предусмотренных СанПиН 2.3.2.1078 – 01.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Комплексной программы фундаментальных исследований Президиума УрО РАН, проект № 15-2-4-12.*

***Литература***


1. *Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов // Санитарно-эпидемиологические правила и нормы СанПиН 2.3.2.1078-01. – М., 2001. – С. 13–35.*
2. *Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. ГОСТ 17.1.5.01-80. – М. : Издательство стандартов, 1980. – 5 с.*
3. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы (СанПиН 2,6,1,2523–09): утв. и введены в действие от 01.09.2009 г. – М. : Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 100 с.*
4. *Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах / А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева и др.. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. – Т. 1. – 480 с.*
5. *Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. – Екатеринбург : Изд-во УрГСХА, 2006. – 390 с.*
6. *Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Пресноводная радиоэкология. – Екатеринбург : АкадемНаука, 2012. – 544 с.*
7. *Влияние АЭС на радиоэкологическое состояние водоема-охладителя / А.В. Трапезников, М.Я. Чеботина, В.Н. Трапезникова и др.. – Екатеринбург : АкадемНаука, 2008. – 400 с.*
8. *Harvey R.S. Temperature effects on the sorption of radionuclides by freshwater algae // Health Phys. – 1970. – Vol. 19, No. 2. – P. 293–297.*
9. *Determination of Plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange / Q. Chen, A. Aarkrog, S.P. Nielsen et al. // J. Radioanalyt. and Nuclear Chem. – 1993. – Vol. 172, No. 2. – P. 281"288.*


## РАДИОАКТИВНОСТЬ ВОД БЫВШЕГО УРАНОВОГО РУДНИКА КАДЖИ-САЙ (СЕВЕРНЫЙ КЫРГЫЗСТАН)

Т.В. Тузова

Институт водных проблем и гидроэнергетики НАН КР, г. Бишкек, Киргизия, tv_tuzova@mail.ru

## THE RADIOACTIVITY OF THE FORMER URANIUM MINE WATERS KAJI-SAI (NORTHERN KYRGYZSTAN)

T.V. Tuzova

Institute of Water Problems and Hydropower of National Academy of Sciences of Kyrgyzstan, Bishkek, Kyrgyzstan

Изучен изотопный состав урана в водах бывшего уранового рудника Каджи-Сай. По уран-изотопной диаграмме выявлено три генетических типа вод в регионе: воды глубинной циркуляции с ультранизкими концентрациями урана С и максимальным соотношением $^{234}U/^{238}U$; воды, обогащенные ураном с равновесным соотношением четных изотопов урана, и воды активного водообмена с промежуточными значениями С и $^{234}U/^{238}U$. Рассчитаны пропорции смешения этих вод в опробованных водоисточниках региона. Установлено, что питьевые воды пгт Каджи-Сай лишь на 5–7% состоят из вод, обогащенных ураном, преимущественную часть (60–80%) составляют воды глубинной циркуляции.
***Ключевые слова:*** Каджи-Сай, изотопы урана, рудник, уран-изотопное соотношение, генетический состав вод

Studied the isotopic composition of uranium in the waters of the former uranium mine Kaji-Sai. In uranium-isotope diagram, there are three genetic types of waters in the region: the deep circulation of water with ultra-low concentrations of uranium C and a maximum ratio of $^{234}U/^{238}U$; Water enriched uranium with the equilibrium ratio of uranium isotopes, and even the

water of active water exchange with intermediate values C and $^{234}U/^{238}U$. Calculated the proportion of mixing of these waters in the tested water sources in the region. It was found that drinking water Kaji-Sai village only 5–7% consists of water, enriched uranium, the primary part (60–80%) is water deep circulation.
***Keywords:*** Kadji-Sai, uranium isotopes, mine, uranium-isotope ratio, genetic composition of water

В урочище Каджи-Сай на северном берегу оз. Иссык-Куль во второй половине прошлого века из бурых углей велась добыча урана. В настоящее время рудник закрыт, на его хвостохранилищах велись наблюдения за выносом урана прибрежными водами в Иссык-Куль по Европейскому проекту (APELIK) “Оценка и прогноз изменений окружающей среды в озере Иссык-Куль” (2000–2003 гг.) и по проекту МНТЦ КР. 330.3 “Изучение водного баланса и гидродинамики озера Иссык-Куль изотопными методами” (2003–2005 гг.) [1–5].

В 50–70-х гг. прошлого века на руднике, расположенном юго-восточнее пгт Каджи-Сай, добывались урановые бурые угли, после сжигания которых из золы извлекали оксид урана на обогатительной фабрике, расположенной в непосредственной близости от места добычи угля. Отходы производства сбрасывались в хвостохранилище севернее рудника, в русло, которое большую часть года сухое, ручья Джилу-Булак, впадающего в оз. Иссык-Куль (рис. 1). Объем хвостохрагнилища составляет 400000 м$^3$ [3–5]. В настоящее время хвостохранилище засыпано нерадиоактивными материалами мощностью от 2 до 19 см и непосредственной экологической опасности не представляет [3–5]. Но под влиянием природных и антропогенных воздействий происходит разрушение хвостохранилища и в будущем нельзя исключать вынос природными водами растворимых остаточных радионуклидов за пределы зоны их хранения.

В районе месторождения урановых бурых углей и обогатительной фабрики Каджи-Сай авторами [2–5] выделены три типа радиоактивных аномалий, четко различающиеся по радий-урановым отношениям.

Одна из аномалий имеет естественную природу и связана с урановыми углями, в которых соотношение радия к урану близко к равновесному. Уран в этом угле распределен очень неравномерно: наряду с высоким содержанием (до 0,1–0,4%) встречаются слабо обогащенные ураном прослойки (менее 100 г/т). В настоящее время вокруг закрытой шахты и законсервированной промышленной площадки остались куски угля с высоким содержанием урана [5].

Две других радиоактивных аномалии имеют техногенную природу, их источниками являются отходы технологических процессов по извлечению урана из углей. Они характеризуются резкими нарушениями равновесия между $^{238}U$ и продуктами его распада, в частности, значительным избытком $^{226}Ra$. Материал аномалии второго типа, наибольший по объему и несущий наивысшую экологическую опасность, представляет собой золу, оставшуюся после сжигания угля и извлечения из нее урана. Это тонкозернистый материал серого цвета, разно-

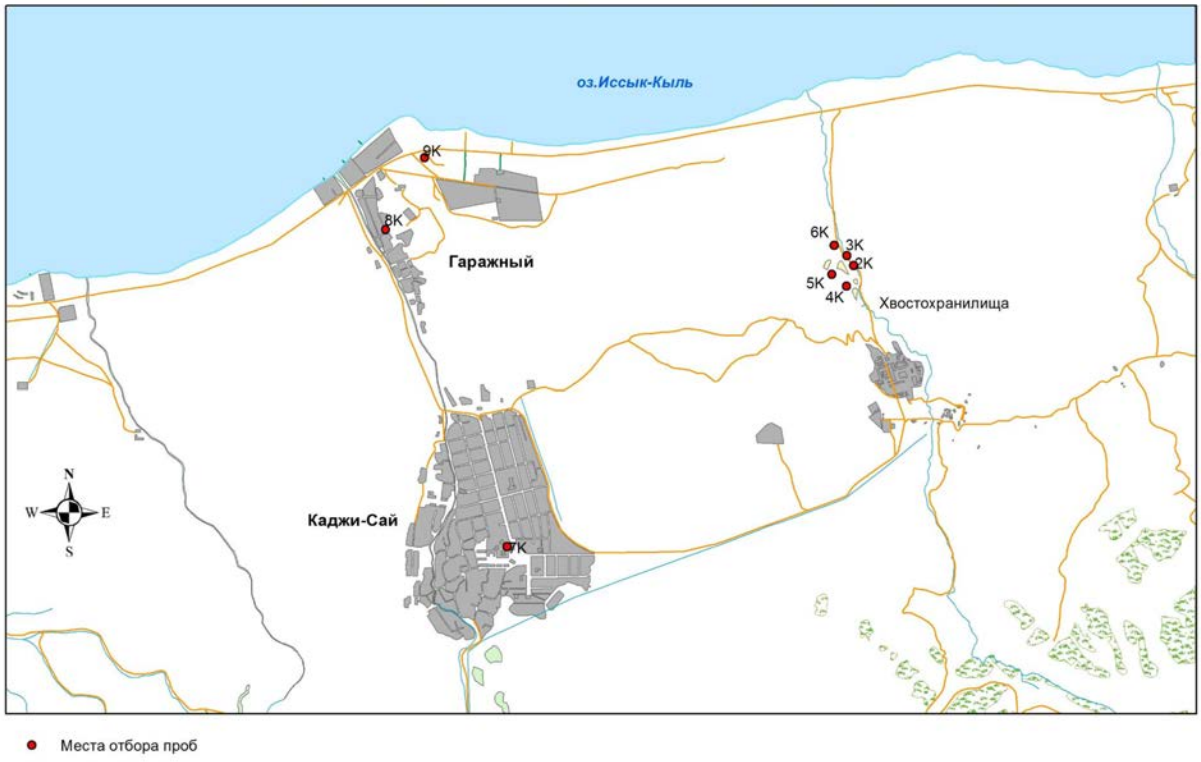



***Рис. 1.*** *Карта-схема отбора проб воды в пгт Каджи-Сай и прилегающей агломерации*

*Таблица 1. Изотопы урана в исследованных водах*

| № проб | Место опробования | С, $10^{-6}$ г/л | $\gamma = {}^{34}U/{}^{238}U$ | $\gamma C$ |
|---|---|---|---|---|
| 1Ч | р. Чу перед Орто-Токойским вдхр. | 10 | 1,634 | 16,34 |
| 2К | Из-под заграждения хвостохранилища | 155 | 1,577 | 244 |
| 3К | Из-под наносов юго-восточнее заграждения | 202 | 1,049 | 212 |
| 4К | Восточный исток ручья Джилу-Булак | 98 | 1,538 | 151 |
| 5К | Зап.ападный исток ручья Джилу-Булак | 99 | 1,750 | 173 |
| 6К | Выход из пруда отстойника-накопителя | 95 | 1,721 | 163 |
| 7 | Южный водозабор водопровода | 31 | 1,987 | 62 |
| 8К | Северный водозабор водопровода | 47 | 2,449 | 115 |
| 9К | Термальная скважина Каджисая | 1 | 2,923 | 2,92 |
| 10К | Оз. Каракуль, | 57 | 1,266 | 72 |
| | Воды активного водообмена | 110 | 2,5 | 275 |

симых ветром и водами, включающий в себя муллит – продукт высокотемпературной обработки алюмосиликатного вещества [2, 5].

Аномалия третьего типа обнаруживается в цепочке бывших отстойников, расположенных ниже хвостохранилища. В противоположность аномалии второго типа в отстойниках активность урана выше, чем радия.

Ранее проведенные исследования распределения радиоактивных изотопов по пути возможного поступления отходов из хвостохранилища далее по руслу Джилу-Булак в оз. Иссык-Куль показал, что за все время существования хвостохранилища вынос радионуклидов из мест захоронения был незначительным [2–5]. Тем не менее, в ходе исследований радионуклидного состава прибрежных донных осадков был установлен факт поступления радиоактивных отходов в оз. Иссык-Куль. Обнаруженное у южного побережья в районе впадения ручья Джилу-Булак загрязнение по радий-урановому отношению соответствует береговой аномалии второго "радиевого" типа, связанное с выносом в озеро золы. Вероятно, зола была вынесена из района ее захоронения еще до консервации хвостохранилища. Характер вертикального распределения радионуклидов в различных колонках осадков говорит об их единовременном поступлении в озеро. Каких-либо свидетельств многократного поступления радиоактивных отходов в озеро не было обнаружено [2, 5].

Ручей Джилу-Булак в современном виде берет начало из плотины Каджи-Сайского хвостохранилища и теряется в пролювиальных отложениях в 1,0–1,5 км от оз. Иссык-Куль. Детальные исследования ручья были выполнены В.Е. Матыченковым и др. [2–5]. Здесь в течение ряда лет ежемесячно (2000–2003 гг.), либо поквартально (2003–2005 гг.) выполнялись измерения расходов воды в ручье и отборы проб воды на содержание урана [3–5]. По результатам этих исследований было установлено (Самсонова и др.) [3, 4], что подрусловой сток в долине Джилу-Булак отсутствует, а поступление урана из ручья в оз. Иссык-Куль составляет не более 14,5 кг/год. При запасах урана в воде озера Иссык-Куль около 90 тыс. тонн такая величина годового стока урана представляет ничтожную долю: годовой приток урана из ручья Джилу-Булак составляет лишь $1{,}68 \cdot 10^{-5}$% от содержания урана в оз. Иссык-Куль. Если же учесть, что ручей Джилу-Булак доносит свои воды до оз. Иссык-Куль лишь эпизодически при ливневых дождях, то эта доля должна быть еще ниже.

Однако в настоящее время, несмотря на то, что угольная шахта закрыта, население пгт Каджи-Сай продолжает добывать уголь и использует его для отопления. Самая высокая радиоактивность характерна для рыхлых разновидностей угля, но именно такой уголь в основном используется населением. Зола от сжигаемого угля рассеивается на приусадебных участках вблизи жилых домов, что представляет большую опасность для здоровья людей. Поэтому представляет интерес радиологическая оценка современного состояния вод региона.

Нами изучен изотопный состав урана в водах разного генезиса в регионе Каджи-Сая. В июле 2014 г. были отобраны пробы вод, выклинивающихся из-под наносов в истоках ручья Джилу-Булак – фактически из хвостохранилища (пробы 2–6). Для сравнения в то же время (14–17.07.2014 г.) опробованы водопроводные питьевые воды двух водозаборов пгт Каджи-Сай (пробы 7 и 8), воды термальной скважины, пробуренной в пгт Каджи-Сай и вскрывающей выходы глубинных вод (проба 9), а также воды р. Шу – крупнейшей реки региона (проба 1) и воды пресного оз. Каракуль в 10 км восточнее хвостохранилища (проба 10).

Определение изотопного состава урана проводилось в Центре физико-химических методов исследования и анализа Казахского национального университета им. Аль-Фараби по PEER-проекту "Отклик водных ресурсов Центральной Азии на динамику оледенения Центральной Азии". Изотопы урана из водных проб с внесенным в них трассером $^{232}U$ осаждались на гидроокиси железа, экстрагировались трибутилфосфатом электролитически наносились бесконечно тонким слоем на стальной диск. Измерения проводились альфа-спектрометрическим методом на 8-камерном альфа-спектрометре фирмы "Canberra" (Alpha Analyst, Canberra 7404). Альфа-спектры обрабатывались с использованием программного обеспечения "Genie-2000" [6–10].

Полученные результаты сведены в таблице 1 и на рисунке 2. Погрешность определения содержания урана не превышала 5%, а соотношения $\gamma = {}^{234}U/{}^{238}$ в единицах альфа-активности – не выше 1%.

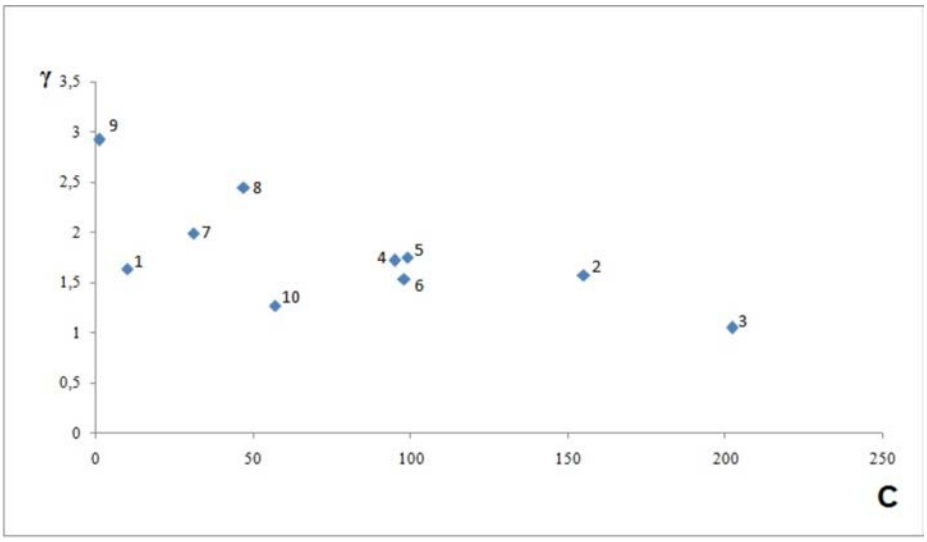



***Рис. 2.*** *Зависимость отношения $\gamma = {}^{234}U/{}^{238}U$ от общего содержания урана в водах южного побережья оз. Иссык-Куль*

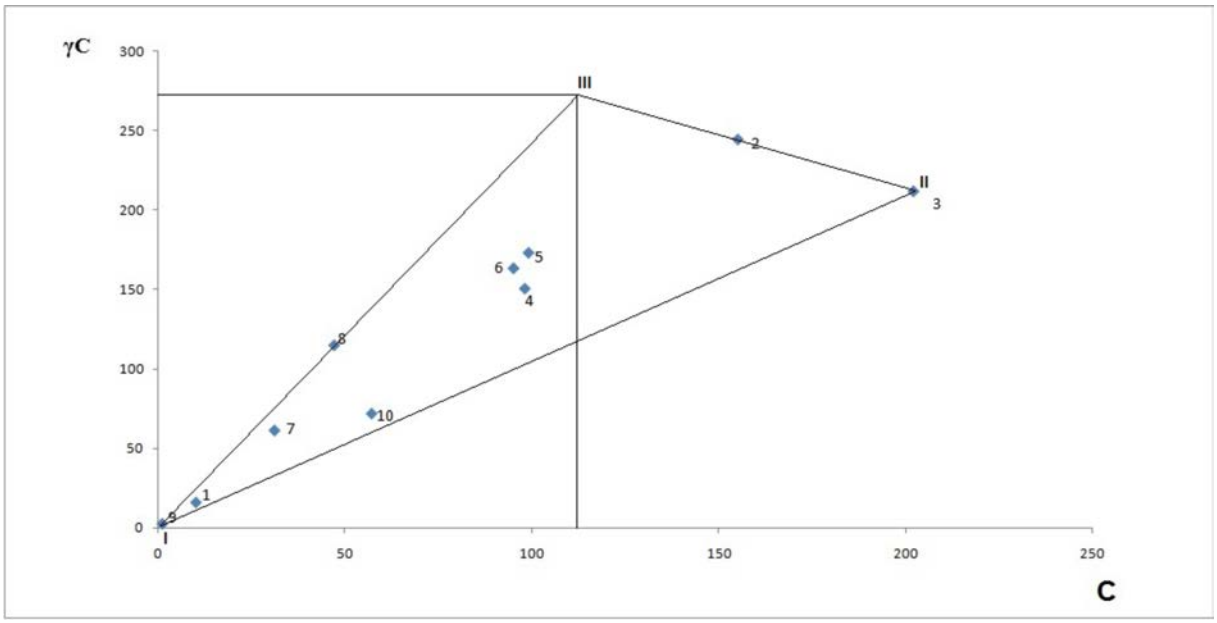



***Рис. 3.*** *Уран-изотопная диаграмма водоисточников Каджисая*

Содержание урана в ручье Джилу-Булак и в отстойнике-накопителе (пробы 4–6) не отличается от найденных ранее концентраций [2–5]. Но в выходах вод непосредственно из-под заграждений хвостохранилища (пробы 2 и 3) содержание в 1,5–2 раза выше, чем было 10 лет назад. Видимо, при формировании ручья имеет место приток незагрязненных ураном вод.

Из рисунка 2 видно, что в опробованных водоисточниках явно прослеживается обратная зависимость между избытком $^{234}U$ ($\gamma$) и содержанием урана C в водах района Каджисай. Подобная зависимость ранее установлена для уранового рудника Курдай [6, 7], низовий бассейна р. Чу [8, 9] и является обычной для районов с урановыми аномалиями [10].

Для выяснения генетического состава исследованных вод построена уран-изотопная диаграмма зависимости в них $\gamma$ C от C (рис. 3), из которой следует, что водоисточники Каджисая укладываются в треугольник, в вершинах которых находятся источники трех генетических типов вод: I – воды глубинной циркуляции (термальная скважина, проба 9); II – воды урановой аномалии, дренирующие хвостохранилище, с максимальным содержанием урана и близким к равновесию соотношением $\gamma$ (проба 3); III – воды активного водообмена региона, уран-изотопные параметры которых можно опреде-

*Таблица 2. Генетический состав вод в районе пгт Каджи-Сай*

| № проб | Место опробования | Глубокой циркуляции | Урановой аномалии | Активного водообмена |
|---|---|---|---|---|
| 1Ч | р. Чу перед Орто-Токойским вдхр. | 94±2 | 3±1 | 3±1 |
| 2К | Из-под бетонного заграждения | – | 52±2 | 48±2 |
| 3К | Юго-восочнее. заграждения | – | 100 | – |
| 4К | Вост. исток Джилу-Булак | 35±2 | 35±2 | 30±2 |
| 5К | Зап. исток Джилу-Булак | 33±2 | 29±2 | 38±2 |
| 6К | Выход из отстойника-накопителя | 35±2 | 29±2 | 36±2 |
| 7 | Южный водопровод Каджи-Сая | 77±2 | 7±1 | 16±2 |
| 8К | Северный водопровод Каджи-Сая | 58±2 | 5±1 | 37±2 |
| 9К | Термальная скв. Каджи-Сая | 100 | – | – |
| 10К | Оз. Каракуль, южное | 69±2 | 25±2 | 6±1 |
| | Воды активного водообмена | – | – | 100 |

лить по координатам третьей вершины треугольника ($\gamma$=2,5±0,1; C=110·10$^{-6}$ г/л).

Остальные пробы представляют собой смесь вод либо двух, либо трех типов в разных пропорциях [9]. Если пробы на уран-изотопной диаграмме находятся на сторонах треугольника, то их воды представляют собой смесь двух типов (пробы 2, 8, 10), доля которых $V_1$ и $V_2$ может быть найдена по формулам:

$$V_1 = (C - C_2) / (C_1 - C_2) \text{ или } (1)$$
$$V_1 = \gamma C - \gamma_2 C_2 / \gamma_1 C_1 - \gamma_2 C_2, \quad (2)$$
$$V_2 = 1 - V_1.$$

Если пробы на уран-изотопной диаграмме находятся внутри треугольника, то они представляют собой смесь вод трех типов, доля каждого из которых рассчитывается по более сложным формулам, выведенным из следующих соотношений:

$$V_1 + V_2 + V_3 = 1;$$
$$C_1 + C_2 + C_3 = 1;$$
$$\gamma_1 C_1 + \gamma_2 C_2 + \gamma_3 C_3 = \text{гС}.$$

$$V_1 = [\ \gamma C(C_3 - C_2) + \gamma_2 C_2(C - C_3) + \gamma_3 C_3(C_2 - C)\ ] / [\ \gamma_1 C_1(C_3 - C_2) + \gamma_2 C_2(C_1 - C_3) + \gamma_3 C_3(C_2 - C_1)\ ] \quad (3)$$

$$V_2 = [\ \gamma C(C_1 - C_3) + \gamma_3 C_3(C - C_3) + \gamma_1 C_1(C_3 - C)\ ] / [\ \gamma_1 C_1(C_3 - C_2) + \gamma_2 C_2(C_1 - C_3) + \gamma_3 C_3(C_2 - C_1)\ ] \quad (4)$$

$$V_3 = [\ \gamma C(C_2 - C_1) + \gamma_3 C_3(C - C_2) + \gamma_1 C_1(C_1 - C)\ ] / [\ \gamma_1 C_1(C_3 - C_2) + \gamma_2 C_2(C_1 - C_3) + \gamma_3 C_3(C_2 - C_1)\ ] \quad (5)$$

В таблице 2 приведены результаты расчетов по формулам (1–5) долей вод трех типов в исследованных водоисточниках Каджи-Сая.

Из приведенных результатов следует, что воды ручья Джилу-Булак не менее чем на 1/3 обогащены ураном хвостохранилища Каджисай и примерно по 1/3 в них содержатся воды глубинной циркуляции и активного водообмена. В питьевых водах пгт Каджисай обогащенных ураном вод не более 5–7%, в основном (60–80)% это воды глубинной циркуляции. Воды оз. Каракуль тоже формируются в основном (до 70%) за счет выклинивания вод глубинной циркуляции, но до 25% в него попадают обогащенные ураном воды. Следовательно, в регионе необходима постановка радиологического контроля за состоянием уранового хвостохранилища.

Таким образом, в результате проведенных исследований:

- обнаружено обогащение ураном вод, выходящих из-под хвостохранилища в 1,5–2 раза по сравнению с концентрациями, зафиксированными десятилетие назад;
- по соотношению $^{234}U/^{238}$ и общему содержанию урана выделено 3 генетических типа вод и рассчитаны пропорции их смешения в исследованных водоисточниках;
- показана необходимость использования уран-изотопного метода для мониторинга за состоянием урановых хвостохранилищ.

***Литература***


1. *Большая советская энциклопедия. – Изд. 3. – М. : Советская энциклопедия. – Т. 11. – С. 129.*
2. *Матыченков В.Е., Тыныбеков А.К. Гидрохимическая и экологическая характеристика состава воды рек Южного Прииссыккулья // Тр. Кыргызсконо института минерального сырья. – Бишкек, 2000. – С. 101–110.*
3. *Изучение гидродинамики озера Иссык-Куль с использованием изотопных методов / отв. ред. Т.В. Тузова. – Бишкек : Илим, ИВПиГЭ НАН КР, МНТЦ, 2005. – Ч. 1. – С. 152–159.*
4. *Study of the Issyk-Kul Lake Hydrodynamics with the Use of Isotopic Methods. – Bishkek : Ilim, IWPaHP NAS KR, ISTC, 2006. – Part 2. – P. 116–123.*
5. *Все об озере Иссык-Куль / В. Романовский, Д. Маматканов и др. // Энциклопедический справочник по озеру и котловине в вопросах и ответах / отв. ред. Т.В. Тузова. – Бишкек, 2014. – 404 с.*
6. *Содержание и изотопный состав основных радионуклидов уранового ряда в водных объектах месторождения Кордай / М.М. Буркитбаев, Б.М. Уралбеков, П. Стегнар и др. // Химический журнал Казахстана. – 2007. – № 3 (17). – С. 44–78.*
7. *Uralbekov B., Smodis B., Burkitbayev M. Uranium in natural waters sampled within former uranium mining sites in*

*Kazakhstan and Kyrgyzstan // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2011. – Vol. 289, No. 3. – P. 805–810 ; Uranium series radionuclides in surface waters from the Shu river (Kazakhstan) / M. Burkitbayev, B. Uralbekov, S. Nazarkulova et al. // Journal of Environmental Monitoring. – 2012. – No. 4. – P. 1189–1194.*

8. *Изотопы урана в водах бассейна р. Чу / Б.М. Уралбеков, Б.М. Буркитбаев, Д. Маматканов и др. // Материалы 4-й Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека" / Томский политехнический университет, Томск, 4–8 июня, 2013. – С. 535–537.*
9. *Spatial and temporal variability of $^{234}U/^{238}U$ activity ratios in the Shu River, Central Asia / B. Uralbekov, M. Burkitbaev, B. Satybaldiev et al. // Environmental Earth Sciences. – 2014. – No. 4. – P. 148–155.*
10. *Содержание, изотопный состав и пространственное распределение основных радиоэлементов уранового ряда в подземных водах Кара-Балтинской площади / П.И. Чалов, И.А. Васильев, Г.М. Толстихин и др. // Радиоэкологические и смежные проблемы уранового производства : сб. науч. тр. / НАН КР. Институт физики. – Бишкек, 2004. – С. 16–27.*

# ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ НЕРАВНОВЕСНОГО УРАНА В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ ПРИ ИЗУЧЕНИИ ПРОЦЕССОВ В ГИДРОСФЕРЕ

Т.В. Тузова

Институт водных проблем и гидроэнергетики НАН КР, Бишкек, Киргизия, tv_tuzova@ mail.ru

# THE EXPERIENCE OF USING THE RATIO OF ODD URANIUM ISOTOPES IN NATURAL WATER FOR STUDYING PROCESSES IN WATER ECOSYSTEMS

T.V. Tuzova

Institute of Water Problems and Hydropower, NAS KR, Bishkek

На примере бассейнов рек Чу, Сары-Джаз (Северный Тянь-Шань), Пяндж, Кызылсу (Памиро-Алай) и ледников этих бассейнов показаны возможности использования соотношения четных изотопов урана в водах как естественного индикатора для определения генезиса поверхностных и подземных вод, прогнозирования прорывов высокогорных озер, оценки ледовой составляющей речного стока, уточнения распределения водных ресурсов, контроля радиологического загрязнения горных рек.

For example the basins of rivers Chu, Sary-Dzhas (Chu-North Tien Shan), Pjandzh, Kyzyl-Suu (Pamir-Alai) and their glaciers demonstrated the possibilities of using the ratio of even uranium isotopes as a natural indicator for determining the genesis of surface-and-groundwater, forecasting outbreaks of high mountain lakes, assessment of ice components in stream runoff, clarification of the distribution of water resources and control over radiological pollution of mountain rivers

Открытие в середине прошлого века явления естественного разделения изотопов урана при переходе из горных пород в воду [11] привело к широкому использованию соотношения $^{234}U/^{238}U$ в водах как радиоактивного индикатора для решения целого ряда фундаментальных и прикладных задач геофизики, гидрологии, гидрогеологии [5, 10, 14]. Метод неравновесного урана рекомендован для датирования природных объектов [5, 8], трассирования водных подземных потоков, установления их пространственного распределения [9], расчета пропорций смешения вод разных источников.

Для крупных замкнутых озер Евразии по уменьшению средневзвешенного значения $(^{234}U/^{238}U)_0$ во впадающих реках до соотношения $(^{234}U/^{238})_t$ с самих озерах удалось, учитывая уменьшение избытка $^{234}U$ со временем, рассчитать абсолютный возраст бессточных водоемов (Иссык-Куль 110±40 тыс. лет, Чатыр-Куль 320±50 тыс. лет, Аральское море 139±12 тыс. лет, Балхаш 37±9 тыс. лет, оз. Ала-Куль 49±11 тыс. лет), а также оценить время пребывания урана в океанической воде с учетом и без учета его осаждения в донные осадки в пределах 0,22–1,5 млн лет.

Содержание урана и отношение $^{234}U/^{238}U$ в различных источниках поверхностных вод Земли изменяются в широких пределах. Подземные воды взаимосвязаны с поверхностными, они формируются путем смешения атмосферных осадков, поверхностного стока и трещинных, карстовых, трещинно-пластовых и пластовых вод нижележащих горизонтов. Уран в природные воды попадает в результате процессов растворения, выщелачивания и десорбции в специфических условиях, различных для разных регионов. Изотопный состав урана в каждом источнике зависит от водовмещающих пород, является надежной естественной меткой вод региона, оставаясь постоянным при неизменной гидрологической обстановке, но может заметно отличаться для вод разных мест. Нами установлено, что отношение $^{234}U/^{238}U$ в водах ряда источников Иссык-Кульского и Чуйского бассейнов сохраняется постоянным в течение полустолетия при больших вариациях содержания урана [12,

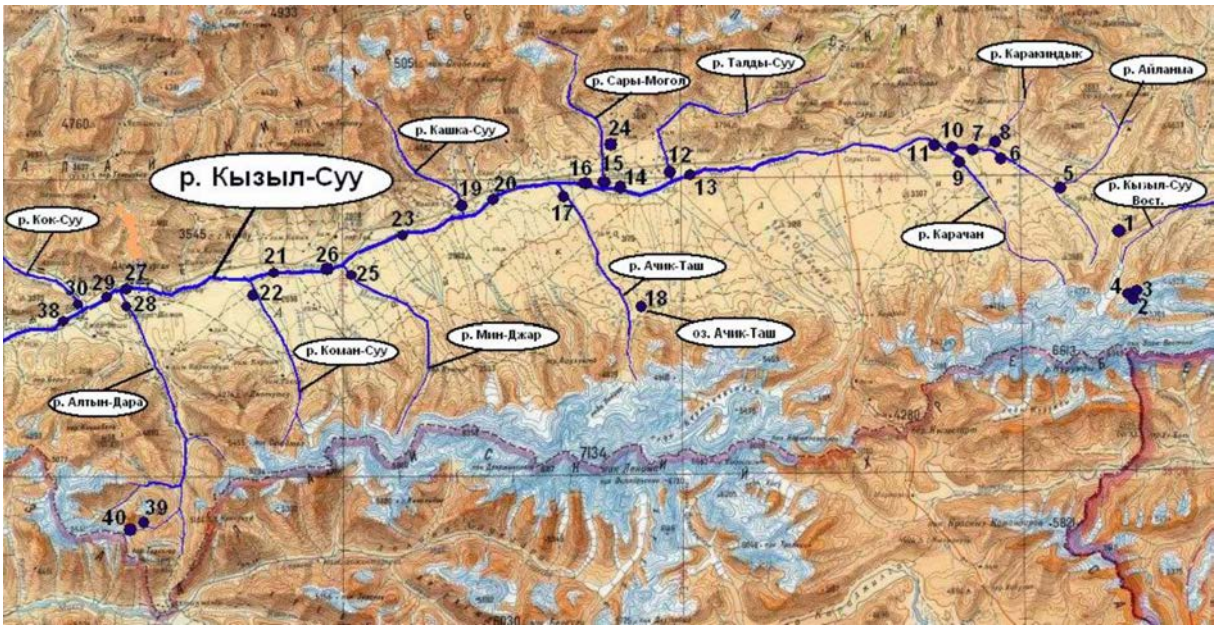



***Рис. 1.*** *Схема опробования вод и льдов в бассейне р. Кызылсуу в 2013 г.*

*Таблица 1. Изотопы урана в водах бассейна р. Кызыл-Суу*

| Место опробования | γ | С, мкг/л | γС, мкг/л | Доля стока, % |
|---|---|---|---|---|
| Родники в истоке р. Кызыл-Суу | 1,7±0,2 | 0,7±0,1 | 0,95 | |
| р. Кызыл-Суу, верховья | 2,7±0,1 | 1,37±0,03 | 3,70 | 25±15 |
| р. Кызыл-Суу, ниже родников 1,3 | 2,2±0,2 | 1,21±0,02 | 2,66 | 35±15 |
| р. Ачик-Таш, устье | 1,2±0,2 | 1,05±0,02 | 1,26 | 15±5 |
| р. Кызыл-Суу при впадении р. Сары-Могол | 1,5±0,2 | 1,05±0,02 | 1,58 | – |
| р. Кызыл-Суу после впадения рек Сары-Могол и Ачик-Таш | 2,0±0,1 | 1,37±0,03 | 2,74 | – |
| р. Алтын-Дара, устье | 1,4±0,3 | 1,70±0,05 | 2,38 | 50±20 |
| р. Кызыл-Суу перед впадением р. Алтын-Дара | 1,9±0,5 | 0,74±0,02 | 1,41 | 50±20 |
| р. Кызыл-Суу после впадения р. Алтын-Дара | 1,8±0,2 | 1,37±0,02 | 2,47 | 100 |
| 11 – р. Кок-Суу, устье | 1,1±0,1 | 2,67±0,05 | 2,94 | – |

13]. Следовательно, этот параметр является надежной радиоактивной меткой природных вод определенного генезиса.

Наиболее высокие концентрации урана и равновесное соотношение его изотопов ($^{234}U/^{238}U$=1 в единицах активности) характерны для вод урановых месторождений. В подземных водах, не связанных с радиоактивными рудными месторождениями, отношение $^{234}U/^{238}U$ может значительно отличаться от равновесия. В термальных минеральных водах пластового типа зафиксированы низкие концентрациями урана ($10^{-7}$ г/л) со сравнительно небольшим избытком $^{234}U$. В водах активных глубинных разломов земной коры избыток $^{234}U$ выше, чем в окружающих водах вышележащих горизонтов при низких концентрациях урана.

Из-за эоловых процессов, осуществляющих в воздухе пылевой перенос литосферных материалов, содержащих уран, обнаружены измеримые концентрации последнего в атмосферных осадках, ледниках и талых водах морено-ледниковых комплексов с различными величинами отклонения его четных изотопов от равновесия. Это позволило прогнозировать прорывы высокогорных морено-ледниковых озер по неравновесному урану [1].

По изотопному составу урана можно оценивать долю каждой генетической составляющей стока и изучать его относительное распределение по всему региону или речному бассейну [1, 2, 4]. Наличие в речном бассейне хотя бы одного надежного гидрологического поста дает возможность на период уран-изотопного опробования рассчитать все элементы водного баланса. Возможности метода показаны нами при уточнении элементов водного баланса бассейнов рек Иссык-Кульского бассейна, Чу, Сары-Джаз, Талас (Северный Тянь-Шань), Гунт, Пяндж (Памир), Кызыл-Суу (Памиро-Алай).

В частности, по бассейну р. Чу с помощью уран-изотопного метода установлено следующее [13]:

1. Оценена доля стока р. Чон-Кемин в балансе бассейна (25±5)%, согласующаяся с гидрометрическими данными.
2. Показана стабильность отношения $^{234}U/^{238}U$=γ во времени на участках отсутствия заметной приточности: Быстровка – Токмак (γ=1,51±0,01); Кен-Булунь

– Карасу (γ=1,31±0,04); р-н Тасоткельского водохранилища (γ=1,30±0,01).

3. Оценена доля подземной приточности с южных склонов Кыргызского хр. от г. Токмок до г. Кордай (не более 50%) и за счет выклинивания обогащенных ураном подземных вод в районе Тасоткельского водохранилища (50–60%).
4. Обнаружено обогащение ураном поверхностных вод р. Чу за счет разгрузки подземных вод вниз по течению.
5. Отмечено наличие в подземных водах опасной для питьевых вод урановой аномалии в низовьях бассейна (в районе с. Курагатты).

В последние годы нами совместно с сотрудниками Института водных проблем, гидроэнергетики и экологии АН Республики Таджикистан с помощью уран-изотопного метода начато уточнение водных ресурсов и распределения стока малоизученного трансграничного бассейна р. Кызыл-Суу – одного из притоков р. Вахш (Памиро-Алай – рис. 1).

На этой реке в настоящее время нет ни одного надежного гидропоста. Водные ресурсы бассейна формируются в горах Кыргызстана и Таджикистана, а используются в основном Узбекистаном, в связи с чем остро встал вопрос их уточнения. Получены предварительные результаты (табл. 1), свидетельствующие о перспективности метода и для этого региона [6]. Как видно из таблицы 1, исследуемые водоисточники заметно отличаются друг от друга как по общему содержанию урана С, так и по соотношению его четных изотопов γ. Это позволило по формулам изотопного разбавления [12] оценить долю стока основных притоков бассейна.

Кроме того, из диаграммы зависимости величины γ С от С (рис. 2) видно, что воды бассейна по уран-изотопным показателям укладываются в треугольник, т.е. формируются из трех генетических типов, отличающихся по изотопному составу урана:

I – ледниковые воды с минимальным содержанием урана (не более $0{,}5\cdot10^{-6}$ г/л) и близким к равновесному соотношением его четных изотопов (экстраполированная нижняя вершина треугольника);

II – воды коренных пород с максимальными изотопными сдвигами за счет преимущественного выщелачивания дочернего изотопа $^{234}U$ (γ=2,7, промежуточные значения С – проба 2);

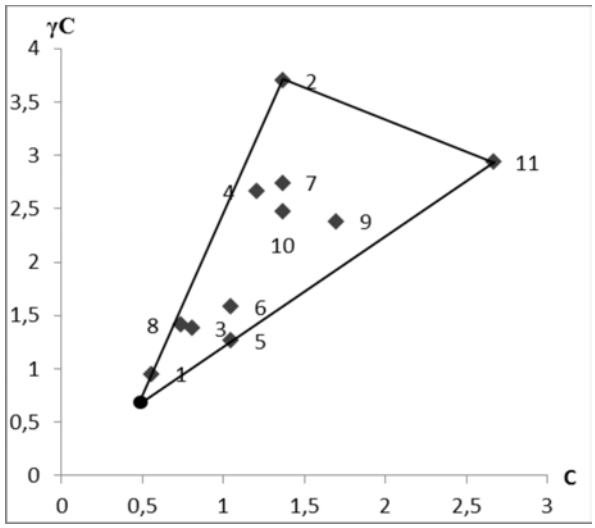



***Рис. 2.*** *Уран-изотопная диаграмма вод бассейна р. Кызыл-Суу*

III – воды, циркулирующие в зоне активного водообмена в разрушенных отложениях верхнего четвертичного горизонта с равновесным соотношением изотопов урана и повышенным за счет растворения его общим содержанием (проба 11).

Остальные опробованные источники являются смесью в разных пропорциях (табл. 2) вод этих трех типов.

На основе полученных результатов можно сделать вывод, что уран-изотопный метод применим для изучения генезиса вод горных речных бассейнов, для оценки их доли в формировании речного стока, уточнения пропоций смешения вод основных притоков, оценки радиологической обстановки речных бассейнов.

Для бассейна р. Кызыл-Суу данные по соотношению изотопов урана являются первыми и предварительными. Поэтому оценки пропорций смешения вод разных притоков и разного генезиса проведены с большими погрешностями. Они требуют продолжения исследова-

*Таблица 2. Генетические составляющие стока в бассейне р. Кызыл-Суу*

| Водоисточник | I<br>Ледниковые воды<br>$\gamma_1$=1,3±0,3<br>$C_1=0{,}5\cdot10^{-6}$ г/л | II<br>Воды коренных пород<br>$\gamma_2$=2,7±0,1<br>$C_2=1{,}3\cdot10^{-6}$ г/л | III<br>Воды активного водообмена<br>$\gamma_3$=1,1±0,1<br>$C_3=2{,}7\cdot10^{-6}$ г/л |
|---|---|---|---|
| Исток р. Кызыл-Суу | – | 100 | – |
| Родники в верховьях р. Кызыл-Суу | 85±5 | 15±5 | – |
| р. Кызыл-Суу ниже родников 1, 3 | 32±5 | 59±7 | ±10 |
| р. Ачик-Таш | 80±10 | – | 20±10 |
| р. Кызыл-Суу при впадении р. Сыры-Могол | 60±5 | 20±10 | 20±10 |
| р. Кызыл-Суу перед впадением р. Алтын-Дара | 60±5 | 35±5 | ±5 |
| р. Алтын-Дара | 30±10 | 25±10 | 40±10 |
| р. Кызыл-Суу после впадения р. Алтын-Дара | 40±10 | 35±10 | 25±10 |
| р. Кок-Суу | – | – | 100 |

ний с детальным уран-изотопным опробованием вод всех притоков, поверхностных и подземных. Это позволит оценить приточность в любой части бассейна и его годовой сток, если опираться на надежные гидрометрические измерения хотя бы одного гидропоста в бассейне.

Уран-изотопный метод является довольно трудоемким как по отбору проб в горных районах, так и в его аналитической части, требующей радиохимической очистки изотопов урана и прецизионных измерений изотопного состава на альфа- или масс-спектрометрах. Однако он перспективен там, где гидрометрическая сеть наблюдений отсутствует или ненадежна из-за устаревшего оборудования.

***Литература***


1. *Маматканов Д., Тузова Т.В., Ерохин С.А. Оценка риска прорыва горных озер с использованием уран-изотопного метода // Материалы Международной конференции "Проблемы радиоэкологии управления отходами уранового производства в Центральной Азии". – Бишкек – Иссык-Куль – "Аврора", 6–9 июня, 2011 г. – С. 88–92.*
2. *Тузова Т.В., Новиков В.Н. Уран-изотопные особенности формирования стока р. Пяндж // Водные ресурсы .– 1991. – № 1. – С. 88–95.*
3. *Тузова Т.В., Прохоренко С.И., Филин К.С. Распределение стока бассейна р. Гунт по уран-изотопным данным // Водные ресурсы. – 1992. – № 3. – С. 157–162.*
4. *Тузова Т.В., Филин К.С. Оценка доли подземной составляющей стока малых горных рек уран-изотопным методом // Водные ресурсы. – 1990. – № 2. – С. 72–75.*
5. *Чалов П.И. Датирование по неравновесному урану. – Фрунзе : Илим, 1968. – 110 с.*
6. *Изотопы урана в водах Алайской долины / В.И. Шатравин, Т.В. Тузова, Б.С. Сатыбалдиев и др. // Материалы 4-й Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека" / Томский политехнический университет. – Томск, 4–8 июня, 2013. – С. 566–570.*
7. *Чалов П.И., Меркулова К.И., Тузова Т.В. Абсолютный возраст Аральского моря по неравновесному урану // Доклады АН СССР. – 1966. – Вып. 169. – С. 89–91.*
8. *Чалов П.И., Тузова Т.В., Мусин Я.А. Изотопное отношение $^{234}U/^{238}U$ в природных водах и его использование для ядерной геохронологии // Геохимия. – 1964. – № 5. – С. 404–412.*
9. *Чалов П.И., Тузова Т.В., Тихонов А.И. Проверка реальности исходных предпосылок использования неравновесного урана для решения гидрогеологических задач // Доклады АН СССР. – 1978. – Т. 242, № 6. – С. 1296–1298.*
10. *Чердынцев В.В. Уран-234. – М. : Атомиздат, 1969. – 308 с.*
11. *Чердынцев В.В., Чалов П.И. Явление естественного разделения урана-234 и урана-238 // Открытия СССР. – М. : ЦНИИПИ, 1977. – С. 28.*
12. *Tuzova T.V. Investigations of Waters of the Issyk-Kyl Basin with the Use of Uranium Isotopic Method // Study of the Issyk-Kyl Lake Hydrodynamics with the Use of Isotopic Methods / Institute of water problems and hydropower, NAS KR: ISTC. – Bishkek : Ilim, 2006. – Part II. – P. 102–108.*
13. *Spatial and temporal variability of $^{234}U/^{238}U$ activity ratios in the Shu Piver, Central Asia / B. Uralbekov, M. Burkitbaev, B. Satybaldiev et al. // Environmental Earth Sciences. – 2014. – No. 4. – P. 111–119.*
14. *Uranium-series disequilibrium, application to earth, marine and environmental sciences / ed. by M. Ivanovich, R.S. Harmon. – Oxford : Clarendon Press, 1992. – 910 p.*


# СРАВНЕНИЕ СПОСОБОВ ВСКРЫТИЯ МОНАЦИТОВОГО КОНЦЕНТРАТА ФОСФОРНОЙ КИСЛОТОЙ И ФОСФАТОМ АММОНИЯ

М.В. Туринская, Т.С. Голодова, В.В. Шагалов

Томский политехнический университет, Томск, Россия , mvt6@tpu.ru

# COMPARISON OF METHODS OF OPENING MONAZITE CONCENTRATE PHOSPHORIC ACID AND AMMONIUM PHOSPHATE

M.V. Turinskaya, T.S., Golodova, V.V., Shagalov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

В работе представлены фосфатные способы вскрытия монацитового концентрата, в качестве вскрывающих агентов используются фосфорная кислота и двузамещенный фосфат аммония. Выбраны наиболее подходящие условия для максимального извлечения ценных компонентов из концентрата.

The paper presents the ways of opening phosphate monazite concentrate. Phosphoric acid and ammonium phosphate dibasic are the starting reagents. In this paper chosen the most suitable conditions for maximum extraction of valuable components of the concentrate.

## Введение

Одной из главных проблем современной энергетики является истощение ресурсов. В качестве альтернативного источника энергии можно рассматривать монацит, который является одним из источников получения тория и лантаноидов.

Монацит содержит фосфаты тория и редкоземельных элементов. Содержание тория в монаците достигает 10% в пересчете на оксид тория. Также существуют минералы, содержащие до 77% тория в пересчете на оксид, однако, в настоящее время, промышленная добыча тория происходит преимущественно из монацитовых россыпей. Содержание редких земель в монаците составляет 50–60% в пересчете на оксиды в зависимости от месторождения. С помощью гравиметрических и магнитных способов обогащения получают монацитовый концентрат с содержанием $Ln_2O_3$ до 55–68% [4].

Торий, и редкоземельные элементы имеют большое значение для современного развития науки и техники. Торий – перспективный источник ядерного топлива, так как является сырьевым нуклидом в уран-ториевом цикле. Переход на ядерную энергетику является оптимальным вариантом в связи с исчерпанием источников природных горючих ископаемых. На данный момент ядерная энергетика является наиболее эффективной и экономичной, а также достаточно безопасной при нормальной эксплуатации реакторов, автоматизированном регулировании цепной реакции и соблюдении всех правил техники безопасности.

На сегодняшний день существуют два основных способа вскрытия монацита: щелочной и сернокислотный [6]. Эти методы наносят ущерб окружающей среде, а также являются дорогостоящими и трудоемкими, к примеру, серную кислоту после вскрытия монацита нельзя регенерировать для повторного использования. Помимо этих способов имеются также: способ спекания с кальцинированной содой [3], способ автоклавного азотнокислого выщелачивания и экстракционного выделения редкоземельных элементов [2]. Однако данные способы не получили должного распространения. Также одним из способов вскрытия монацита является разрушение минерала в плазменном реакторе с последующим его реагированием с фторирующим соединением, таким как бифторид аммония. Монацит подается в плазменный реактор, в котором он растрескивается. Делается это для того, чтобы сделать его более чувствительным к менее жестким химическим веществам [8]. В другом способе в качестве вскрывающего агента используется смесь бифторида аммония с серной кислотой [7].

В данной работе предлагаются два способа вскрытия монацитового концентрата: фосфорной кислотой и двухзмещенным фосфатом аммония. Целью работы является выбор наилучшего способа фосфатного вскрытия монацита для дальнейшего выделения тория и РЗЭ.

## Экспериментальная часть

В качестве исходного сырья использовался обогащенный монацитовый концентрат, очищенный от примесей ильменита и циркона методами магнитной и электростатической сепарации без дополнительного измельчения.

Ранее уже было проведено вскрытие монацита концентрированной ортофосфорной кислотой при 350 °С, при этом вскрытие происходит на 95% по торию и РЗЭ в одну стадию. В полученном фосфатном растворе торий

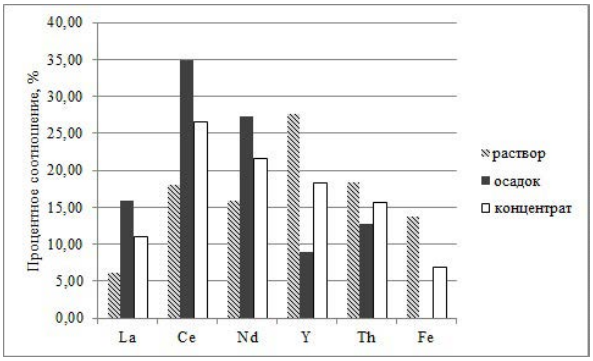



***Рис. 1.*** *Состав монацитового концентрата, раствора и осадка после фосфатно-аммонийного выщелачивания монацитового концентрата*

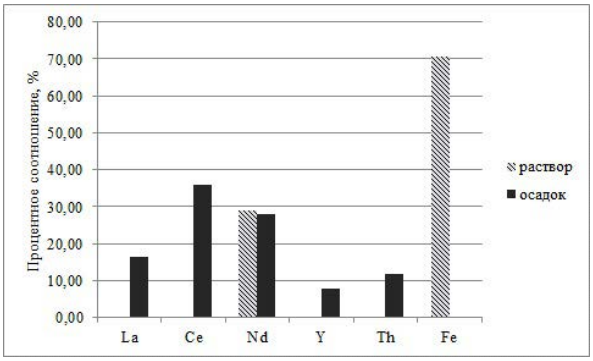



***Рис. 2.*** *Состав раствора и осадка после аммиачного осаждения раствора выщелачивания*

и РЗЭ находятся в виде растворимых кислых фосфатов [5].

Фосфатно-аммонийный способ заключается в сплавлении монацитового концентрата с двузамещенным фосфатом аммония при 300 °С и последующим разбавлением плава 5 М фосфорной кислотой. Степень вскрытия составила не более 60% по торию, 75% по иттрию и около 30% по остальным редкоземельным металлам.

На рисунке 1 представлено процентное распределение металлов в образовавшемся растворе и осадке после выщелачивания. Большая часть тория и иттрия переходит в раствор, однако этого количества недостаточно для промышленных масштабов. Что касается лантана, церия и неодима, то только малая часть этих металлов вскрывается фосфатом аммония.

Однако данное распределение элементов имеет характерные преимущества: появляется возможность частичного разделения тория и редкоземельных элементов на этапе вскрытия без использования дополнительных стадий экстракции или ионного обмена. Раствор после фосфатно-аммонийного выщелачивания, богатый ионами иттрия, тория и железа, осаждали аммиаком, при этом металлы осаждаются в виде гидроксидов. Состав раствора и осадка после аммиачного осаждения представлен на рисунке 2. Как видно из графика, практически все металлы переходят в осадок, за исключе-

нием железа и части неодима. Следовательно, возможно осуществлять дробное осаждение с выделением полупродуктов. Анализы проб проводились методом рентгено-флуоресцентной спектроскопии.

## Результаты и их обсуждение

Фосфорнокислый способ эффективен для вскрытия монацитового концентрата в одну стадию, однако, если рассматривать дальнейшую схему переработки концентрата, желательна регенерация вскрывающего агента для повышения экономических и экологических показателей технологического процесса. Для дальнейшего выделения тория и редкоземельных металлов удобен способ ионного обмена, а затем осаждение необходимых элементов аммиачным раствором.

При взаимодействии фосфорной кислоты с аммиачным раствором образуется фосфат аммония, из которого затем невозможно получить чистую фосфорную кислоту. Разложение фосфата аммония происходит в 3 стадии, на первой стадии при 40 ˚С образуется двузамещенный фосфат аммония, на второй при 70 ˚С – однозамещенный фосфат аммония. Третья стадия процесса дальнейшего разложения $NH_4H_2PO_4$ с образованием $H_3PO_4$ в маловероятна, так как перенос протона от $NH_4^+$ к более сильной кислоте $H_2PO_4^-$ вряд ли возможен [1].

В этих условиях проще использовать в качестве вскрывающего агента непосредственно фосфат аммония, средний или двузамещенный. Однако, показатель вскрытия двузамещенным фосфатом аммония гораздо ниже, чем концентрированной фосфорной кислотой.

## Выводы

Исследовалось вскрытие монацитового концентрата фосфатным и фосфатно-аммонийным способом.

Степень вскрытия концентрата фосфатным способом составляет 95% по торию и РЗЭ в одну стадию. Регенерация фосфорной кислоты для повторного вскрытия без использования ионного обмена затруднительна, так как образующийся фосфат аммония разлагается до однозамещенного фосфата аммония.

Степень вскрытия концентрата фосфатно-аммонийным способом составляет 60% по торию, 75% по иттрию и около 30% по редкоземельным элементам. Основным достоинством данного вскрытия является возможность повторного использования фосфата аммония в качестве исходного реагента.

***Литература***


1. *Кочкаров Ж.А. Протолитические реакции разложения солей аммония // Химия. – 2016. – № 1.*
2. *Технологические аспекты переработки редкометальных руд чуктуконского месторождения / В.И. Кузьмин, Г.Л. Пашков, В.Н. Кузьмина и др. // Химия в интересах устойчивого развития. – 2010. – Т. 18, № 3. – С. 331–338.*
3. *Способ вскрытия монацитового концентрата : пат. 2242528 РФ, МПК C22B 60/02. / Открытое акционерное общество "Ульбинский металлургический завод" (KZ). – Заявл. 10.12.2003. – Опубл. 20.12.2004.*
4. *Торий – перспективный сырьевой ресурс атомной энергетики / [Электронный ресурс] / Г.А. Пелымский, В.М. Котова, П.А. Чехович и др. – URL: http://istina.msu.ru/media/publications/articles/beb/765/395519/ron_1_2012_electron.pdf. – (дата обращения 28.04.2014).*
5. *Туринская М.В., Шагалов В.В. Разделение растворимых фосфатов тория и РЗЭ методом ионного обмена [Электронный ресурс] // Энергетика: эффективность, надежность, безопасность: материалы XXI Всероссийской научно-технической конференции, 2–4 декабря 2015 г., Томск : в 2 т. / Национальный исследовательский Томский политехнический университет (ТПУ) [и др.] ; ред. В.В. Литвак и др. – Т. 1. – С. 263–265.*
6. *Ягодин Г.А., Синегрибова О.А., Чекмарев А.М. Технология редких металлов в атомной технике : учеб. пособ. для вузов / под ред. Б.В. Громова. – М. : Атомиздат, 1974. – 344 с.*
7. *Influence of adding ammonium bifluoride when leaching monazite using sulphur acid / N. Egorov, A. Dyachenko, D. Akimov et al. // Procedia Chemistry. – 2014. – Vol. 10. – P. 168–172.*
8. *Kemp D., Cilliers A.C. Fluorination of rare earth, thorium and uranium oxides and phosphates from monazite: a theoretical approach // Advanced Materials Research. – 2014. – Vol. 1019. – P. 439–445.*

# ОЦЕНКА ХАРАКТЕРА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТРИТИЯ И МЕХАНИЗМОВ ФОРМИРОВАНИЯ В СНЕЖНОМ ПОКРОВЕ НА СИП

Д.В. Турченко, С.Н. Лукашенко, О.Н. Ляхова

Филиал "Институт радиационной безопасности и экологии" НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан, turchenko@nnc.kz

# ASSESSMENT OF CHAHARACTER OF TRITIUM DISTRIBUTION AND MECHANISMS OF ITS FORMATION IN THE STS SNOWCOVER

D.V. Turchenko, S.N. Lukashenko, O.N. Lyahova

Brunch "Institute of Radiation Safety and Ecology of the NNC RK", Kurchatov, Kazakhstan

Aim was the work is to study character of distribution and mechanisms of tritium entry into snow cover at the Semipalatinsk test site. Studied tritium levels in the snowpack on watercourses test site STS, reaching a concentration of 40 kBq/kg, as well as the basic mechanisms of tritium entering the snow. In the locations of underground nuclear tests revealed the presence of tritium in the snow cover. The maximum concentration of tritium found in the epicenter of a nuclear test, as well as at a distance of 200 m from the epicenter. For the study mechanisms of tritium entering the snow, on nuclear testing epicenters drilled hole with soil sampling at different depths, and determined the content of tritium in the ground. In all drilled wells discovered tritium, therefore the main mechanism for tritium entering the snowpack is an emanation from the soil.

## Введение

В настоящее время проведено множество работ посвященных изучению миграции техногенных радионуклидов в окружающую среду, как на территории опытно-экспериментальной площадки "Дегелен", так и за ее пределами. Среди наиболее опасных техногенных радионуклидов, таких как $^{137}Cs$, $^{90}Sr$, $^{239+240}Pu$, $^{3}H$ (тритий), присутствующих в данной экосистеме, наибольшими миграционными способностями обладает тритий. В работах [1, 2] отмечались высокие концентрации трития в поверхностных и грунтовых водах, а также компонентах экосистемы (животных, растениях, атмосферном воздухе). Содержание трития в поверхностных водах ручьев площадки "Дегелен" достигает от десятков до сотен кБк/кг, длина водоносного русла некоторых ручьев превышает десять километров и выходит за пределы массива "Дегелен".

Проведенный сравнительный анализ компонентов экосистемы, на содержание трития, показал, что основное загрязнение экосистемы происходит из котловых полостей подземных ядерных взрывов (ПЯВ) в поверхностные водотоки, расположенные на испытательных площадках "Дегелен" и "Балапан". При этом пути миграции трития с воздушными массами за пределы испытательных площадок не достаточно изучены.

Имеющиеся данные о содержании трития в снежном покрове не позволяли оценить характер и масштабы распространения трития за пределы загрязненных водотоков, динамику изменения концентрации трития в различные сезонные периоды зимы, а так же механизмы поступления трития в снежный покров.

При проведении ядерных испытаний в котловой полости ядерного взрыва нарабатывается значительное количество трития, что можно использовать для идентификации мест ПЯВ. Семипалатинский полигон представляет собой уникальную возможность в разработке методов обнаружения ПЯВ, поскольку на его территории проведено множество различных типов ядерных испытаний.

В различные климатические периоды снегоотложения, поступление трития в снежный покров может происходить по двум основным механизмам перехода:

- поступление трития из атмосферы, в результате конденсации тритий-содержащих водяных паров на частицах снега в момент выпадения осадков снега;
- эманация трития из подстилающей поверхности с почвенного или ледяного покрова.

Целью работы являлась оценка характера пространственного распределения и динамика накопления трития в снежном покрове в течение всего зимнего периода. А также предпринята попытка разработки метода обнаружения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) по содержанию трития в снежном покрове.

Основными задачами данной работы является:

- оценка фоновых концентраций трития, в населенных пунктах, прилегающих к СИП;
- исследование пространственного распределения трития по площади перпендикулярно руслу ручьев на площадке "Дегелен", динамика измерения концентрации трития в различные сезонные периоды снегоотложения;
- исследование пространственного распределения трития по площади относительно русла реки Шаган;
- содержание трития в местах проведения ПЯВ;
- изучение механизмов поступления трития в снежный покров.

## Методология проведения работ

Объектами исследования были выбраны: наиболее крупные населенные пункты, прилегающие к территории СИП; ручьи, выходящие за пределы границы площадки "Дегелен"; р. Шаган, 10–15 км участок от "Атомного озера"; надэпицентральная зона подземных ядерных взрывов на штольнях площадки "Дегелен" и приустьевом участке боевой скважины 1355 на площадке "Балапан".

*Оценка фоновых концентраций трития.* На рисунке 1

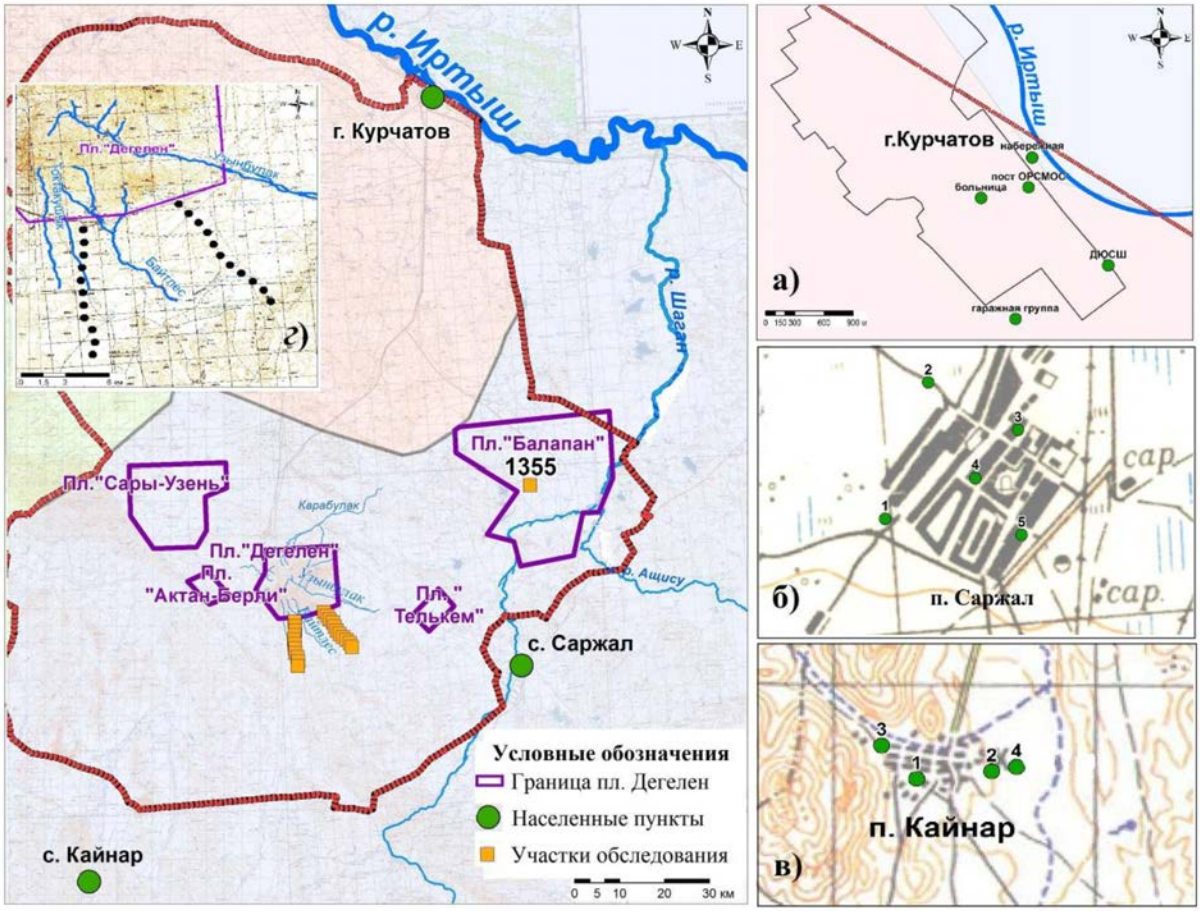



***Рис. 1.*** *Расположение исследовательских участков СИП и населенных пунктов, прилегающих к территории СИП, схема расположения точек отбора проб:* а) *– г. Курчатов;* б) *– п. Саржал;* в) *– п. Кайнар;* г) *– "фоновые участки" СИП*

представлена схема расположения объектов исследования на СИП и прилегающей территории. В населенном пункте г. Курчатов (рис. 1, *а*) отбор проб снежного покрова проводился на протяжении всего зимнего периода 2011 г., исследовательские точки покрывали всю территорию г. Курчатова (больница, гаражная группа, детская и юношеская спортивная школа "ДЮСШ" и набережная). В 2012 г. пробы снега отбирались только на территории института (пост ОРСМОС). В поселках Саржал и Кайнар (рис. 1, *б*, *в*) отбор проб снега проводился только в марте 2012 г., точки отбора проб снега были равномерно распределены по территории каждого поселка.

Для исследования содержания трития в снежном покрове за пределами испытательной площадки "Дегелен", в южном и юго-восточных направлениях от площадки "Дегелен" (по направлению к населенным пунктам Кайнар и Саржал), заложено 2 исследовательских профиля (рис. 1, *г*). Длина каждого исследовательского профиля (луча) составляла 10 км, с шагом между точками обследования 1 км. Пробы снега отбирались в марте 2012 г. из расчета максимального накопления трития в снежном покрове в период зимы.

Пространственное распределение трития на ручьях площадки "Дегелен"

На рисунке 2 представлена схема расположения исследовательских профилей на площадке "Дегелен". Для исследования пространственного распределения трития по площади на ручьях Карабулак, Узынбулак и Байтлес проведена закладка исследовательских профилей перпендикулярных основному руслу водотока. Точки исследовательского профиля располагались на правой и левой стороне от русла ручья. Центр профиля располагался в центре водоносного русла, расстояние между точками обследования составляло 50 м, глубина отбора проб снежного покрова составляла 0–10 см (поверхностный слой), 10–20 см (промежуточный слой) и 20–30 см (приземный слой). Отбор проб снега проводился ежемесячно на протяжении зимы: в декабре, январе, феврале и марте.

*Пространственное распределение трития на р. Шаган.* На рисунке 3 представлена схема расположения продольных и поперечных исследовательских профилей на р. Шаган. Для исследования пространственного распределения трития в снежном покрове *вдоль* русла р. Шаган, на 10–15 км участке от "АО", заложено 2 *продольных* профиля, огибающих основное русло р. Шаган (40 м от русла правый берег, 40 м от русла левый берег). Расстояние между точками обследования в каждом продольном профиле составляло 200–300 м. На продоль-

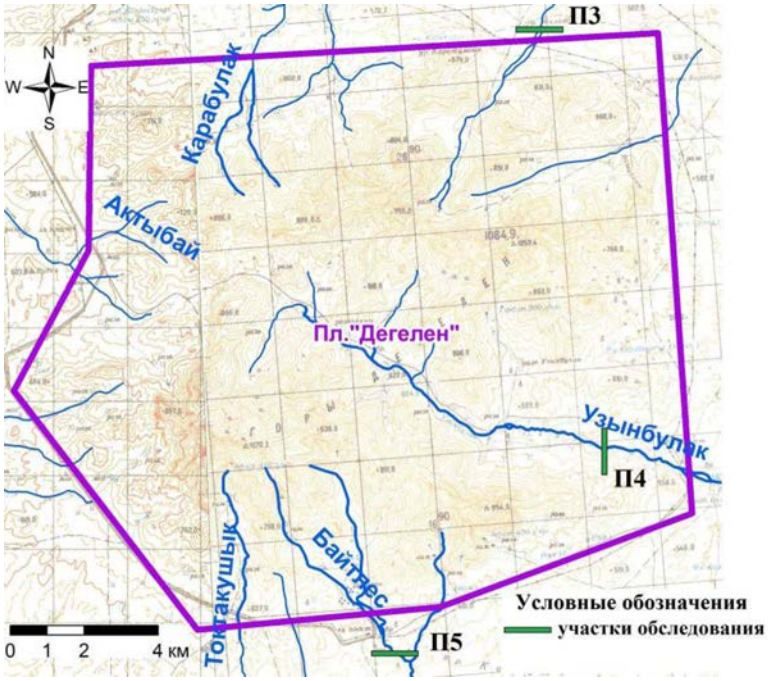



***Рис. 2.*** *Расположение участков обследования на площадке "Дегелен"*

ном профиле правого берега отбор проб снега проводился в феврале 2012 г., на левом берегу в марте 2012 г.

Полученные исследовательские данные использовались для оценки характера пространственного распределения трития в снежном покрове по площади перпендикулярно основному руслу р. Шаган.

Для исследования пространственного распределения трития в снежном покрове по площади, на участках с высокими концентрациями трития в снежном покрове (4,7, 6,5 и 6,5 км от "АО"), заложено 3 исследовательских профиля, расположенных *перпендикулярно* руслу реки Шаган (рис. 3). Центр профиля располагался в центре русла реки Шаган, расстояние между точками обследования в профиле составляло 50 м. Точки исследовательского профиля располагались на правой и левой стороне реки Шаган. Для более детального исследования пространственного распределения трития в снеге, на профиле 5,6 км в марте 2012 г., проводился повторный отбор проб снега с шагом между точками отбора 20 м.

*Содержание трития в местах проведения ПЯВ.* Исследование поступления трития из полостей подземных ядерных взрывов проводилось на эпицентре боевой скважины 1355 на площадке "Балапан". На боевой скважине 1355, непосредственно над местом проведения ПЯВ, проводилось исследование динамики содержания трития в снежном покрове. Отбор проб снега проводился на участке 1х1 км, по координатной сетке с шагом 100 м. Центр координатной сетки располагался у оголовка боевой скважины. Отбор проб снега проводился послойно (поверхностный и приземный слой), 1 отбор снега проводился после первого снегоотложения в начале зимы, 2 отбор снежного покрова проводился весной.

Отбор проб снежного покрова проводился послойно на глубину 0–10 и 10–20 см. В случаях, когда общий слой снега был менее 20 см, отбор проб снега проводился на глубину 0–10 см и на оставшуюся глубину до

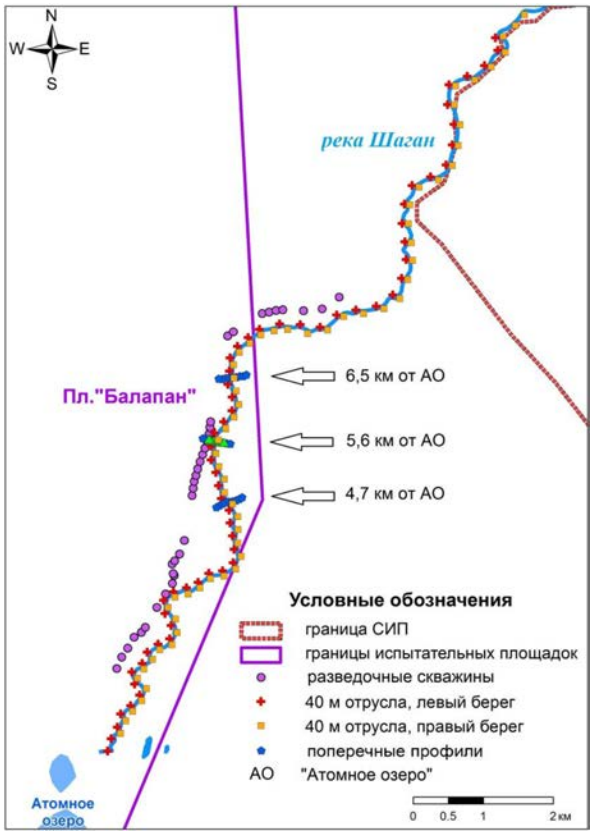



***Рис. 3.*** *Расположение участков обследования на р. Шаган*

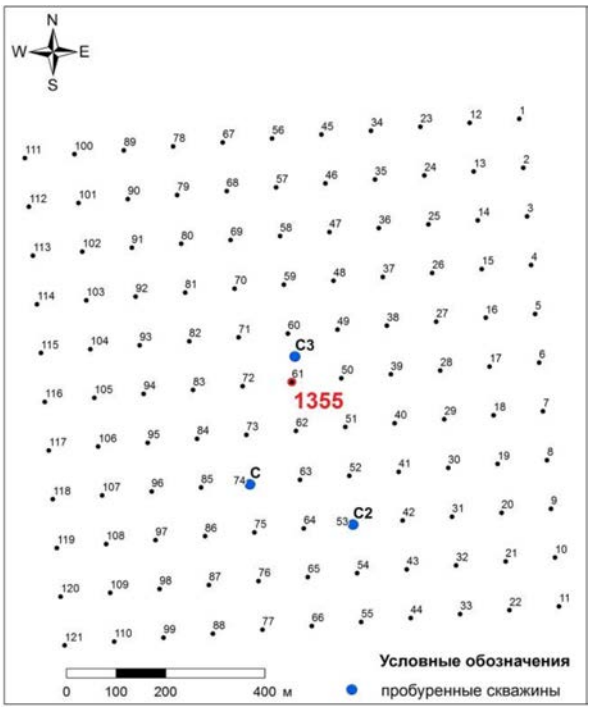



***Рис. 4.*** *Схема расположения разведывательных скважин на приустьевом участке скважины 1355*

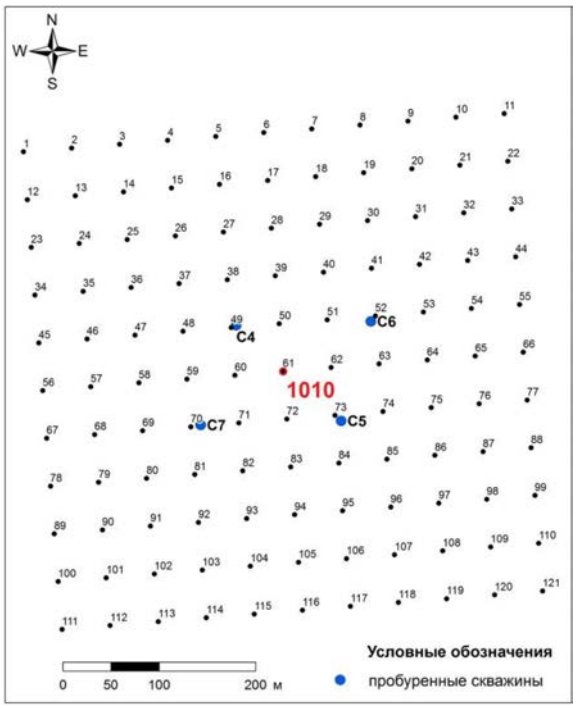



***Рис. 5.*** *Схема расположения разведывательных скважин на приустьевом участке скважины 1010*

подстилающей поверхности. Измерение толщины снежного покрова проводилось посредством мерной линейки.

Для определения содержания трития пробы снега помещались в полиэтиленовый пакет и размораживались до жидкого состояния. Полученные образцы помещались в пластиковую пробирку объемом 20 мл. Для удаления механических примесей проводилась фильтрация образцов снежного покрова с помощью фильтров “Синяя лента”. Полученный отфильтрованный образец помещали в пластиковую емкость объемом 20 мл и добавляли сцинтилляционный коктейль в пропорции 3:12 мл соответственно.

*Изучение механизмов поступления трития в снежный покров.* Для изучения поступления трития из почвенного покрова в снежный покров были проведены буровые работы. На рисунках 4 и 5 представлена схема расположения разведывательных скважин на приустьевых участках скважины 1355 и 1010.

В процессе проведения буровых работ, при каждом углублении на 1 м в геологические породы отбиралась проба породы. Общая глубина разведывательных скважин не превышала 7–9 м. Пробы упаковывались в полиэтиленовые пакеты и отправлялись в лабораторию для подготовки к измерению.

В лабораторных условиях каждая проба измельчалась, помещалась в круглодонную колбу, нагревалась до температуры 150 °С и выстаивалась в течении 30–60 мин. Нагретый пар в круглодонной колбе, через соединительные трубки, поступал в прямой холодильник и конденсировался в свободную воду. Полученная свободная вода передавалась на бета-спектрометрические измерения.

Для определения удельной активности трития в пробах снега использовался жидкосцинтилляционный спектрометр TriCarb 2900 TR по стандартной методике [3].

## Результаты

***Оценка фоновых концентраций.*** В таблице 1 представлены результаты исследования снежного покрова на территории города Курчатова в период за 2011–2012 гг.

В таблице 2 представлены результаты исследования снежного покрова на территории поселков Саржал и Кайнар.

За весь период исследования снежного покрова (с 2011 по 2012 гг.) на территории наиболее крупных населенных пунктов не обнаружено ни одного численного значения концентрации трития, при этом предел обнаружения трития составлял – 12–16 Бк/кг. Это значит, что в воздушной среде г. Курчатов, поселках Саржал и Кайнар отсутствует тритий, а испытательные площадки СИП не оказывают негативного влияния на воздушную среду населенных пунктов.

В таблице 3 представлены результаты исследования содержания трития на участках, удаленных в южном и юго-восточных направлениях от площадки “Дегелен”.

Как видно из полученных результатов, на протяжении 10 км от площадки “Дегелен” в южном и юго-восточном направлении в снежном покрове отсутствует тритий. Даже находясь в непосредственной близости от площадки “Дегелен”, содержание трития не превышало предел обнаружения – 11–16 Бк/кг.

***Исследование пространственного распределения трития на площадке “Дегелен”.***

*Ручей Карабулак.* На рисунке 6 представлены обоб-

*Таблица 1. Содержание трития в снежном покрове на территории города Курчатова*

| Период отбора снега | Слой снежного покрова | Удельная активность трития, Бк/кг | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Пост ОРСМОС | ДЮСШ | Гаражная группа | Больница | Набережная |
| Февраль 2011 | Поверхностный | – | <13 | <13 | <14 | <14 |
| Март 2011 | Поверхностный | – | <13 | <13 | <14 | <13 |
| | Приземный | – | – | <13 | – | <15 |
| Декабрь 2011 | Поверхностный | <12 | – | – | – | – |
| Январь 2012 | Поверхностный | <12 | – | – | – | – |
| Февраль 2012 | Поверхностный | <12 | – | – | – | – |
| Март 2012 | Поверхностный | <12 | – | – | – | – |
| | Приземный | <12 | – | – | – | – |

*Таблица 2. Содержание трития в снежном покрове на территории поселков Саржал и Кайнар расположенных в юго-восточной и южной части СИП*

| Населенный пункт | Слой снежного покрова | Удельная активность трития, Бк/кг | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Саржал | Поверхностный | <12 | <12 | <13 | <12 | <13 |
| | Приземный | <12 | <12 | <13 | <12 | <12 |
| Кайнар | Поверхностный | <11 | <12 | <12 | <13 | – |
| | Приземный | <12 | <13 | <13 | <12 | – |

*Таблица 3. Содержание трития в снежном покрове за пределами границы площадки "Дегелен"*

| Направление от площадки "Дегелен" | Слой снежного покрова | Расстояние от границы площадки "Дегелен", км | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| | | Удельная активность трития, Бк/кг | | | | | | | | | | |
| Южное | Поверхностный | <12 | <13 | <12 | <12 | <12 | <12 | <11 | <11 | <12 | <13 | <11 |
| | Приземный | <12 | <12 | <12 | <12 | <11 | <12 | – | <11 | <12 | <11 | – |
| Юго-восточное | Поверхностный | <12 | <12 | <16 | <12 | <12 | <12 | <12 | <12 | <12 | <11 | <11 |
| | Приземный | – | <11 | <11 | – | – | <12 | <12 | <12 | – | <11 | <12 |

щенные данные, характеризующие пространственное распределение трития в снежном покрове перпендикулярно руслу ручья Карабулак в зимний период с 2011 по 2012 гг.

Как видно из полученных результатов, на одном и том же участке обследования, содержание трития в слоях снежного покрова увеличивается с течением времени. Максимальные концентрации трития в снежном покрове располагаются в зоне ледяного покрова водоносного русла. На протяжении всего зимне-весеннего периода концентрация трития в приземном слое снега была всегда больше, чем в поверхностном слое.

*Ручей Узынбулак.* На рисунке 7 представлены результаты характера пространственного распределения трития перпендикулярно руслу ручья Узынбулак. На данном участке граница ледяного покрова меняется с течением времени. В декабре ледяной покров не превышает ширины 50 м и полностью покрывает поверхность водотока. В январе и феврале из образовавшейся полыньи на поверхность ледяного покрова поступает русловая вода, которая равномерно растекается, замерзает и образуется еще большая поверхность ледяного покрова шириною 75–100 м. В марте, половодье усиливает подтопление основного русла ручья, граница ледяного покрова может достигать ширины более 200 м.

С декабря 2011 г. по март 2012 г. содержание трития в слоях снежного покрова увеличивается. Максимальные концентрации трития в снежном покрове преобладают в зоне ледяного покрова. В январе (рис. 7в) концентрация трития в ледяном покрове составляла 40000–50000 Бк/кг, в снежном покрове не превышала 15000 Бк/кг. Как и в предыдущем случае, содержание трития в приземном слое, больше чем в поверхностном слое снежного покрова.

*Ручей Байтлес.* Ширина основного русла и ледяного покрова в течение зимнего периода не превышала 50 м. На рисунке (рис. 8) представлены результаты пространственного распределения трития относительно русла ручья Байтлес.

Так же как на предыдущих двух участках обследования, максимальные концентрации трития в снежном покрове преобладают в центре основного русла и сопряжены с зонами наличия ледяного покрова в подстилающей поверхности. На протяжении всего зимнего периода содержание трития в приземном слое снежного покрова, больше чем в поверхностном слое.

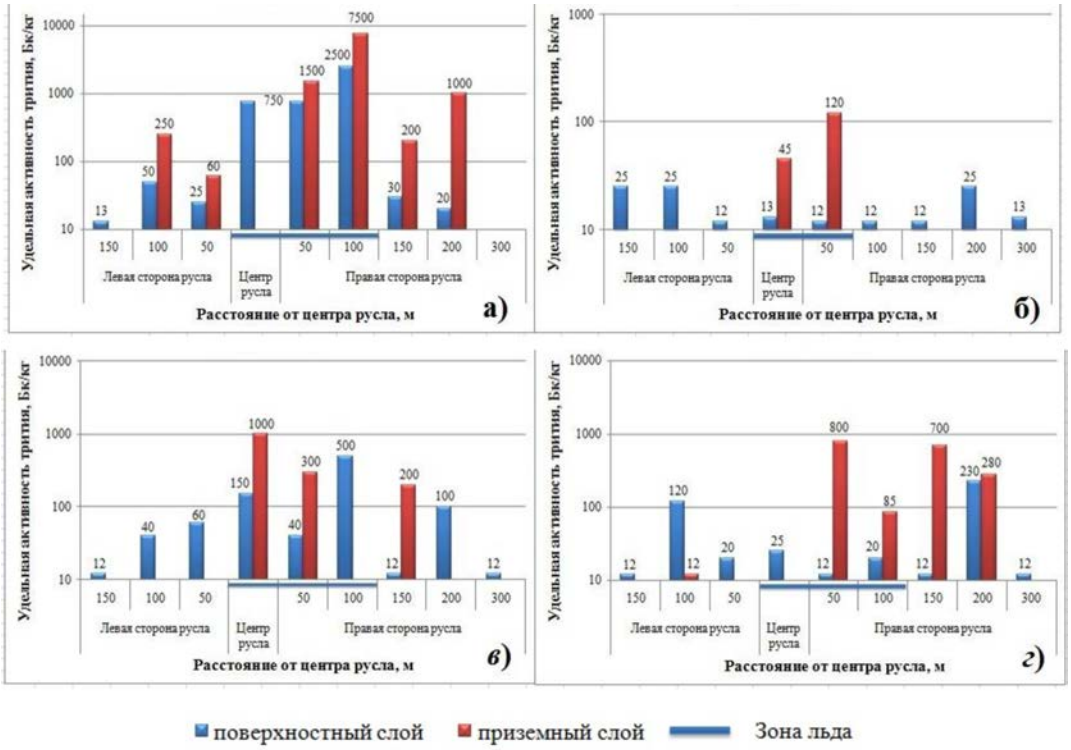



***Рис. 6.*** *Пространственное распределение трития в снежном покрове на ручье Карабулак в зимний период с 2011 по 2012 гг.:* а) *– март 2011 г.;* б) *– декабрь 2012 г.;* в) *– январь 2012 г.;* г) *– март 2012 г*

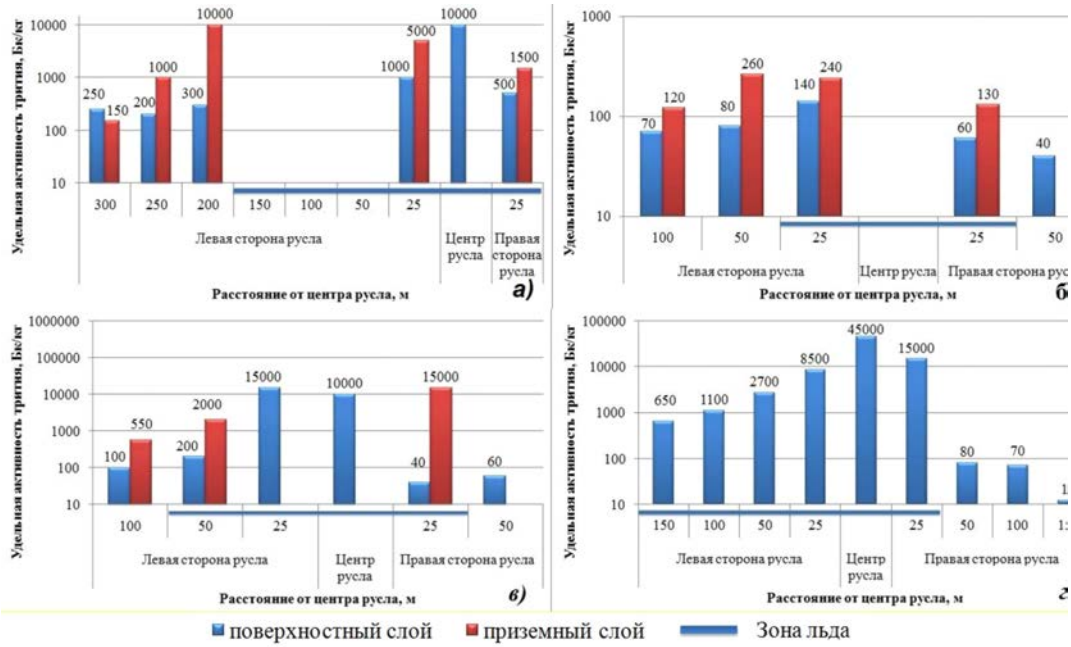



***Рис. 7.*** *Пространственное распределение трития в снежном покрове на ручье Узынбулак: а) март 2011 г.; б) декабрь 2012 г.; в) январь 2012 г.; г) март 2012 г.*

В весенний период приземный слой снежного покрова накапливает значительные концентрации трития, которые не превышают концентрации трития в ледяном покрове и русловой воде. Поверхностный слой снега в течение зимы периодически обновляется, поэтому в течение зимы содержание трития в верхних слоях снега может уменьшаться, но затем вновь увеличивается. В пределах русла концентрация трития достигает 40000

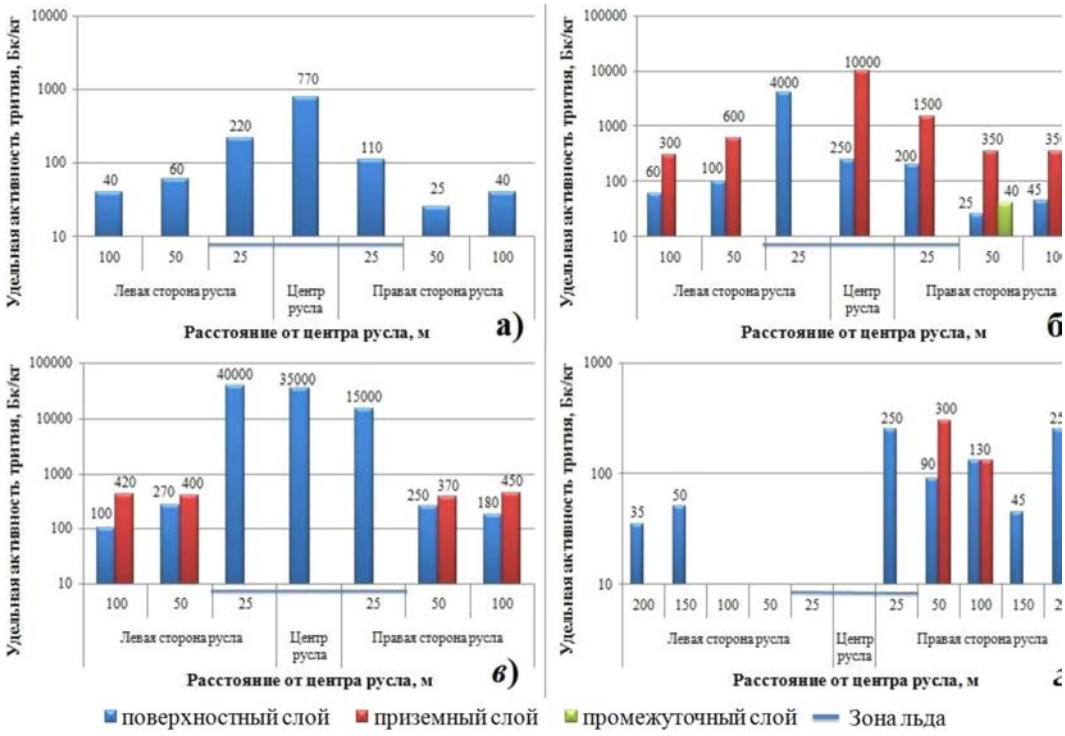



***Рис. 8.*** *Пространственное распределение трития в снежном покрове на ручье Байтлес: а) декабрь 2011 г.; б) январь 2012 г.; в) февраль 2012 г.; г) март 2012 г.*

Бк/кг, за пределами русла средние концентрации трития составляют от 60 до 250 Бк/кг.

***Исследование пространственного распределения трития на реке Шаган.***

*Пространственное распределение трития вдоль основного русла реки Шаган.* На рисунке (рис. 9) представлены результаты пространственного распределения трития в снежном покрове на исследовательских участках вдоль русла р. Шаган. Для построения графика характера пространственного распределения трития, в случаях, когда содержание трития составляло меньше предела обнаружения 12–13 Бк/кг, значение концентрации трития приравнивалось к пределу обнаружения.

Как видно из полученных результатов (рис. 9), на протяжении всего 15 км участка от "Атомного озера" вдоль русла реки Шаган правого и левого берега, имеется участок (с 4,7 по 6,5 км от "АО") с аномально повышенными концентрациями трития в снежном покрове, достигающими 5500 Бк/кг. При этом наблюдается совпадение в увеличении концентрации трития на правом и левом берегу реки Шаган. Также важно отметить, что во всех случаях концентрации трития в поверхностном слое была больше, чем в приземном слое снежного покрова.

Проведя анализ полученных результатов, выяснилось, что на расстоянии 40 от русла реки Шаган максимальные концентрации трития преобладают на участке с 4,7 по 6,5 км от "АО" и достигают 5500 Бк/кг. На этом участке концентрация трития в поверхностном слое снега, больше чем в приземном слое. Можно предположить, что тритий поступает атмосферным путем из водотока р. Шаган, в результате конденсации тритийсодержащих водяных паров на частицах снега.

*Пространственное распределение трития перпендикулярно руслу реки Шаган.* На рисунке (рис. 10) представлено пространственное распределение трития по площади перпендикулярно руслу реки Шаган на участке (с 4,7 по 6,5 км от "АО") с аномально высокими концентрациями трития в снежном покрове.

На всех исследовательских профилях максимальные концентрации трития в снежном покрове преобладают в зоне ледяного покрова и достигают 5000–15000 Бк/кг. Также можно заметить, что за пределами основного русла концентрация трития в поверхностном слое снежного покрова больше, чем в приземном слое. Вероятно, что на данном участке поступление трития в снежный покров происходит так же атмосферным путем. На расстоянии 100–150 м от р. Шаган концентрация трития в снежном покрове уменьшается до значений фоновых уровней.

***Содержание трития в местах проведения ПЯВ.*** На рисунке (рис. 11) представлено пространственное распределение трития в снежном покрове на приустьевом участке скважины 1355 зимой 2011–2012 г.

В начале зимы 2011 г. (декабрь) содержание трития в поверхностном слое снега не превышало предел обнаружения – 12 Бк/кг, лишь в единичных случаях отмечены повышенные концентрации трития, не превышающие 40 Бк/кг. Максимальные концентрации трития в снежном покрове были отмечены весной 2012 г. (март), в приземном слое снега и достигали 75–100 Бк/кг.

В 2013 г. для подтверждения полученных результа-

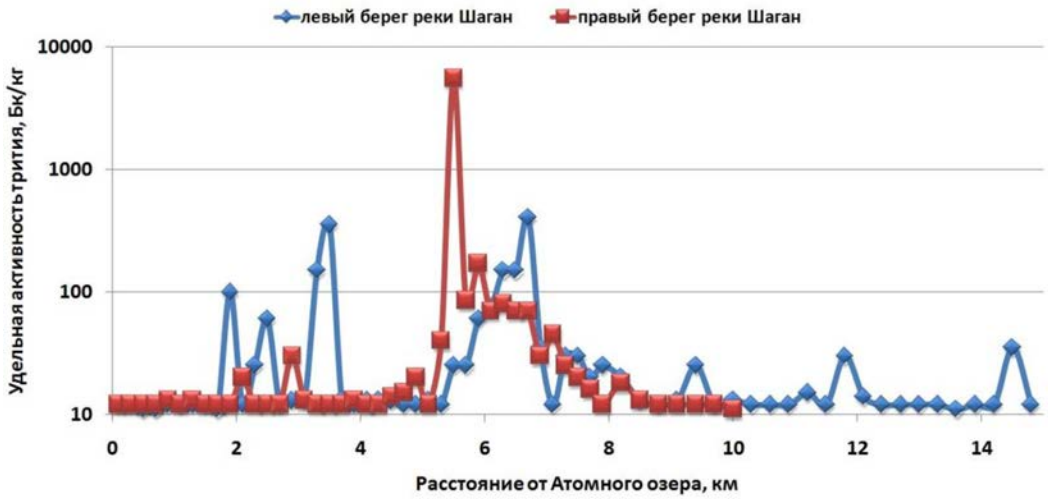



***Рис. 9.*** *Пространственное распределение трития вдоль русла р. Шаган*

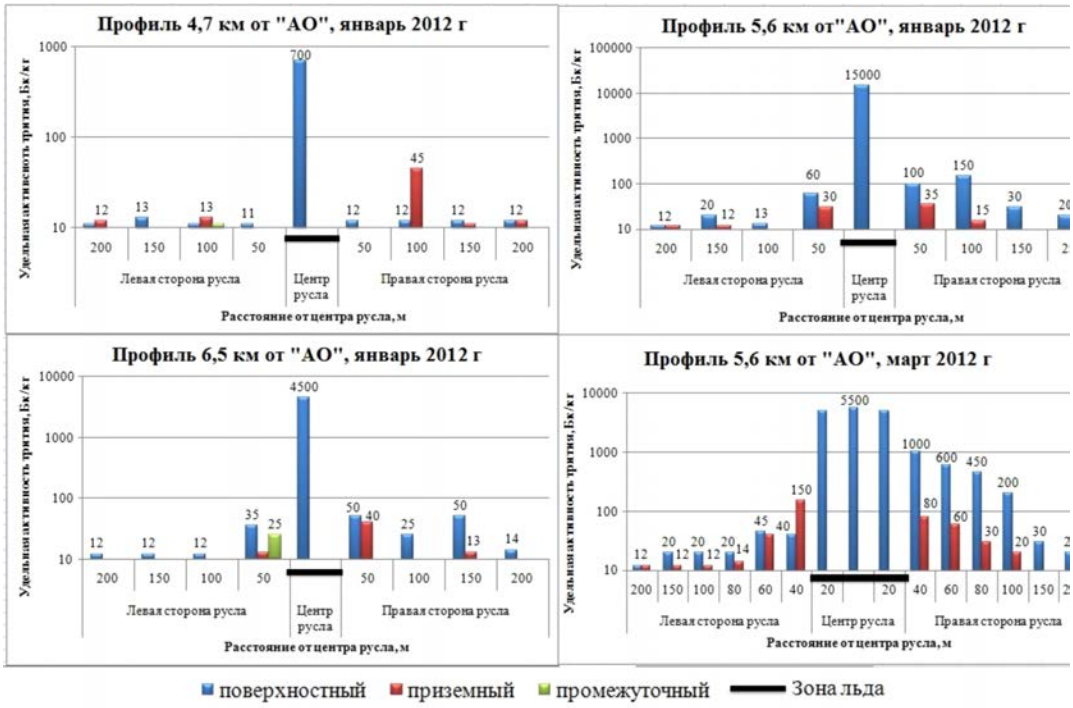



***Рис. 10.*** *Пространственное распределение трития в снежном покрове перпендикулярно руслу реки Шаган*

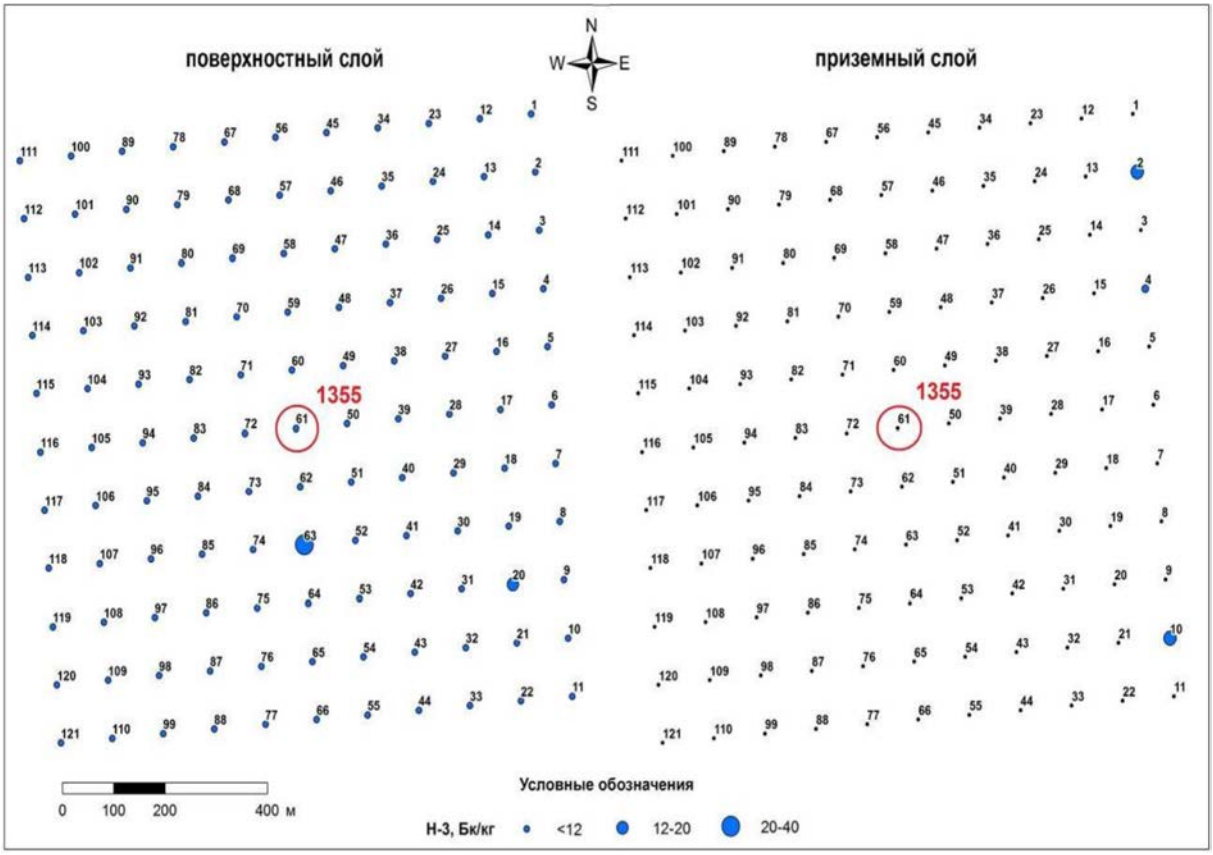
тов, на скважинах 1355 и 1010 были проведены более детальные исследования снежного покрова, с меньшим масштабом координатной сети (500х500 м) и шагом между точками обследования 50 м.

На рисунке (рис. 12) представлено пространственное распределение трития в снежном покрове на приустьевом участке скважин 1355 и 1010 в конце зимы 2013 г.

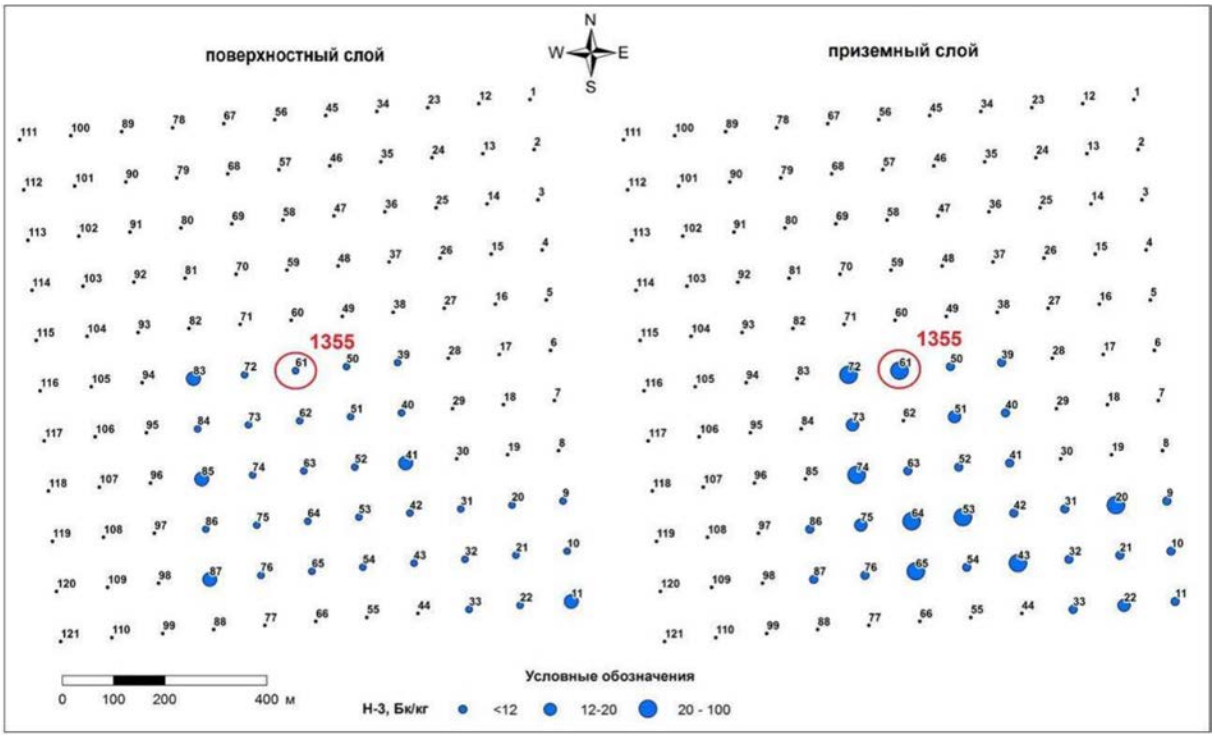
На скважине 1355 максимальные концентрации трития в снежном покрове были обнаружены вблизи оголовка скважины и на расстоянии 200–300 м в южном направлении. На скважине 1010 максимальная концентрация трития отмечена только у оголовка скважины в приземном слое снега и достигала 400 Бк/кг.

***Изучение механизмов поступления трития в снежный покров.*** Для подтверждения предположения об эманации трития из почвенного покрова в снежный покров, на боевых скважинах 1355 и 1010 выбраны точки с максимальными концентрациями трития в снежном покрове и определено содержание трития по глубине геологических пород (рис. 4, 5).

На рисунках (рис. 13, 14) представлено пространственное распределение трития по глубине геологических пород на приустьевых участках скважин 1355 и 1010 в марте 2013 г.




а)




б)

***Рис. 11.*** *Пространственное распределение трития в снежном покрове на приустьевом участке скважины 1355: а) в начале зимы 2011 г. (декабрь); б) в конце зимы 2012 г. (март)*

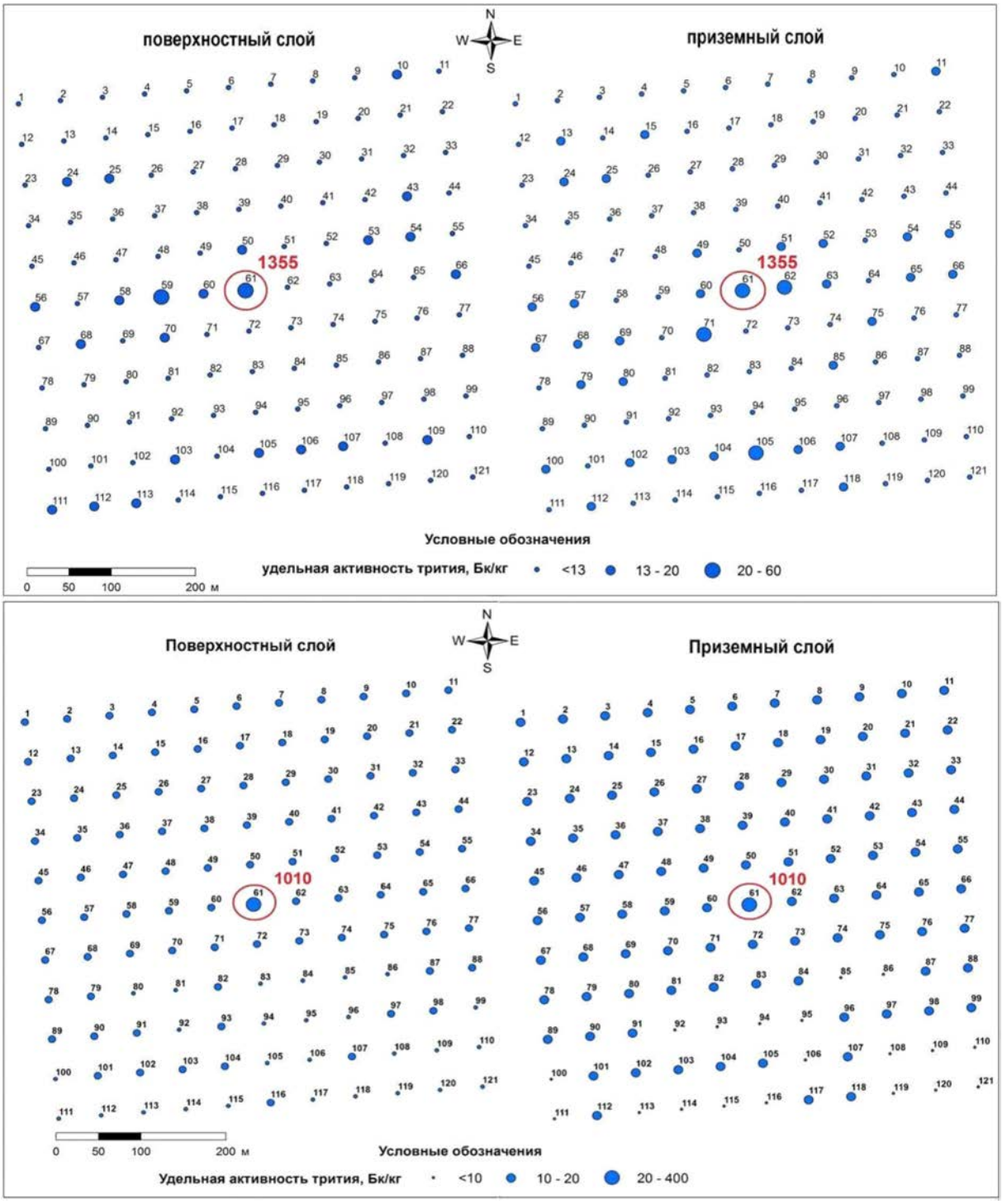



***Рис. 12.*** *Пространственное распределения трития на приустьевом участке скважины 1355 и 1010 в конце зимы 2013 г. (март)*

На всех участках обследования обнаружен тритий. На приустьевом участке скважины 1355 максимальная концентрация трития в геологических породах достигает 90000 Бк/кг на глубине 5 м, а на скважине 1010 – не превышает 1000 Бк/кг.

Для выявления сезонных колебаний трития в геологических породах и подтверждения ранее полученных данных, осенью 2013 г были проведены повторные исследования геологических пород в одних и тех же участках обследования (рис. 4, 5).

На рисунке (рис. 15) представлены сравнительные данные концентрации трития в геологических породах на скважине 1355 и 1010 в различные сезонные периоды.

Данные подтверждают наличие трития в геологических породах, при этом на обоих исследовательских уча-

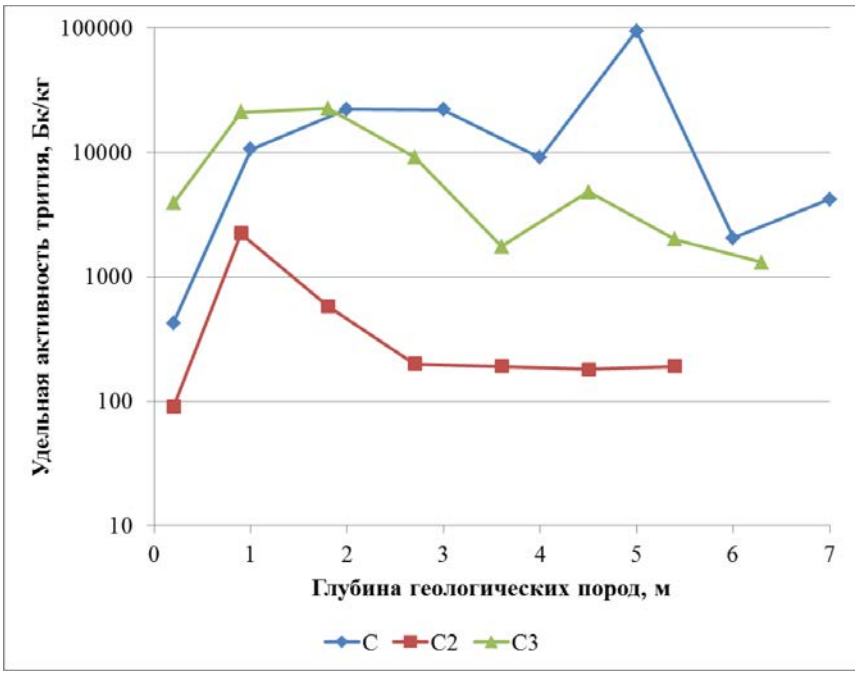



***Рис. 13.*** *Распределение трития в геологических породах на скважине 1355*

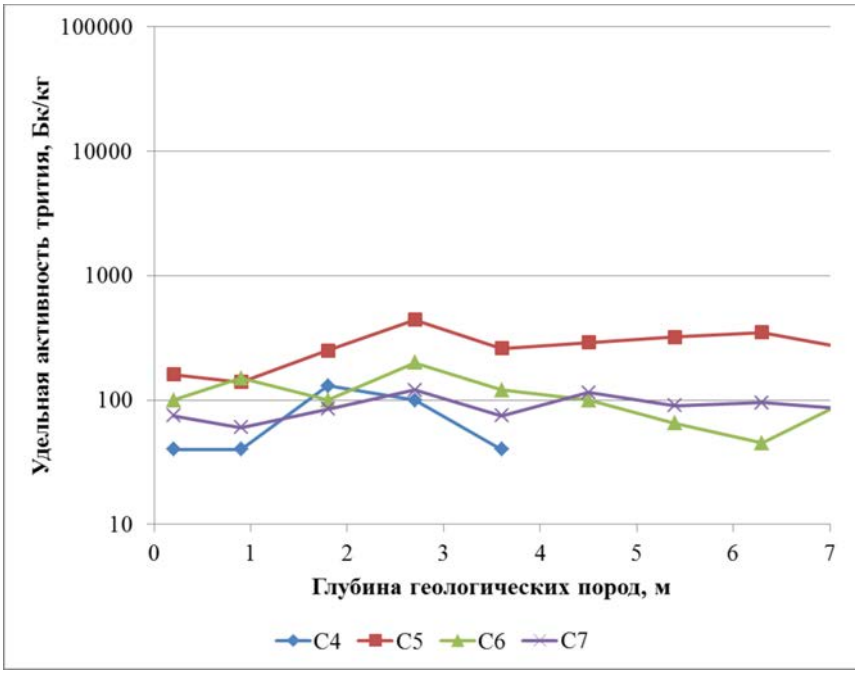



***Рис. 14.*** *Распределение трития в геологических породах на скважине 1010*

стках не наблюдается резких сезонных колебаний концентрации трития по всей исследуемой глубине (7–9 м) геологических пород.

## Заключение

На всем протяжении исследования в населенных пунктах Курчатов, Саржал и Кайнар не обнаружено численных значений концентрации трития в снежном покрове. В южном и юго-восточном направлении к населенным пунктам от площадки “Дегелен” концентрация трития также не превышала предел обнаружения – 11–16 Бк/кг. Это значит, что даже в непосредственно близости от площадки “Дегелен” тритий разбавляется с воздушными массами и не распространяется воздушным путем за пределы площадки “Дегелен”.

Характер пространственного распределения трития в снежном покрове на ручьях площадки “Дегелен” и реке Шаган показал, что максимальные концентрации трития в снежном покрове (достигающие десятков кБк/кг), располагаются в центре русла водотока и сопряжены с зонами наличия ледяного покрова в постилающей поверхности. На расстоянии не более 100 м от центра русла в сторону концентрация трития в снежном покрове уменьшается до значений фоновых уровней – 12 Бк/кг.

Проведенные исследования содержания трития в снежном покрове выявили наличие двух основных механизмов поступления трития в снег:

1) эманация трития с подстилающей поверхности почвенного или ледяного покрова;

2) поступление трития атмосферным путем, в результате осаждения тритийсодержащих водяных паров на частицах снежного покрова в момент выпадения осадков.

Наличие трития в почве скважины 1355 и 1010 также подтверждает предположение о поступлении трития из почвенного покрова в снежный покров. Наиболее вероятным механизмом поступления трития в снежный покров является эманация трития из подстилающей поверхности почвенного покрова, а именно эманация с подстилающей поверхности.

Проведенные исследования показали, что в течение зимнего периода снежный покров накапливает тритий, при этом максимальные концентрации трития отмечены в приземном слое снега весной. Данное исследование показало, что распространение трития на СИП, гораздо масштабнее, чем предполагалось нами ранее. Данный метод определения трития в снежном покрове

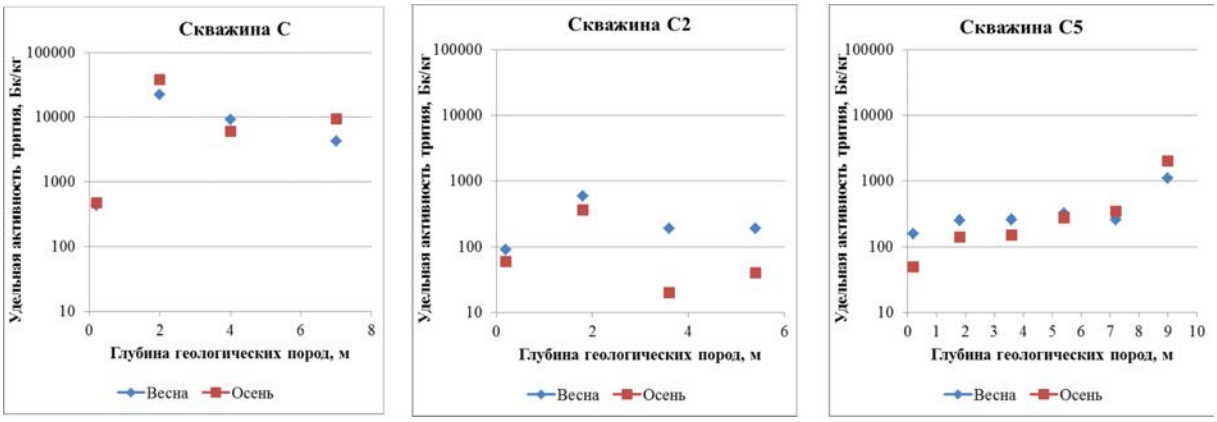



***Рис. 15.*** *Сезонное распределение трития в геологических породах на приустьевых участках скважины 1355 и 1010*

можно успешно использовать при выявлении и идентификации мест проведения подземных ядерных испытаний.

***Литература***

1. *Подземная миграция искусственных радионуклидов за пределы горного массива Дегелен / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, В.М. Каширский и др. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007–2009 гг. – Павлодар : Дом печати, 2010. – Вып. 2. – 527 с.*
2. *Исследование содержания трития в объектах окружающей среды на территории испытательной площадки Дегелен / О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, М.А. Умаров и др. // Вестник НЯЦ РК. – 2007. – Вып. 4. – С. 80–86.*
3. *Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета: ISO 9698–1989 /E.*
4. *Тритий как индикатор мест проведения ядерных испытаний / О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова и др. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2010 г. – Павлодар : Дом печати, 2011. – Т. 2, вып. 3. – С. 121.*

## ОСНОВНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ЮРСКИХ ОТЛОЖЕНИЯХ ЗАПАДНО-СИБИРСКОЙ ПЛИТЫ

В.В. Турышев

Сибирский индустриальный университет, Тюмень, Россия, vvturyshev@yandex.ru

## THE MAIN REGULARITIES OF DISTRIBUTION OF RADIOACTIVE ELEMENTS IN THE JURASSIC SEDIMENTS OF THE WEST SIBERIAN PLATE

V.V. Turyshev

Siberian Industrial University

Выполнен предварительный анализ закономерностей распределения K, U и Th на площади древних бассейнов седиментации юрского возраста Западно-Сибирской плиты. Подтверждена взаимосвязь урана, тория и калия с содержанием органического вещества, глинистостью отложений, количеством и составом обломков пород, минералогическим составом глин, климатическими и фациальными условиями. Не доказано статистически значимое различие радиогеохимических характеристик отложений в зоне развития основных грабен-рифтовых структур и их отсутствия.

Performed preliminary analysis of the distribution patterns of K, U and Th in the square of ancient basins sedimentation of the Jurassic age of the West Siberian plate. Confirmed the relationship of uranium, thorium and potassium with organic matter content, the clay content of the sediments, the amount and composition of the rock fragments, and mineralogical composition of clays, climatic and facies conditions. Not proven statistically significant difference radiogeochemical characteristics of the sediments in the area of development of the main Graben-rift structures and their absence.

Изучено распределение урана, тория, калия и торий-уранового отношения на площади седиментационных бассейнов Западно-Сибирской плиты тоарского, байос-бат-келловейского, оксфордского и волжского веков для песчано-алевролитовых и глинистых пород. Измерения ≈5400 образцов керна произведены на лабораторных

низкофоновых гамма-спектрометрических установках института ЗапСибНИИГГ. В качестве геологической основы использован "Атлас литолого-палеогеографических карт юрского и мелового периодов Западно-Сибирской равнины в масштабе 1:5000000" 1974 г. под редакцией И.И.Нестерова.

***Тоар.*** *Калий* имеет средние содержания в районе Широтного Приобья, в обстановке равнины возвышенной и денудационно-аккумуляционной (1,3–1,5 масс.%). На север и на юг содержание калия уменьшается до 1,15 масс.% (равнина низменная аккумулятивная). Повышенные значения K в Надымском и Уренгойском районах (1,7–2,2 масс.%), возможно, связаны с увеличением содержания калиевых полевых шпатов и некоторой аридизацией палеоклимата.

Распределение *урана* в общих чертах совпадает с распределением органического вещества ($C_{орг}$) в глинистых породах [2]: максимальные количества сконцентрированы в западной и центральной частях плиты ($C_{орг}$=3–7 масс.%, U≈2 г/т), на юго-восток и восток количества $C_{орг}$ и U убывают (1,5–3 масс.% и 1,2 г/т) . Однако повышенное содержание урана на Верхне-Коликъеганском месторождении (1,8 г/т) указывает на возможность существования иных концентраторов урана.

Распределение *тория* в центральной части плиты мало дифференцировано (5–6,6 г/т). Повышенные значения содержания Th в Надымском и Уренгойском районах (до 8 г/т) могут быть связаны с влиянием других питающих провинций, Таймыр, Сибирская платформа). Средняя величина *торий-уранового отношения* колеблется от 2,5 до 4,5, в целом не отражая особенностей лито-фациальной зональности тоарских отложений.

***Байос-бат-ранний келловей.*** Измерениями охарактеризованы две фациальные области: равнина прибрежная, периодически заливавшаяся морем, и равнина низменная аккумулятивная.

*Калий.* В песчано-алевролитовых отложениях выделяются две субширотные зоны: северная с повышенными значениями (до 2 масс.%) и зона Среднего Приобья с выдержанными содержаниями 1,4–1,6 масс.%. Равнина низменная аккумулятивная на западе и востоке отмечается повышенными содержаниями калия (1,8–1,9 масс.%). Калий в аргиллитах отражает их минеральный состав: хлорит-гидрослюдистый в северной зоне (2,4–2,9 масс.%), каолинит-гидрослюдистый в Широтном Приобье (2–2,2 масс.%) и гидрохлорит-каолинитовый на Красноленинском своде (1,9 масс.%).

*Уран* в песчано-алевролитовых породах средней и южной частей плиты отмечается выдержанными и невысокими значениями (1,4–1,6 г/т). Повышенными значениями 2,2–2,7 г/т характеризуется промежуточная между Средним Приобьем и Уренгойским районом территория. Максимальные значения урана (до 3 г/т) в аргиллитах выявлены на севере и юго-востоке Западно-Сибирской равнины.

*Торий* малоинформативен во всех изученных петротипах горных пород.

*Th/U-отношение* в песчано-алевролитовых породах и аргиллитах изменяется в пределах 3,5–4,5 практически по всей территории Западной Сибири, понижаясь до 3 на севере (Южный Ямал) и юго-востоке плиты.

***Оксфорд.*** *Калий.* В песчаниках наблюдается тенденция уменьшения содержания калия в широтном направлении с востока на запад в фациальном ряду "равнина прибрежная – мелководная часть шельфа – относительно глубоководная часть шельфа" (2–1,7 масс.%).

Содержание *урана* в песчано-алевролитовых и глинистых породах отражает распределение по территории верхнеюрского бассейна седиментации органического вещества ($U^{max}$ = 2,9 г/т и $C_{орг}^{max}$ = 3–7 масс.% на западе плиты в аргиллитах).

Среднее содержание *тория* в песчано-алевролитовых разностях увеличивается в западном направлении по среднему течению р. Оби от 4,3 до 6 г/т на Салымском поднятии и вновь несколько понижается на Красноленинском своде (5,6 г/т). Содержание тория в аргиллитах обнаруживает иную направленность: в литолого-фациальном ряду "равнина – мелководный шельф – относительно глубоководный шельф" оно снижается с 10,5 до 6,0 (г/т).

*Th/U-отношение* в песчаниках и алевролитах закономерно уменьшается с востока на запад (равнина – относительно глубоководный шельф) от 3,8 до 3. В аргиллитах отмечается аналогичная закономерность с диапазоном изменения средних отношений Th/U от 5 до 2.

***Волжский век.*** Распределение *калия* в битуминозных аргиллитах баженовской свиты и ее аналогов закономерно уменьшается: от северной части плиты к району Широтного Приобья (2,5–1 масс.%); от относительно глубоководной части шельфа к его глубоководной части в широтном направлении.

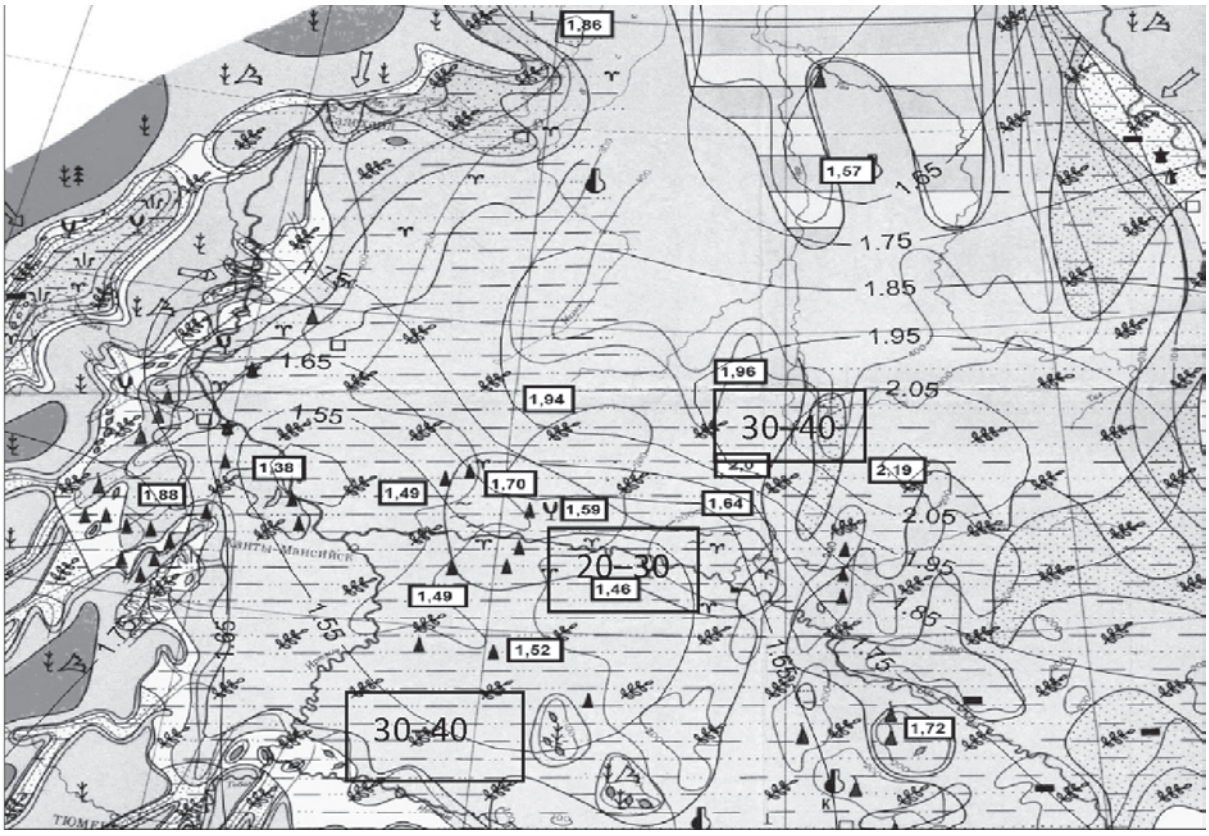
Содержание *урана* определяется содержанием органического вещества; оно возрастает от периферийных частей плиты к центру (Широтному Приобью) и к глубоководным частям шельфа, достигая в среднем 30–34 г/т.

Содержание *тория* изменяется в пределах 4,5–6,5 г/т в битуминозных аргиллитах Широтного Приобья, увеличивается на восток до 7 г/т в глинистой фации относительно глубокой части шельфа и в районе Уренгоя возрастает до 9,4 г/т.

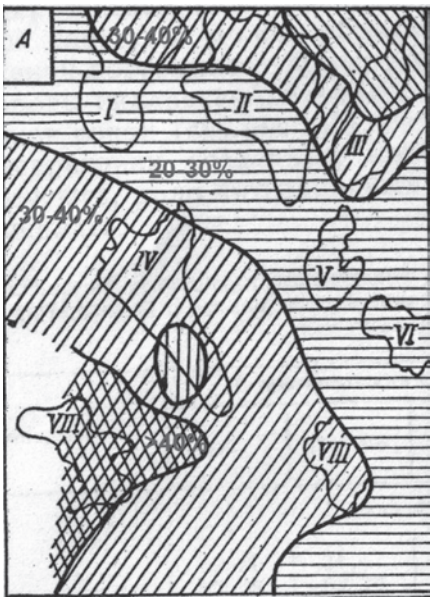
*Отношение тория к урану* минимально в глубоководной части шельфа (район Среднего Приобья) и колеблется от 0,1 до 0,2; в относительно глубоководной части оно достигает 0,3–0,4; в северных районах Th/U-отношение близко к 1.

***Особенности распределения ЕРЭ.*** В песчано-алевролитовых породах содержание *калия* закономерно увеличивается от наиболее погруженных фациальных зон к наиболее возвышенным; это наблюдается как в континентальных отложениях (равнина прибрежная, равнина низменная аккумулятивная и др.), так и в морских осадках (глубоководная часть морского бассейна, относительно глубоководная, мелководная).

Отмеченное явление связано с повышением сортировки осадочного материала и уменьшением в нем количества калиевых полевых шпатов и слюд по мере уда-




б)



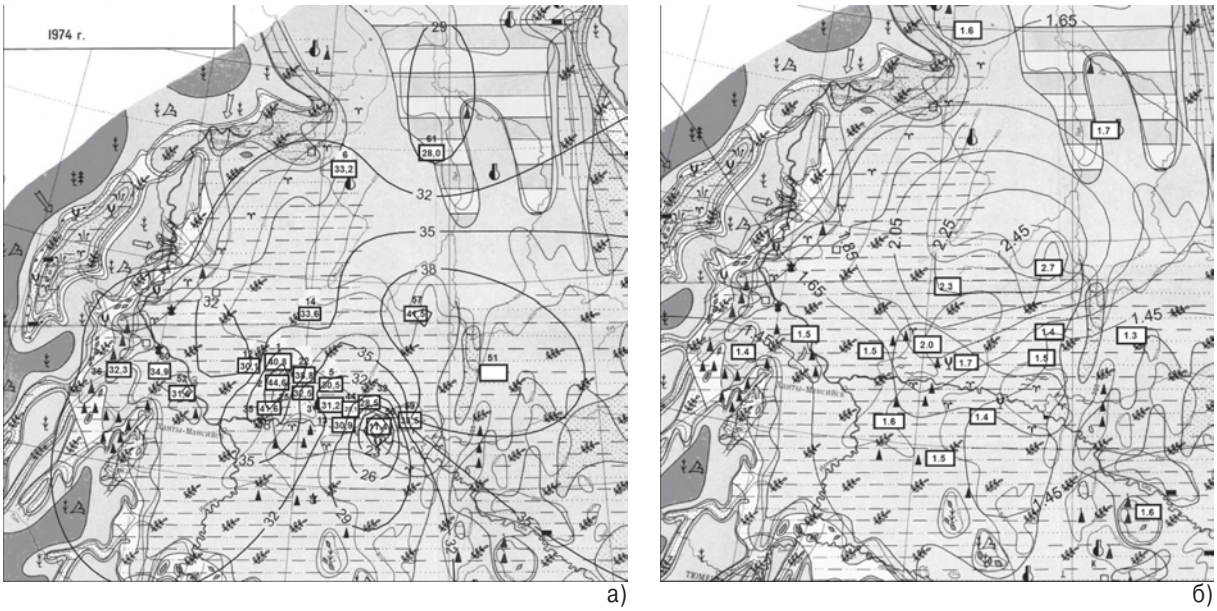

а)

***Рис. 1.*** *Сопоставление распределения количества обломков в отложениях тюменской свиты (а) с распределением калия в песчано-алевролитовых породах байос-бат-келловейского возраста (б). Условные обозначения:* ***а:*** *I – Сургутский; II – Нижневартовский своды; III – Александровский; IV – Верхнедемьянский; V – Средневасюганский; VI – Пудинский; VII – Старосолдатский мегавалы; VIII – Межовский свод; 30–40% – количество обломков;* ***б:*** 2.0 *– среднее содержание К в группе месторождений, %; –1.75– – линии равных содержаний К; 30–40 – количество обломков, %*

ления от источников сноса, расположенных на наиболее возвышенных территориях.

Выявлена взаимосвязь содержания калия с количеством обломков в отложениях тюменской свиты (рис. 1а). Так, в породах Сургутского, Нижневартовского и Александровского сводов, содержание обломков в которых составляет 20–30%, содержания калия колеблются в пределах 1,5–1,7 масс.%; в прилегающей с севера зоне с количеством обломков 30–40% содержания калия возрастают до 2 масс.% (рис. 1,б). К сожалению, южные районы плиты не охарактеризованы анализами калия, однако можно прогнозировать увеличение его содержания на Верхнедемьянском своде и далее на Межовском с содержанием обломков соответственно 30–40% и более 40%.

В аргиллитовых разностях калий в общем случае следует за гидрослюдой и смешаннослойными минералами ряда гидрослюда – хлорит, гидрослюда – монтмориллонит. В юрских породах это выражается в постепенном снижении содержаний калия с севера к Широтному При-




а) б)

***Рис. 2.*** *Распределение в байос-бат-келловейском веке содержания мелкодисперсной фракции С<0,05 мм (а) и содержания урана, г/т (б). Песчано-алевролитовые породы. Условные обозначения: а)* 28.0 *– среднее для группы месторождений содержание мелкодисперсной фракции,%; –35– – изолинии содержания мелкодисперсной фракции,%; б)* 1.5 *– среднее для группы месторождений содержание урана, г/т; –1.65– – изолинии содержания урана, г/т*

обью и далее к Красноленинскому своду и Западному Предуралью в соответствии с преобладающим составом минеральных компонентов этих областей (хлорит-гидрослюдистый, каолинит-гидрослюдистый, гидрохлорит-каолинитовый).

Анализ распределения *урана* показывает, что данный элемент, как правило, тесно взаимосвязан с органическим веществом в тех случаях, когда $C_{орг}$ имеет повышенное по сравнению с нормальным содержание (>0,3–0,5 мас.%). Такие концентрации органики отмечаются в юрских породах Западной Сибири, начиная с тоара, и достигают максимума в отложениях волжского века.

В тоарском веке распределение на площади урана в общем повторяет распределение органического вещества и слабо обусловлено фациальной обстановкой осадконакопления. Представляет интерес распределение урана в породах средней юры – байоса, бата и келловея; здесь корреляция между U и $C_{орг}$ фактически отсутствует. Возможно, отмеченная особенность объясняется преобладающим типом ОВ в отложениях тюменской свиты Западно-Сибирской плиты. Как известно [2], основной объем органического вещества тюменской свиты составляет углистое вещество, не являющееся значимым сорбентом урана, что подтверждается аномально низкими показаниями гамма-каротажа углистых пластов. В указанный период времени не наблюдалось и резко восстановительных условий осадконакопления, благоприятных для выпадения урана из водных растворов и осаждения его на органических сорбентах.

Гораздо более тесная корреляция наблюдается между ураном и глинистостью пород тюменской свиты (содержанием фракции менее 0,01 мм), а также суммой глинистой и мелкоалевритовой фракции с общим размером зерен менее 0,05 мм (рис. 2).

Необходимо отметить, что статистические взаимосвязи содержаний ЕРЭ с глинистостью ранее были получены для отложений тюменской свиты на месторождениях Красноленинского, Нижневартовского и Вэнгапуровского сводов. Хорошая сопоставимость содержания урана и суммарного содержания глинистой+мелкоалевритовой фракций открывает возможности для количественного определения указанной мелкодисперсной составляющей по результатам скважинной и лабораторной гамма-спектрометрии.

Начиная с оксфордского века, в связи с изменением фациальных условий (континентальные условия сменяются морским режимом), по-видимому, изменяется и доминирующий тип ОВ (сапропелевое вещество), и условия сорбции им урана становятся более благоприятными. Относительно глубоководная часть шельфа в оксфорде значимо отделена повышенными содержаниями урана от мелководной части и равнины, периодически заливаемой морем. Еще более резко эта закономерность обнаруживается в волжском веке, где глубоководная часть шельфа в районе Широтного Приобья обладает максимальными за все время геологического развития региона средними содержаниями урана (до 30 г/т), в то время как оконтуривающая ее относительно мелководная зона содержит урана почти в два раза меньше.

Распределение *тория* на территории Западно-Сибирской низменности, как правило, слабо дифференцировано и указывает на относительно низкую информативность этого геохимического показателя при идентификации элементов древнего рельефа. В тех случаях, когда удается отметить некоторую зональность в поведении Th (оксфорд), содержания элемента уменьшаются в сторону более пониженных участков равнины. В от-

ложениях байос-бат-келловея торий, также как и уран, удовлетворительно корреспондируется с содержанием глинистой и мелкоалевритовой фракций и может использоваться для их количественных оценок.

*Th/U-отношение*, по-видимому, является наиболее эффективным индикатором глубоководных зон шельфа в случае повышенных содержаний органического вещества. В таких обстановках отношение Th/U минимально; в сторону повышения рельефа его значение последовательно возрастает (оксфорд, волжский век). В бассейнах с отсутствием резко восстановительных условий отношение тория к урану обладает теоретически доказанным [1] постоянством и колеблется в достаточно узких пределах 2,5–5.

Подтверждено увеличение содержания радиоактивных элементов в петрографическом ряду пород "песчаники – алевролиты – аргиллиты" для различных фациальных условий (равнина низменная аккумулятивная, равнина прибрежная, мелководная часть шельфа, относительно глубоководная часть шельфа, глубоководная часть шельфа). Полученная закономерность является обоснованием разделения различных типов пород по содержанию в них ЕРЭ и количественного определения глинистой фракции.

В рамках изучения влияния на содержание ЕРЭ различных геологических факторов было проведено сопоставление содержания радиоэлементов с пространственным расположением на тектонической карте палеозойского фундамента основных грабен-рифтов Западно-Сибирской плиты. С этой целью на тектоническую карту фундамента нанесены изолинии содержаний калия, урана, тория и Th/U-отношения в песчано-алевролитовых породах четырех изученных юрских веков. Выполненное наложение не позволяет по имеющимся данным сделать вывод о зависимости содержаний ЕРЭ от положения грабен-рифтовых структур в фундаменте плиты.

***Литература***

1. *Гавшин В.М. Радиогеохимическая специфика крупных осадочных бассейнов Западной и Средней Сибири // Геология и радиогеохимия Средней Сибири. – Новосибирск : Наука, 1985. – С. 173–192.*
2. *Геохимия юрских и нижнемеловых отложений Западно-Сибирской низменности / А.Э. Конторович, Е.Л. Берман, Л.И. Богородская и др. – М. : Недра, 1971. – 250 с.*

## РАЗРАБОТКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО АТЛАСА ЖАМБЫЛСКОЙ ОБЛАСТИ КАЗАХСТАНА

Г.В. Федоров, Г.Д. Беркинбаев, П.Г. Каюков

ТОО "Экосервис-С", Алматы, Казахстан, gvfyodorov@gmail.com

## DEVELOPMENT OF RADIOLOGICAL ATLAS ZHAMBYL OBLAST

G.V. Fedorov, G.D. Berkinbaev, P.G. Kayukov

Ekoservis-S Ltd., Almaty, Kazakhstan

Атлас составлен для Жамбылской области республики Казахстан по результатам широкого круга специальных исследований с использованием всех материалов прошлых лет, необходимых для анализа радиоэкологической ситуации на территории области и представления ее в текстовом и графическом виде. Проведены радоновые исследования с измерением как мгновенных, так и интегральных значений активности радона с привлечением дешифрирования космоснимков. Такой подход позволил сформулировать рекомендации по снижению угроз радиационной опасности в целом по области и в отдельности по районам.

Atlas is made for the Zhambyl region of Kazakhstan as a result of a wide range of special investigations, using all the materials of past years, required for the analysis of radio-ecological situation in the region and presenting it in text and graphic form. Conducted radon studies with measurement of how instantaneous and integral values †of radon activity involving decoding of space images. This approach allowed us to formulate recommendations to reduce the radiation hazard threat for the whole oblast, and separately by region.

Территория Жамбылской области представляет собой пустынную и полупустынную равнину, расположенную в бассейне нижнего течения рек Шу и Таласа, между хребтами Каратау на юго-западе, Кыргызским Алатау на юге и Шу-Илийскими горами (горами Айтау) на востоке. Наибольшую площадь среди горных систем на территории области занимает район Шу-Илийских гор, в пределах которого располагается подавляющая часть радиационных объектов области, главным из которых является Центрально-Шу-Илийский урановорудный район Прибалхашской урановорудной провинции, занимающий основную часть Шу-Илийских гор.

Центрально-Шу-Илийский район представляет собой сложное покровно-глыбовое сооружение, в состав которого входят структурно-формационные и разновозрастные магматические комплексы, находящиеся между собой в сложных взаимоотношениях. Тектоническое строение района также чрезвычайно сложно. Основу его глубинной структуры образует система крупных геоблоков, различной геохимической направленности. Глубинные разломы в земной коре (сквозькоровые расколы открытого типа) определяют основной тектонический план района и могут явиться каналами поставки радона из глубины на поверхность.

Жамбылская область насыщена природными и техногенными объектами с повышенной радиоактивностью. Среди природных объектов выделяются локальные и региональные. К локальным объектам относятся урановые месторождения и рудопроявления, уран-торийсодержащие редкометальные и редкоземельные месторождения и рудопроявления, аномалии. Региональными являются часть Прибалхашской урановорудной провинции, урансодержащие формации горных пород и руд полезных ископаемых, коры выветривания, бассейны бурых углей, грунтовые и пластовые воды урановых месторождений, массивы гранитоидов и вулканитов с повышенной радиоактивностью (уран-торийсодержащих, с редкими землями), разломы блоковых структур глубинного заложения, к которым могут быть приурочены радонопроявления [2].

Одним из основных радиационных факторов в области является накопление отходов бывшего уранового производства, которое велось с 1956 по 1991 гг. в Центрально-Шу-Илийском районе, а также на месторождении Курдай. С проведением ликвидационных и рекультивационных работ в 2002–2004 гг. на отработанных урановых месторождениях в соответствии с программой, утвержденной правительством, рекультивированы отвалы радиоактивных отходов объемом 2,19 млн. м$^3$ и восстановлен естественный радиационный фон на площади 937 га [1]. Тем не менее, во многих местах области остались участки радиоактивного загрязнения, представленные рудным материалом, оставшимся, в основном, при его транспортировке.

Наличие на значительной части области Прибалхашской урановорудной провинции, включающей 12 урановых месторождений, более 20 рудопроявлений и несколько десятков аномальных радиоактивных участков, в большой мере предопределило радиационную обстановку на юге и востоке территории, но имеются аномальные участки различного генезиса и в других районах области.

При разработке радиоэкологического атласа области в течение 3 лет был выполнен целый комплекс исследований, основными из которых явились радиационная съемка территории населенных пунктов, оценка радиоактивности почвы, воды, сельхозпродукции, комплексные определения активности радона в воздухе помещений и питьевых водоисточниках, определение дозовых нагрузок на население. При определении суммарных дозовых нагрузок учитывалось воздействие всех этих факторов, а также и воздействие объектов прошлой урановой деятельности, и нагрузки на пациентов и персонал при проведении рентгеновских обследований. С учетом ранее проведенных радиогидролитохимической съемки территории и радиационного мониторинга населенных пунктов исследования включали целый комплекс, позволивший провести достаточно детальную оценку радоноопасности и районирование территории области по радиационной напряженности с составлением радиационно-гигиенических паспортов городов и сельских населенных пунктов и, в конечном счете, составить радиоэкологический атлас Жамбылской области.

Особое внимание уделено изучению радоноопасности территории области. В воздухе помещений измерялись как мгновенные, так и интегральные значения активности радона трековым методом. Выполнены определения среднегодовых доз от радона для отдельных помещений, населенных пунктов и округов, а также разработаны сценарии радиационного облучения от нескольких видов радиационных источников, мероприятия по радиационной защите от них и показана вероятная эффективность этих мероприятий.

Изученность территории области была и остается крайне неравномерной. В связи с резкими различиями природных условий области население, в основном, сосредоточено в южной и восточной ее частях. Здесь же и проведены исследования, охватывающие 40% территории, на которой проживает 87% населения. Всего было обследовано 316 поселков и 4 города. Анализ природно-геологических особенностей позволил выделить на изученной части территории области 4 ландшафтно-радиогеохимичеких блока с различными структурно-тектоническими и радиационно-геохимическими характеристиками и с различными уровнями радиационного воздействия на население. Выявлены зоны с повышенной радиационной напряженностью, занимающие около 15% территории области [5].

Основным критерием, характеризующим радиоэкологическую безопасность является среднегодовое значение эффективной дозы от всех источников ионизирующего излучения, в том числе и природных [3]. Основными факторами при определении дозовых нагрузок на население являются естественная радиоактивность территории, альфа- и бета-активность питьевых водоисточников и, главным образом, активность радона-222 в воздухе помещений. Величины дозовых нагрузок в выделенных зонах достигают 6,0 мЗв и более.

Радиационная характеристика поверхности довольно однородна – 16–24 мкЗв/ч, но иногда активность достигает 0,27–0,30 мкЗв/ч и более. Анализ исследования радиоактивности воды показал, что в 22,4% обследованных водоисточниках, в основном, децентрализованного водоснабжения, используемых для питьевого водоснабжения, выявлены превышения альфа-активности (до десятикратных и более).

Основной вклад в дозовую нагрузку на население создает активность радона. В результате проведенных работ по оценке радоноопасности установлено, что из обследованных поселков 26,2% оказались с превышением нормативных значений (200 Бк/м$^3$) активности радона. Повышенные медианные значения активностей радона в воздухе помещений поселков пространственно сближены и объединяются в группы со сходными геологическими позициями расположения поселков. Объединенные группы включают населенные пункты с высоким медианным значением ЭРОА радона (более 50 Бк/м$^3$) или помещения с превышением норматива ЭРОА радона 200 Бк/м$^3$. По результатам исследований выделены 8 аномальных зон [5].

При исследованиях проводились как мгновенные измерения активности радона, так и интегральные [4], для которых были проэкспонированы в течение 3 меся-

цев 2442 детектора. При сравнении результатов измерения ЭРОА радона, выполненных радиометром Рамон-01, и измерений ОА радона, выполненных с помощью системы RadoSys (Венгрия), установлено, что медианные значения мгновенных активностей радона находят подтверждение интегральными значениями (с расхождениями не более 30%).

При обработке результатов радонового обследования были получены интегральные характеристики каждого обследованного населенного пункта: медианные значения ЭРОА радона в помещениях, количество значений ЭРОА радона 200 Бк/м$^3$ и более, и количество значений ЭРОА радона, попадающих на интервал 100–199 Бк/м$^3$, и было выполнено предварительное определение степени радоноопасности исследуемой территории. Значение граничного контура радоноопасной территории было принято на уровне 50 Бк/м$^3$ для медианных значений ЭРОА радона обследованного населенного пункта.

На следующем этапе проводились детальные радиометрические исследования выделенных предполагаемых радоноопасных территорий, и для полноты получаемых результатов детальные исследования выполнялись также в тех поселках и городах области, которые не попадали в контур радоноопасных территорий. Такая стратегия исследований позволяла проверить правильность определения радоноопасных территорий.

Детальные исследования носили комплексный характер с проведением интегральных измерений объемной активности радона с помощью трековых детекторов RSKS фирмы Radosys, использующих полимерный пластик CR-39, устанавливаемых на период до 3-х месяцев. Случайная относительная погрешность единичного измерения составляет 15%. Данный способ измерения позволяет получить среднее значение с учетом естественной вентиляции помещения. Способ позволяет проводить измерения, не нарушая естественный распорядок дня проживающих в обследуемом помещении лиц. Установка интегральных детекторов в несколько сезонов позволяет получить среднегодовое значение объемной активности радона, а затем рассчитать среднегодовую дозу. Комплексирование интегральных значений с мгновенными измерениями ЭРОА радона с учетом коэффициентов равновесия внутри и вне помещений уточняет полную среднегодовую дозу человека от радона. Мгновенные измерения ЭРОА радона и коэффициенты равновесия определялись при установке и снятии интегральных детекторов с помощью радоновых мониторов Рамон-02. Их сертифицированная относительная погрешность составляла 30%.

В каждом детально обследуемом сельском населенном пункте измерения радона проводились в 20 жилых домах, выбор которых определялся равноудаленностью друг от друга и возможностью охватить всю площадь населенного пункта. В каждом доме выбиралось помещение, где жильцы проводят большую часть времени (зал, спальня). В городах результаты исследования подразделялись на частный сектор и многоэтажные жилые массивы. В многоэтажных массивах измерения выполнялись в основном в помещениях на первом этаже [4].

Выделение групп повышенных значений ЭРОА радона определяется наличием пространственных неоднородностей в грунтах, типовых особенностей жилых построек и, главным образом, наличием разрывных нарушений. Проведенное дешифрирование космоснимков территории населенных пунктов, в которых выполнены детальные радоновые наблюдения, показало, что разломы 2-го порядка были выявлены в 47,1% случаев, 3-го – в 21,8% случаев и лишь в 31,0% случаев разломы 2 или 3-го порядка не были выявлены. Область влияния разломов 3-го порядка составляет в среднем 50 м, 2-го порядка – 150 м и 1-го порядка превышает 250 м. Кроме того, в соответствии с картой сейсмического районирования Казахстана, более 20% территории Жамбылской области расположено в зоне активного сейсмического воздействия интенсивностью 7–8 баллов, охватывающей 8 густонаселенных районов области и город Тараз, что, вероятно, также сказалось на формировании радиационной обстановки на территории. Наличие разломов 2 и 3-го порядков повышают радоноопасность в 2,1–2,8 раза. Из типовых строительных особенностей жилищ следует отметить, что в частном секторе преобладают саманные строения без специальных мер по защите помещений от поступления радона из грунта.

Активность радона в питьевых водах централизованного водоснабжения по всей территории Жамбылской области не превышает норматива 60 Бк/л. В то же время, результаты лабораторного анализа 80 проб, отобранных из водопунктов, речек и водоемов Жамбылской области, часто используемых для питьевых целей, показывают превышение норматива (0,2 Бк/л) в 22,4% источников.

Анализ общей радиационной дозы населения, посчитанной по результатам исследований, показал, что ее величина по всем районам и городам превышает среднемировую дозовую нагрузку от всех природных источников радиации, 2,4 мЗв/год [6], если даже вычесть дозовую нагрузку от рентгеновских аппаратов, которая составляет от 0,01 до 0,18 мЗв/год в зависимости от района и города области. Результаты проведенных исследований радиационной обстановки Жамбылской области с оценкой уровней радиоактивности среды обитания населения позволили оценить практически полную дозовую нагрузку на человека от ионизирующего излучения (рис. 1). Значение дозовых нагрузок по районам заметно варьирует. В двух районах величина доз близка к среднеевропейскому уровню (2,4 мЗв/год), в пяти районах она превышает среднеевропейскую величину до полутора раз, и в трех районах величина дозы несколько превышает среднеказахстанский уровень (4,2 мЗв/год).

В рамках исследований выполнен радиометрический мониторинг урановых объектов прошлой урановой деятельности в течение 50–80-х гг. прошлого столетия, а также объектов неурановой деятельности (угольные, медные и фосфоритовые рудники), на которых была отмечена повышенная радиоактивность. Радиометрический мониторинг включал анализ результатов ранее проведенных мониторинговых исследований, анализ и дешифрирование космоснимков каждого посещаемого

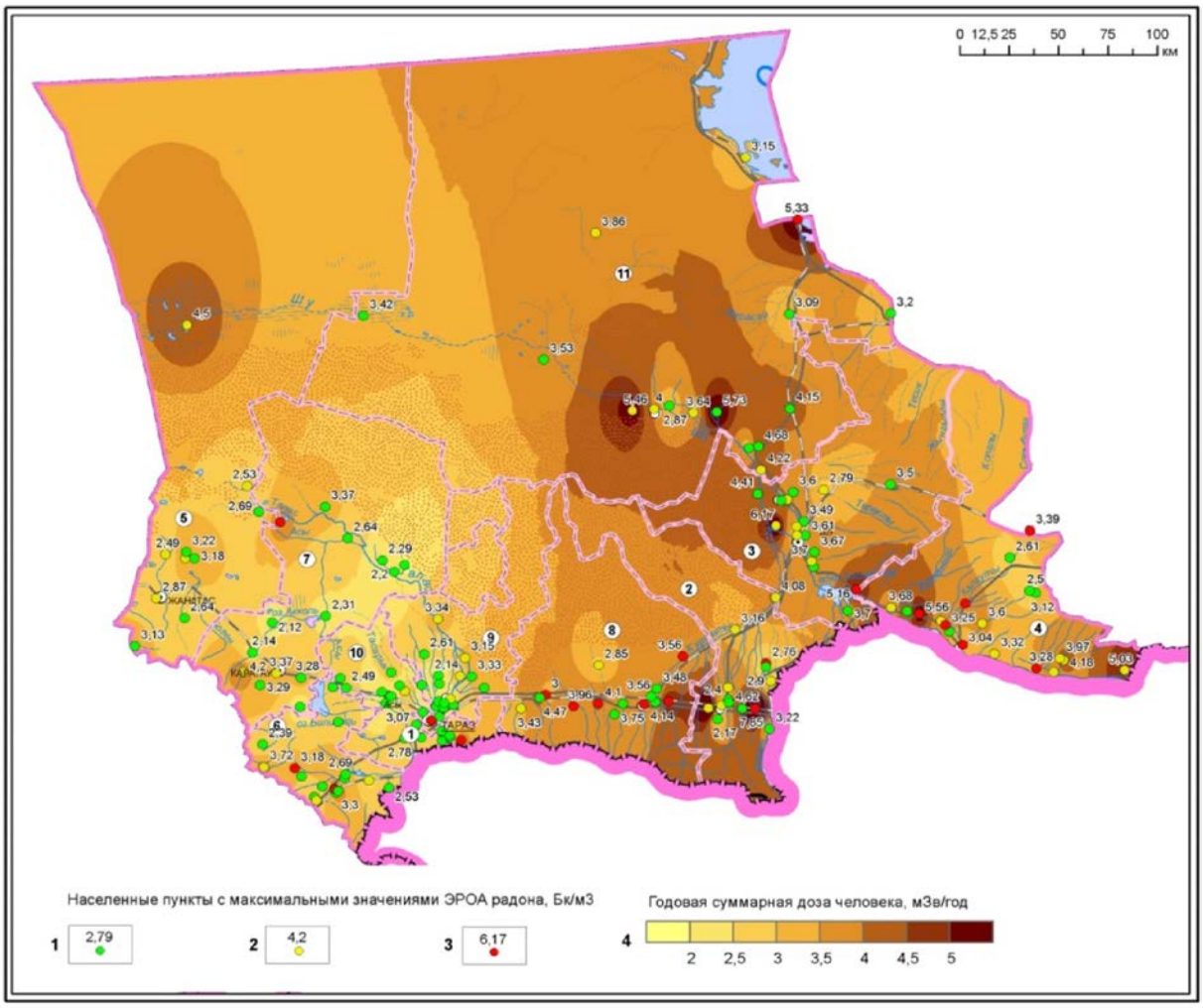



***Рис. 1.*** *Карта суммарных дозовых нагрузок Жамбылской области*

объекта, посещение объекта с проведением радиометрических и визуальных наблюдений с оценкой радиационного риска для окружающей среды и населения.

Кроме урановых объектов были выявлены 218 участков радиоактивного загрязнения в 40 населенных пунктах, связанных с использованием природных материалов повышенной радиоактивности (уголь, руда, гранит) или связанных с загрязнением от разрушенных ампульных источников. Обращают на себя внимание участки радиоактивного загрязнения, обусловленные образованием золы при использовании угля с сопутствующей урановой минерализацией для отопления и бесконтрольным использованием золы такого угля для местных строительных материалов.

В целом все эти участки радиоактивного загрязнения не представляют радиационной опасности для отдельных индивидуумов (случайных прохожих), так как при традиционном сценарии годовая индивидуальная доза не превышает 10 мкЗв/год. Однако при рассмотрении сценариев облучения для построек из шлакоблоков, эта доза может превысить 10 мкЗв/год для отдельных лиц, хозяев этих построек. Годовая коллективная доза может составить 0,5 чел.·Зв/год.

Основную опасность представляют открытые горные выработки (открытые стволы шахт и глубоких шурфов), общая годовая коллективная доза оценивается в 7 чел.·Зв. Другим опасным радиационным фактором является использование радиоактивных материалов отвалов. Годовая коллективная доза от них оценивается в 0,14 чел.·Зв. Сами отвалы не представляют большой опасности. Принятие мер по закрытию шахтных стволов и шурфов, а также восстановлению разрушенных частей реабилитационного покрытия горных отвалов, знаков, предупреждающих о радиационной опасности объектов прошлой урановой деятельности, позволит существенно снизить радиационный риск в области.

Для составления атласа области разработаны радиационно-гигиенические паспорта для всех 10 районов области, а также для 4 городов и для выделенных радоноопасных зон. Составленный радиоэкологический атлас, включает более 130 карт и схем. На основании анализа построенных карт и аналитического материала проведено зонирование территории Жамбылской области по радиационной напряженности, свидетельствующее о том, что в области необходимо проведение детальных исследований локальных радиационно опасных зон и

принятия мер по снижению рисков здоровью населения от воздействия ионизирующего излучения от природных и техногенных источников.

В атласе сформулированы радиационные проблемы Жамбылской области и предложены конкретные мероприятия по снижению радиационной напряженности и рисков здоровью населения от источников ионизирующего излучения. Одной из мер является необходимость разработать рекомендации и требования для вновь строящихся в сельской местности домов, обеспечивающих активность радона в помещении ниже 100 Бк/м$^3$, а также разработать и внедрить систему ознакомления с этими рекомендациями и требованиями застройщиков новых жилых домов.

Проведение дальнейших детальных исследований и выполнение разработанных при составлении атласа мер по снижению рисков здоровью населения от облучения позволит снизить потери здоровья населением и является финансово привлекательным с экономической эффективностью по области до $ 1 млн в год.

***Литература***


1. *Безопасное обращение с отходами с бывших добывающих и перерабатывающих предприятий в Казахстане / П. Каюков, М. Кафтаранов, Б. Нугманов и др. // Экология и промышленность Казахстана – 2008. – №1(17). – С. 32–35.*
2. *Каюков П.Г., Ефремов В.Г. Радиоэкологическая оценка площадей насыщенных природными радиоактивными объектами // Материалы III Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Томск, 2009. – С. 254–258.*
3. *Критерии оценки экологической обстановки территорий. – Постановление Правительства Республики Казахстан от 31 июля 2007 года N 653.*
4. *Методические рекомендации "Проведение радиационно-гигиенического обследования территории и жилых и общественных зданий. Методика измерения концентрации радона. Приложение №3 к приказу Председателя Комитета государственного санитарно-эпидемиологического надзора от 8 сентября 2011 года № 194 "Об утверждении методических указаний по радиационной гигиене".*
5. *Федоров Г.В., Каюков П.Г., Беркинбаев Г.Д. Радиоэкология Казахстана // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV Международной конференции. – Томск, 2013. – С. 542–545*
6. *UNSCEAR. Sources and effects of ionizing radiation // United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. – New York, 2010. – Vol. 1.*


# ДИНАМИКА ПОВЕДЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В СНЕЖНОМ ПОКРОВЕ В ОКРЕСТНОСТЯХ РАЗНОПРОФИЛЬНЫХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ Г. ТОМСКА


Е.А. Филимоненко, А.В. Таловская, Е.Г. Язиков

Томский политехнический университет, Томск, Россия, filimonenko@tpu.ru


# DYNAMICS OF THE BEHAVIOR OF RADIOACTIVE ELEMENTS IN SNOW COVER AROUND INDUSTRIAL ENTERPRISES OF TOMSK


E.A. Filimonenko, A.V. Talovskaya, E.G. Yazikov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia


## Введение

Загрязнение атмосферного воздуха в городах формируется под воздействием комплекса источников эмиссий. Одним из наиболее распространенных источников выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух на городских территориях являются объекты теплоэнергетики и строительной индустрии. С пылевыми выбросами от угольных теплоэлектростанций в атмосферный воздух поступает широкий перечень химических элементов, включая радиоактивные [1, 3]. Также известны работы по оценке содержания радиоактивных элементов в составе взвешенных частиц в атмосферном воздухе в окрестностях кирпичных заводов [2].

В связи с этим проведение радиогеохимической оценки территорий в окрестностях различных промышленных предприятий важно, как для контроля и обеспечения экологически безопасных условий проживания населения, так и для выявления индикаторных критериев при установлении приоритетных источников эмиссии радиоактивных элементов в условиях комплексного загрязнения.

Для оценки загрязнения атмосферного воздуха в практике эколого-геохимических исследований широко применяется метод снеговой съемки, так как в снежном покрове фиксируются загрязняющие вещества, которые не улавливаются прямыми инструментальными методами анализа, и вещества, содержания которых невозможно установить с помощью расчетных методик или модельных подходов [9].

Для изучения динамики поведения радиоактивных элементов в снежном покрове в окрестностях разнопрофильных промышленных предприятий г. Томска были выбраны такие объекты как городская теплоэлектростанция, кирпичные заводы и нефтехимический завод. Перечисленные промышленные предприятия являются

основными объектами загрязнения атмосферного воздуха в г. Томске [16, 18].

## Методика исследований

Ежегодно с 2009 по 2014 гг. в окрестностях теплоэлектростанции г. Томска, нефтехимического завода и кирпичных заводов проводился мониторинг нерастворимой фазы снега. Пробы снега в окрестностях указанных промышленных предприятий города отбирались по векторной сети в северо-восточном направлении от промплощадок. В окрестностях теплоэлектростанции отбор проб снега производился на удалениях 730, 1000, 1300, 1600 и 2000 м от дымовых труб (высота каждой из двух труб составляет 100 м), в окрестностях нефтехимического завода – на удалении 300, 600, 900, 1200 и 1500 м от северо-восточной границы промплощадки завода; в окрестностях кирпичных заводов – на удалении 200, 400, 600, 800 (кроме 2010 г.) и 1000 м также от северо-восточной границы промплощадки заводов. На расположение точек опробования снежного покрова оказывали влияние ландшафтные условия, характер жилой застройки и автодорожной сети. Таким образом, за период 6-ти летнего мониторинга было отобрано 89 проб снега. Все работы, включая отбор и подготовку проб снега, были произведены с учетом существующих методических рекомендаций [8, 9], руководства по контролю загрязнения атмосферы [11] и на основе многолетнего практического опыта эколого-геохимических исследований в Западной Сибири [6, 7, 10, 12, 14, 15, 17, 18]. Отбор снеговых проб производили из шурфов, организованных на всю мощность снега, кроме 5 см, прилегающих к почвенному покрову, для исключения возможного загрязнения снеговых проб литогенной компонентой, смешивающейся с приземным слоем снега во время формирования снежного покрова [9].

Лабораторно-аналитические исследования 89 проб нерастворимой фазы снега для определения в них содержаний урана и тория проводились в ядерно-геохимической лаборатории МИНОЦ “Урановая геология” кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ методом инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) (аналитики А.Ф. Судыко и Л.В. Богутская). Внешний аналитический контроль достоверности проводимых измерений проводился в химико-аналитическом центре “Плазма” методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (MS-ICP) (19 проб нерастворимой фазы снега). Сходимость результатов определения содержаний урана и тория в пробах нерастворимой фазы снега методами ИНАА и MS-ICP приведена в таблице 1. Различия содержаний урана (t-value 1,56, p>0,100) и тория (t-value 0,68, p>0,100) в пробах нерастворимой фазы снега, полученные различными аналитическими методами, являются незначимыми.

## Результаты и их обсуждение

По данным 6-летнего мониторинга содержания радиоактивных элементов в составе нерастворимой фазы снега в окрестностях различных промышленных предприятий г. Томска, установлено, что концентрации урана в пробах из окрестностей теплоэлектростанции, нефтехимического и кирпичного заводов высоко значимо различаются между собой (p<0,001). Для величины содержания тория в пробах нерастворимой фазы снега установлено высоко значимое отличие (p<0,001) между пробами из окрестностей нефтехимического завода от других рассматриваемых территорий, тогда как пробы из окрестностей кирпичных заводов и теплоэлектростанции имеют незначимые различия (p>0,100) по уровню содержания в них тория. Оценки средних концентраций радиоактивных элементов в нерастворимой фазе снега из окрестностей разнопрофильных промышленных предприятий г. Томска представлены в таблице 2.

Концентрации урана в нерастворимой фазе снега в пробах из окрестностей кирпичных заводов превышают фоновые значения [15] от 10 до 24,5 раз при среднем превышении фона в 14,5 раз, что сопоставимо со средним значением для г. Томска [12]. Пробы из окрестностей теплоэлектростанции отличаются более контрастными превышениями содержаний урана относительно фона – от 7 до 30,5 раз, среднее превышение – 18,5 раз. Средние превышения фона по содержанию тория в пробах нерастворимой фазы снега из окрестностей кирпичных заводов и теплоэлектростанции составляют 3,0 и 2,8 раза соответственно, это превышает средние значения для г. Томска [12] в 1,2–1,3 раза.

Из всех рассматриваемых территорий пробы нерастворимой фазы снега из окрестностей нефтехимического завода характеризуются наибольшими превышениями концентраций радиоактивных элементов (уран и торий) над фоновыми показателями. В окрестностях нефтехимического завода коэффициент концентрации урана относительно фона составляет от 11,5 до 40, при среднем 24,5, для тория – от 2 до 6,9, при среднем 4,3. Концентрации радиоактивных элементов в пробах нерастворимой фазы снега в окрестностях нефтехимического завода превышают средние городские значения по

*Таблица 1. Сравнительный анализ результатов аналитического определения содержаний урана и тория в пробах нерастворимой фазы снега (мг/кг) методами ИНАА (ТПУ) и MS-ICP (“Плазма”) (количество проб 19)*

| Химический элемент | ИНАА | | | | MS-ICP | | | | Расхождение, % |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | X | SD | SE | E/A | X | SD | SE | E/A | |
| U | 3,7 | 1,2 | 0,3 | 0,7 / –0,4 | 3,1 | 1,3 | 0,3 | 0,5 / –0,9 | 16 |
| Th | 10,4 | 3,5 | 0,8 | 0,7 / –0,6 | 9,6 | 3,6 | 0,8 | 0,9 / –0,1 | 8 |

Примечание: здесь и в других таблицах: X – среднее; SD – стандартное отклонение; SE – стандартная ошибка; E/A – эксцесс/асимметрия.

*Таблица 2. Средние содержания урана и тория в нерастворимой фазе снега в окрестностях разнопрофильных промышленных предприятий г. Томска по данным мониторинга 2009–2014 гг.*

| | Территория | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Нефтехимический завод 30 | Теплоэлектростанция 30 | Кирпичные заводы 29 | Томск [12] | Томский район [13] | Фон [15] |
| | U, мг/кг | | | | | |
| min-max | 2,3–8,0 | 1,4–6,1 | 2,0–4,9 | 0,3–7,7 | 3,1–7,9 | 0,2 |
| X±SE | 4,9±0,2 | 3,7±0,2 | 2,9±0,1 | 2,8±0,1 | 5,4 | |
| | Th, мг/кг | | | | | |
| min-max | 5,8–19,9 | 2,4–13,2 | 4,9–10,6 | 0,8–11,5 | 8,6–16,6 | 2,9 |
| X±SE | 12,6±0,6 | 8,1±0,4 | 8,6±0,3 | 6,7±0,2 | 12,9 | |

*Таблица 3. Динамика содержания урана и тория в нерастворимой фазе снега в окрестностях разнопрофильных промышленных предприятий г. Томска с 2009 по 2014 гг.*

| | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | U, мг/кг | | | | | |
| Нефтехимический завод | 5,8±0,6 | 5,8±0,4 | 4,2±0,4 | 3,9±0,5 | 5,4±0,3 | 3,6±0,3 |
| Теплоэлектростанция | 3,9±0,8 | 4,1±0,2 | 3,6±0,2 | 3,1±0,4 | 3,8±0,3 | 3,9±0,1 |
| Кирпичные заводы | 2,9±0,4 | 3,3±0,2 | 2,5±0,1 | 3,5±0,6 | 2,5±0,1 | 2,7±0,1 |
| | Th, мг/кг | | | | | |
| Нефтехимический завод | 13,9±0,8 | 15,8±1,1 | 11,8±1,0 | 8,4±0,8 | 15,3±0,7 | 8,7±0,9 |
| Теплоэлектростанция | 7,7±1,6 | 9,0±0,6 | 7,7±0,6 | 6,7±0,8 | 8,9±1,3 | 8,4±0,3 |
| Кирпичные заводы | 8,6±1,0 | 9,9±0,3 | 7,5±0,2 | 8,0±1,0 | 9,0±0,4 | 8,8±0,4 |

урану и по торию [12] в 1,8 и 1,9 раза соответственно. Повышенные концентрации радиоактивных элементов в пробах нерастворимой фазы снега из окрестностей нефтехимического завода, вероятно, могут быть обусловлены воздействием от объектов Сибирского химического комбината (СХК), включая мощную угольную Северскую ТЭЦ, так как обсуждаемая нами территория наиболее близко расположена к промплощадкам СХК. Также средние уровни содержания урана и тория в пробах нерастворимой фазы снега из окрестностей нефтехимического завода наиболее близки к уровням содержания данных химических элементов в пробах из населенных пунктов Томского района, расположенных в зоне влияния СХК (табл. 2).

Анализ динамики содержания радиоактивных элементов в нерастворимой фазе снега с 2009 по 2014 гг., усредненных за каждый год, позволил установить, что разброс значений между отдельными годами для территории вблизи нефтехимического завода составляет 48%, для кирпичных заводов – 40%, для теплоэлектростанции – 32%; аналогичный разброс по уровню содержания в пробах нерастворимой фазы снега тория составляет 88, 34 и 32% для нефтехимического завода, теплоэлектростанции и кирпичных заводов, соответственно (табл. 3). Таким образом, территория в зоне влияния нефтехимического завода характеризуется относительно более высокой вариабельностью содержания радиоактивных элементов в пробах нерастворимой фазы снега, тогда как пробы из зон влияния других рассматриваемых промышленных предприятий характеризуются относительно стабильными уровнями содержания урана и тория. Это свидетельствует о вероятном постоянстве характеристик источников эмиссии радиоактивных элементов на рассматриваемой теплоэлектростанции и кирпичных заводах.

Для проб нерастворимой фазы снега из окрестностей нефтехимического завода и теплоэлектростанции отмечается высокое значение парной корреляции между содержания урана и тория в пробах – 0,86 и 0,88 соответственно (уровень надежности 95%); а для проб из окрестностей кирпичных заводов коэффициент парной корреляции урана и тория составляет 0,58.

Нерастворимая фаза снега из окрестностей рассматриваемых промышленных предприятий г. Томска характеризуется смешенной природой поступления радиоактивных элементов, о чем свидетельствуют величины торий-уранового отношения, находящиеся в интервале от 1,7 до 4,5 ед. (рис. 1). Для проб из окрестностей теплоэлектростанции характерно торий-урановое отношение в диапазоне от 1,7 до 3,3 ед., при среднем значении 2,2±0,05. Относительно пониженное значение торий-уранового отношения может быть результатом повышенной геохимической подвижности урана в результате высокотемпературных процессов сжигания

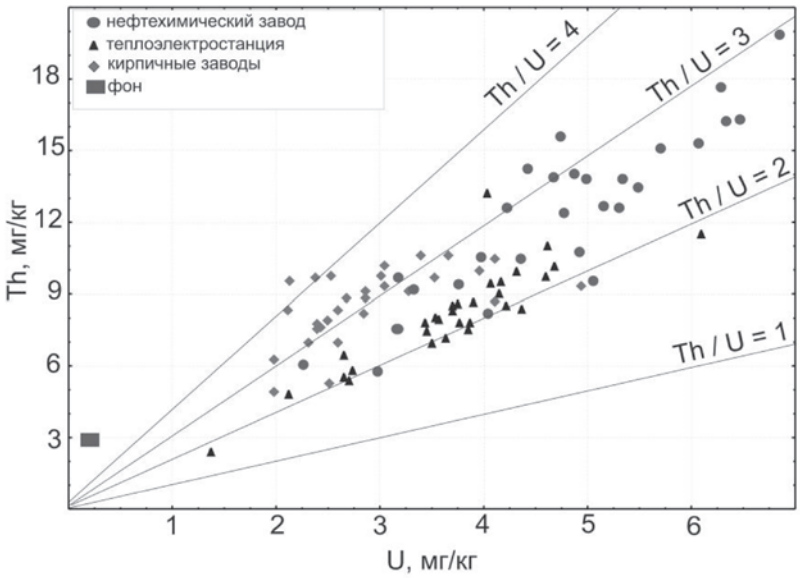



***Рис. 1.*** *Торий-урановое отношение в пробах нерастворимой фазы снега в окрестностях разнопрофильных промышленных предприятий г. Томска*

угля на теплоэлектростанции. На рассматриваемой теплоэлектростанции используются угли Кузнецкого бассейна, для которых средняя величина торий-уранового отношения составляет 1,4 ед. [5]. Для проб нерастворимой фазы снега из окрестностей кирпичных заводов торий-урановое отношение изменяется в интервале от 1,9 до 4,5 ед., среднее значение при этом составляет 3,1±0,1 ед. Относительно других рассматриваемых территорий пробы из зоны воздействия кирпичных заводов характеризуются повышенными величинами Th/U отношения. Вероятной причиной этого может быть пылеаэрозольное загрязнение атмосферного воздуха, а в последствие и снежного покрова, в результате пыления с мест хранения сырья для изготовления кирпичной продукции (глин, суглинков, песка), в которых торий может присутствовать в качестве литогенной компоненты, например, в составе минерала монацита. Величина торий-уранового отношения в пробах нерастворимой фазы снега из окрестностей нефтехимического завода в среднем составляет 2,6±0,1 при размахе значений от 1,9 до 3,3 ед. При этом по величине Th/U отношения пробы нерастворимой фазы снега из окрестностей различных рассматриваемых промышленных предприятий г. Томска имеют весьма заметную локализацию на совместной диаграмме рассеивания урана и тория (рис. 1), что может являться индикатором при выявлении приоритетного источника поступления радиоактивных элементов.

Расчет величин среднесуточного притока радиоактивных элементов на снежный покров показал, что в среднем превышение фоновых показателей для урана в окрестностях нефтехимического завода и теплоэлектростанции составляет около 200 раз, тогда как в окрестностях кирпичных заводов – от 171 до 2447 раз, при среднем превышении в 621 раз. Превышение фоновых величин среднесуточного притока тория в составе нерастворимой фазы снега в окрестностях теплоэлектростанции составляет от 5 до 124 раз при среднем превышении в 30 раз; для нефтехимического завода – от 11 до 110 раз, а в среднем составляет 36,1 раз. Наиболее контрастные превышения фона установлены также для окрестностей кирпичных заводов, где превышения фоновых значений среднесуточного притока тория на снежный покров достигает 26–361 раз (табл. 4). Повышенные значения притока на снежный покров радиоактивных элементов в окрестностях кирпичных заводов при относительно невысоких уровнях содержания в пробах урана и тория обусловлена высоким уровнем пылевой нагрузки на данную территорию [4, 14]. Это в свою очередь связано с вещественным составом нерастворимой фазы снега, которая преимущественно представлена минеральными компонентами, имеющими большой удельный вес [14].

Территории в окрестностях рассматриваемых промышленных предприятий характеризуются повышенными значениями среднесуточного притока урана и тория на снежный покров в составе нерастворимой фазы снега в сравнении со средними значениями, установленными для территории г. Томска и населенных пунктов Томского района (табл. 4).

По данным расчета усредненных ежегодных значений среднесуточного притока на снежный покров урана и тория установлен тренд снижения данных среднесуточного притока радиоактивных элементов на снежный покров в составе нерастворимой фазы снега с 2009–2010 по 2013–2014 гг. (табл. 5). Это, вероятно, связано со снижением общей запыленности снежного покрова в окрестностях рассматриваемых промышленных предприятий г. Томска с 2009 по 2014 гг. [14]. При этом среднесуточный приток урана на снежный покров в окрестностях кирпичных заводов снизился в 2,0 раза, в окрестностях нефтехимического завода – в 2,1 раза, а в окрестностях теплоэлектростанции – в 3,3 раза. Снижение величин среднесуточного притока тория на снежный покров за период с 2009 по 2014 гг. в окрестностях кирпичных заводов составило 1,8 раза, в окрестностях нефтехимического завода – 2,5 раза, в окрестностях кирпичных заводов – в 2,8 раза.

Таким образом, в результате проведенного мониторинга радиогеохимических особенностей нерастворимой фазы снежного покрова в окрестностях разнопро-

*Таблица 4. Усредненные значения (2009–2014 гг.) среднесуточного притока урана и тория в составе нерастворимой фазы снега на территории в окрестностях разнопрофильных промышленных предприятий г. Томска*

| | Территория | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Нефтехимический завод 30 | Теплоэлектростанция 30 | Кирпичные заводы 29 | Томск [12] | Томский район [13] | Фон [15] |
| | U, мг/км²·сут | | | | | |
| min | 84 | 45 | 240 | 171±18 | 159 | 1,4 |
| max | 767 | 1335 | 3426 | | | |
| X±SE | 282±27 | 282±46 | 869±135 | | | |
| | Th, мг/км²·сут | | | | | |
| min | 226 | 102 | 532 | 426±47 | 374 | 20,3 |
| max | 2229 | 2513 | 7323 | | | |
| X±SE | 733±74 | 604±90 | 2576±349 | | | |

*Таблица 5. Динамика среднесуточного притока урана и тория с нерастворимой фазой снега на территории в окрестностях разнопрофильных промышленных предприятий г. Томска с 2009 по 2014 гг.*

| | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | U, мг/км²·сут | | | | | |
| Нефтехимический завод | 390±75 | 402±94 | 306±43 | 178±31 | 205±29 | 189±12 |
| Теплоэлектростанция | 538±225 | 286±30 | 301±71 | 187±61 | 161±7 | 191±45 |
| Кирпичные заводы | 1144±341 | 1133±373 | 616±147 | 961±616 | 844±200 | 568±160 |
| | Th, мг/км²·сут | | | | | |
| Нефтехимический завод | 927±148 | 1105±285 | 859±131 | 388±62 | 594±99 | 449±38 |
| Теплоэлектростанция | 1064±431 | 653±73 | 651±158 | 410±141 | 378±50 | 416±95 |
| Кирпичные заводы | 3391±1003 | 3520±1313 | 1806±379 | 1985±1119 | 3063±691 | 1881±513 |

фильных промышленных предприятий г. Томска были установлены уровни содержания и среднесуточного притока на снежный покров урана и тория и их динамика изменения в течение периода с 2009 по 2014 года. Для проб нерастворимой фазы снежного покрова из всех рассматриваемых территорий г. Томска была установлена смешанная природа поступления радиоактивных элементов.

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержке гранта РФФИ №16–45–700184-р-а.*

***Литература***


1. *Radionuclide emissions from a coal-fired power plant / Y.M. Amin, M. Uddin Khandaker, A.K.S. Shyen et al. // Applied Radiation and Isotopes. – 2013. – Vol. 80. – P. 109–116.*
2. *High concentrations of heavy metals in PM from ceramic factories of Southern Spain / A.M. Sanchez de la Campa, J.D. de la Rosa, Y. Gonzalez-Castanedo et al. // Atmospheric Research. – 2010. – Vol. 96, Issue 4. – P. 633–644.*
3. *Hu Q.-H., Weng J.-Q., Wang J.-S. Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: A review // Journal of Environmental Radioactivity. – 2010. – Vol. 101, Is. 6. – P. 426–437.*
4. *Geochemical approach to human health risk assessment of inhaled trace elements in the vicinity of industrial enterprises in Tomsk, Russia / N.A. Osipova, K.A. Filimonenko, A.V. Talovskaya et al. // Human and Ecological Risk Assessment. – 2015. – Vol. 21, No. 6. – P. 1664–1685.*
5. *Арбузов С.И. Металлоносность углей Сибири // Известия Томского политехнического университета. – 2007. – Т. 311, № 1. – С. 77–83.*
6. *Артамонова С.Ю. Геохимические особенности аэрозольного загрязнения в районе Сибирского химического комбината // Химия в интересах устойчивого развития. – 2012. – Т. 20, № 4. – С. 405–418.*
7. *Артамонова С.Ю. Химический и фазовый состав техногенных аэрозолей в районе Сибирского химического комбината (Томская обл.) // Химия в интересах устойчивого развития. – 2014. – Т. 22, № 3. – С. 229–240.*
8. *Василенко В.Н., Назаром И.М., Фридман Ш.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова. – Л. : Гидрометиздат, 1985. – 181 с.*
9. *Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. – М. : ИМГРЭ, 1982. – 111 с.*

10. *Радиоактивные элементы в окружающей среде / Л.П. Рихванов, С.И. Арбузов, Н.В. Барановская и др. // Известия Томского политехнического университета. – 2007. – Т. 311, № 1. – С. 128–136.*

11. *Руководство по контролю загрязнения атмосферы. РД 52,04,186 № 2932–83.– М. : Госкомгидромет, 1991. – 693 с.*

12. *Таловская А.В. Геохимическая характеристика пылевых атмосферных выпадений на территории г. Томска // Оптика атмосферы и океана. – 2010. – Т. 23, № 6. – С. 519–524.*

13. *Уран и торий в пылевых аэрозолях Томской области / А.В. Таловская, Е.Г. Язиков, Е.А. Филимоненко, А.Ф. Судыко // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV Международной конференции. – Томск : Изд-во ТПУ, 2013. – С. 518–523.*

14. *Филимоненко Е.А. Эколого-геохимическая обстановка в районах расположения объектов теплоэнергетики по данным изучения нерастворимой и растворимой фаз снега (на примере Томской области) : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2015. – 21 с.*

15. *Шатилов А.Ю. Вещественный состав и геохимическая характеристика атмосферных выпадений на территории Обского бассейна : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2001. – 24 с.*

16. *Экологический мониторинг : доклад о состоянии окружающей среды Томской области в 2011 году / ред. А.М. Адам ; Департамент природн. ресурсов и охраны окружающ. среды Том. обл. ; ОГБУ "Облкомприрода". – Томск : Графика DTP, 2012. – 166 с.*

17. *Язиков Е.Г., Рихванов Л.П. Содержание радиоактивных и редкоземельных элементов в аэрозольных выпадениях снегового покрова различных территорий Западной Сибири // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. Международ. конф. – Томск : Изд-во ТПУ, 1996. – С. 312–316.*

18. *Язиков Е.Г., Таловская А.В., Жорняк Л.В. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв. – Томск : Издательство Томского политехнического университета, 2010. – 264 с.*

# ЭМАНАЦИЯ РАДОНА КАК ВАЖНЕЙШИЙ ФАКТОР ИММУНИТЕТА ЖИТЕЛЕЙ БЫВШИХ УРАНОВЫХ РАЗРАБОТОК

И. Хаджамбердиев, Р. Тухватшин

Медицинская академия Кыргызской республики, Бишкек, Киргизия, igorho@mail.ru, rtuhvatshin@gmail.com

# SIGNIFICANCE OF RADON EMANATION FOR IMMUNITY OF POPULATION IN FORMER URANIUM MINING AREAS

I. Hadjamberdiev, R. Tukhvatshin

Medical Academy Kyrgyz Republic, igorho@mail.ru

A study of radon emanation has been conducted in ground floor dwellings situated in Mailuu-Suu. Teenagers' blood and living itself in the dwellings were examined for immunity (lymphocytes activity, Clasters of Differentiation) and chromosomal aberrations. There are some correlations between high year-volume of radon and immunity and chromosomal distortions.

В Центральной Азии свыше 70 опасных зон добычи, переработки, складирования отходов урана в бывшем СССР. В 50-х гг. использовались устаревшие методы формирования шахт, обращения с отходами. Большинство исследователей регистрирует в таких регионах опасное отравления ураном вод, почв, растений, мяса [1, 2, 5, 6, 9, 10] и лишь некоторые сообщают о безопасном уровне [4].

Из внимания исследователей выпал радон и его дочерние продукты распада (ДПР). Дозу человек получает от радиоактивных аэрозолей с вдыхаемым воздухом. Для оценки влияния на здоровье в жилых помещениях-наиболее репрезентативны сорбционные методы измерения ДПР – длительный отбор воздуха на аэрозольный фильтр. ЭРОА (эквивалентная равновесная объемная активность) радона – ключевой параметр дозиметрии ДПР.

Само состояние здоровья населения до сих пор оценивается методами 50х годов (отчеты поликлиник по административным районам, по обращениях и общим отчетам). Что неудовлетворительно, поскольку: а) не учитывает возрастную, этническую, профессиональную характеристики; б) не измерялись международно признанные базовые показатели здоровья (клеточный и белковый иммунитет, генетические повреждения). Нами проводилось измерение базовых показателей здоровья последние четыре года, часть данных по тестам CD (Claster of Differentiation) опубликованы [7].

## Методики

Измерение радиоактивности в среде. Радиометрия – портативный гамма- спектрометрPGIS-21, радиометр RadEye; пробы растений, грунта, вод – анализировались на ICP-MS (Perkin-ElmerSciex ELAN 6000) – для выбора однородного фона при исследовании радона (табл. 1).

Измерение радона в воздухе [11, 12]. Трековыми детекторамиRSKS (фирмы Radosys), полимерный пластик CR-39 (период 3 месяца + еще 3 месяца + еще 3

*Таблица 1. Радиационная обстановка зон хвостохранилищ после интенсивных дождей и смыва в июне 2012 г.*

| Обследованная зона | Объект | Гамма фон мкР/ч | Активность радона Бк/м$^3$ |
|---|---|---|---|
| Поверхность х-хранилища | Гравийно-галечная смесь | 34–92 | 9,9–32,0 |
| Прилегающие пастбища | Почва | 42–86 | 12,3–84,6 |

*Таблица 2. ЭРОА в г. Майлуу-Суу*

| № п/п | Дата установки | Дата изъятия | Дата измерений | Адрес помещения | ЭРОА, Бк/м$^3$ |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 4.08.2012 | 7.10.2012 | 7.10.2012 | ул. Мира, д.1 (подвал) | 82 |
| 2 | 3.08.2012 | 9.10.2012 | 9.10.2012 | ул. Театральная, д.8, кв.1 | 525 |
| 3 | 3.08.2012 | 9.10.2012 | 9.10.2012 | ул. Театральная, д.8, кв.1 | 513 |
| 4 | 2.08.2012 | 9.10.2012 | 9.10.2012 | ул.Заводская, кафе “Мундуз” | 66 |
| 5 | 2.08.2012 | 9.10.2012 | 9.10.2012 | ул.Кутмановой, д.9, кв.28 | 22 |
| 6 | 3.08.2012 | 9.10.2012 | 10.10.2012 | ул. Ленина,135-а, столовая | 515 |
| 7 | 3.08.2012 | 10.10.2012 | 10.10.2012 | ул. Заводская, 15–5, лицей -76 (подвал) | 82 |
| 8 | 3.08.2012 | 10.10.2012 | 10.10.2012 | ул.Левобережная д 3 | 539 |
| 9 | 3.08.2012 | 10.10.2012 | 10.10.2012 | ул. Левобережная д 5 | 703 |
| 10 | 2.08.2012 | 10.10.2012 | 10.10.2012 | ул. Левобережная д 28 | 470 |
| 11 | 3.08.2012 | 10.10.2012 | 10.10.2012 | Коммунистическая д. 4 кв. 1 | 732 |
| 12 | 3.08.2012 | 10.10.2012 | 10.10.2012 | Тургунбаева, 8–1 | 604 |

месяца). Интегральные детекторы позволяют получить среднегодовое значение объемной активности радона, а затем рассчитать среднегодовую дозу. Иммунитет:

а) оценка фагоцитарной активности нейтрофилов – путем восстановления нитросинеготетразолия, фагоцитарный показатель (процент клеток, участвующих в реакциях фагоцитоза)и фагоцитарный индекс Гамбургера (количество микробов, поглощенных нейтрофилом);

б) иммуноглобулины сыворотки классов M, G, A по Mancini;

в) система проточной цитометрии (иммунофенотипирование), анализатор – цитометр COULTER EPICS XL, BeckmanCoulter, Тест – система: PN IM1650 IOTest CD4-FITC/ CD8-PE/ CD3-PC5; конъюгаты антител BeckmanCoulter, США.

Хромосомные исследования. Препарат на стадии метафазы окрашивали азур-эозином, анализировали под иммерсионным объективом (х1000), учитывали типы аберраций хромосом: фрагменты (одиночные, парные, множественные) и обмены, отдельно оценивали степень пролиферации клеток (митотический индекс – количество ядер в состоянии метафазы на 1000 проанализированных ядер) [3].

Прогнозное картирование. Были составлены карты вероятных выходов радона на основании имеющихся геологических карт и схем шахт, их близости к поверхности.

**Результаты и обсуждение**

Обследованы на клеточный и белковый иммунитет, и генетические аберрации у подростков– проживаюших несколько лет на первом этаже обследованных домов.

В группе жилищ с большим объемом эманации радона у жителей: а) происходят (зачастую разнонаправленные) отклонения иммунных тестов от контроля; б) все хромосомальные тесты, в разной степени, демонстрировали увеличение повреждений.

Для выявления взаимосвязи между показателями иммунитета и параметрами ЭРОА (табл. 2), проведен корреляционно-регрессионный анализ, в результате которого установлено наличие связей: особенно четкими из параметров иммунограммы были – фагоцитарное число (r=0,9), количество CD4+лимфоцитов (r=1,0) и В-лимфоцитов (r=–0,77). Требуется некоторые пояснения, в связи с новыми представлениями усложнилась интерпретация иммунных данных. Так, ранееважным считали (и в наших предыдущих публикациях) иммунорегуляторный индекс (соотношение $CD3^+CD4^+$ к $CD8^+$ Т-лимфоцитам), посколькупредполагалось, что в состав $CD3^+CD8^+$ Т-лимфоцитов входят так называемые клетки-супрессоры, угнетающие иммунный ответ. Сейчас установлено, что отдельной субпопуляциисупрессоров не существует, а упомянутые три субъекта наделены цитотоксическими свойствами (клетки-киллеры). Таким образом, разнонаправленные колебания индекса – не погрешность измерения – а отражение волнообразного адаптивно-клинического процесса. В литературе предложен более адекватный процессу термин “синдром диссоциации” – несоответствие направлений изменений иммунологических показателей, теоретически тесно связанных. Синдрома диссоциации свидетельствует в пользу скрытых иммунных дефектов (существующих лишь на функциональном уровне).

Из хромосомальных изменений наибольшую связь продемонстрировал митотический индекс. Корреляции карт ожидаемого выхода радона с реально зарегистрированной эманацией выявлена не была.

Таким образом, влияние выхода радона в помещения, особенно первого этажа – крайне отрицательно для базовых показателей здоровья: иммунитета и целост-

ности хромосом. Это более ранние показатели неблагополучия, т.к. явных изменений здоровья еще нет. Однако таковые обязательно появятся в ближайшие года и в следующем поколении. Предлагается провести массовые исследования в ареалах бывших урановых разработок для последующего переселения населения.

***Литература***


1. *Айтматова Д. Воздействие отходов горнодобывающей промышленности на окружающую среду и население горного обрамления северной Ферганы (на примере рудников Майлуу-Суу, Сумсар, Чадак и Черкесар) : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Бишкек, 2004. – 22 с.*
2. *Алешин Ю., Торогев И. Безопасность урановых хвостохранилищ в долговременном аспекте // Материалы международной конференции "Проблемы радиоэкологии и управления отходами уранового производства в Центральной Азии". – Бишкек, 2011. – С. 15–18.*
3. *Метод учета хромосомных аберраций как биологический индикатор влияния факторов внешней среды на человека. Методические рекомендации. –Москва, Инт Мед Генетики АМН СССР, 1974.*
4. *Торгоев И. Экологические последствия катастрофических аварий на хвостохранилищах Кыргызстана // Материалы конференции "Проблемы радиоэкологии и управления отходами уранового производства в Центральной Азии". – Бишкек, 2011. – С. 130–134.*
5. *Тухватшин Р., Хаджамбердиев И. Урановые хвостохранилища – опасно! : брошюра [Электронный ресурс]. – 14 с. – URL: http://www.osatom.ru/mediafiles/u/files/VII_forum_2012/Xadzhamberdiev.pdf.*
6. *Хаджамбердиев И., Тухватшин Р. Иммунитет у школьников уранового региона Майлуу-Суу // Здравоохранение Кыргызстана. – 2014. – С. 164–165.*
7. *Хаитов Р., Пинегин Б., Ярилин А. Руководство по клинической иммунологии. Диагностика заболеваний иммунной системы. – 2009. – 352 с.*
8. *Hadjamberdiev I., Tukhvatshin R., Bikhovchenko Ju. Uranium pollution of meat in old tailing Tien-Shen area [Электронный ресурс] // Nice inst Agriculture, Springer proceed. – 2009. – P. 193–197. – URL: http://link.springer.com/chapter/10,1007%2F978–1–4020–8359–4_21#page-1.*
9. *Hadjamberdiev I., Tukhvatshin R. Contemporary pollution due old uranium tailings. – Abstract 13.*
10. *Contemporary Pollution due Old Uranium Tails [Электронный ресурс]. – URL: http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/38/116/38116930.pdf.*
11. *Measurement of radon and radon daughters in air // Recommendation of the National Council on Radiation Protection and Measurements: NCRP Report. – 1988. – No. 97. – 174 p.*
12. *Development of high sensitivity radon detectors / Y. Takeuchi, K. Okumura, T. Kajita, et al. // Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A 421. – 1999. – P. 334–341.*


## СЛУЧАЙ ОДНОЙ СЕМЬИ ИЗ РАДИАЦИОННО-ЗАРАЖЕННОГО КОНТИНГЕНТА


Р.М. Хазиахметов

ГБУЗ Республиканская клиническая больница имени Г.Г. Куватова, Уфа, Россия


## THE CASE OF ONE FAMILY FROM RADIOLOGICALLY CONTAMINATED POPULATION


R.M. Khaziakhmetov

Republican Clinical Hospital n.a. G.G. Kuvatov, Ufa, Russia



В статье приведена история одной семьи, один из родителей которой пострадал в раннем детстве в результате радиационных выбросов производственного объединения "Маяк". Приведены данные о состоянии здоровья пострадавшего отца, его сына и внука.

The article describes the story of one family, in which one of the parents suffered in his early childhood from radiation emissions of the industrial group "Mayak". We present the data on health condition of the father – the affected person, his son and his grandson.


Производственное объединение "Маяк" (ПО "Маяк"), расположенное в 100 км к северу от г. Челябинска, было первым советским предприятием для производства атомного плутония. Атомный реактор этого объекта и радиохимический завод для получения плутония были введены в строй в 1948 г.

Первое экологическое загрязнение окружающей среды произошло в 1949 г. Причиной послужило вынужденная остановка выпарных аппаратов завода из-за неэффективности и угрозы их коррозионного разрушения, высокой радиоактивности отходящих паров и газов при упаривании и по другим причинам. Чтобы избежать остановки завода, перерабатывающего облученный уран, дающего концентрат плутония и высоко активные жидкие отходы руководство атомного проекта приняло решение сливать высокоактивные отходы предприятия прямо в реку Теча.

В 1949–1951 гг. была сброшена основная масса ра-

диоактивных нуклидов: около 12 ПБк стронция-90, 13 ПБк цезия-137, 106 ПБк короткоживущих радионуклидов. В период с 1951 по 1956 годы интенсивность сбросов активности в речную систему снизилась в 100 раз, а после 1956 г. среднеактивные отходы стали поступать в открытую гидросеть в небольших количествах. Тем не менее, за период с 1949 по 1956 гг. в экосистему реки Теча попало порядка 76 млн мі сточных радиоактивных вод, общей активностью по бета-излучению 2,75 МКи [1].

Авария, известная как Кыштымская авария на ПО "Маяк" в 1957 г. – взрыв емкости с высокорадиоактивными отходами – значительно усилила радиоактивное загрязнение реки на всем ее протяжении ввиду выноса радиоактивных загрязнений ливневыми и паводковыми водами и вследствие работ по дезактивации загрязненных на химкомбинате территорий зданий и дорог методами смыва водой. Этот залповый выброс высокорадиоактивных отходов привел к заражению местности радионуклидами:

1) воздушным путем по направлению ветра в северо-восточном направлении образовав Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС) от истоков р. Теча немного не достигнув г. Тюмени;
2) водным путем на восток от места взрыва в расходящихся направлениях с (ВУРС) по гидрографическому направлению течения реки Теча [2].

В этой статье приводим историю одной семьи, имеющим прямое отношение к вышеописанным событиям.

В 1944 г. в Челябинскую область привезли группу детей из прифронтовой области и устроили их в детский дом в Нижне-Петропаловске, где они жили до 1950 г., далее в Ословодском детском доме по 1953 г. и в 1953–1958 гг. в Бродокалмакске. Все три детских дома находились на берегу реки Теча. Детей привезли по линии НКВД, приблизительно в 3-летнем возрасте, без документов. В детском доме им дали фамилию, имя, отчество (год рождения, настоящая фамилия, национальность остались неизвестными). Единственным воспоминанием осталось в памяти ребенка море (Ставропольский край?). Все три детских дома находились на берегу реки Теча, где они купались, рыбачили, пили деревенское молоко, ели овощи, фрукты, картошку местного производства, ничего не подозревая о содержании радионуклидов в высоких дозах в них.

Со слов супруги, страдал редкими большими эпилептическими судорожными припадками приблизительно с 1961 г., противосудорожные препараты не принимал. В дальнейшем переехал в Уфу, женился. Работал на заводе "Синтезспирт" электриком, газосварщиком. Дети Светлана 1961 г. и Игорь 1967 г. Вел здоровый образ жизни, алкоголь не принимал, не курил, любил природу, был заядлым рыбаком. В лечебные учреждения самостоятельно обращался редко, на здоровье не жаловался. Был на учете как человек, получивший облучение. В 1991 г. прошел совместно с дочерью на спектрометре излучения человека СИЧ 9.1. в г. Челябинске. Результаты обследования приводятся в таблице (табл. 1).

Прошла обследование на спектрометре и дочь Светлана, с ее слов содержание цезия и стронция многократно превышали допустимую норму, но показатели были утеряны.

*Таблица 1. Содержание радионуклидов в организме пострадавшего*

| | Содержание | % от допустимого у профессионалов |
|---|---|---|
| Цезий | 5 | 0,02 |
| стронций | 313 | 15,64 |

Умер пациент во сне. Вскрытие провел врач ЦРБ. Причина смерти в акте вскрытия: ишемическая болезнь сердца.

Дочь Светлана на здоровье не жалуется. Имеет двух сыновей: Р. – 1995 г.р. и А. – 2005 г.р. За две недели до вторых родов в 2005 г. развился неврит лицевого нерва, лечилась в неврологическом отделений. Как следствие перенесенной болезни остались гиперкинезы мимической мускулатуры. За последние два года отмечает повышение артериального давления.

Сын Игорь. Родился здоровым. Рос и развивался соответственно возрасту. Учился хорошо, занимался спортом. Был комсоргом. В 14 лет впервые развился эпилептический припадок с криком, потерей сознания, с укусом языка, с судорогами. Частота приступа 2–3 раза в год. Получал противосудорожную терапию, от которой значительного эффекта не отмечалось. Поступил учиться в факультет лесного хозяйства Башкирского сельскохозяйственного (в настоящее время аграрный) университета.

16 июля 1986 г. в возрасте 18 лет во время очередного приступа появилась сильная головная боль, нарушилась речь, отказали правые конечности. Был госпитализирован в неврологическое отделение РКБ им Г.Г. Куватова, где при люмбальной пункции получен окрашенной кровью ликвор (острое нарушение мозгового кровообращения по геморрагическому типу). После 1,5 месяцев лечения с незначительным улучшением переведен в Московский НИИ нейрохирургии им. Н.Н. Бурденко. Выявлена артериовенозная мальформация височно-теменной области левого полушария.

При выписке из клиники не мог самостоятельно вставать, передвигаться, словарный запас составлял 10 слов. В июле 1987 г. отмечался эпизод углубления речевых нарушений, которые постепенно регрессировали до исходного уровня. За 1987 г. отмечалось 3 эпилептических приступа. С 24.11.1987 по 22.01.1988 находился на обследовании и лечении в нейрохирургическом институте им. А.Л. Поленова. Произведено исследование всех сосудистых бассейнов головного мозга: выявлена артериовенозная мальформация левой теменной доли, приводящими сосудами которой являются левая средняя мозговая артерия, правая передняя мозговая артерия. А также кровоснабжение осуществляется из бассейна вертебральной артерии через заднюю соединительную. Дренирование осуществляется в верхний саггитальный синус.

6 января 1988 г. произведена внутрисосудистая операция – эмболизация АВМ полистироловыми эмболами через левую ВСА (первый этап). Следующие этапы эмболизации май и июнь 1988 г.

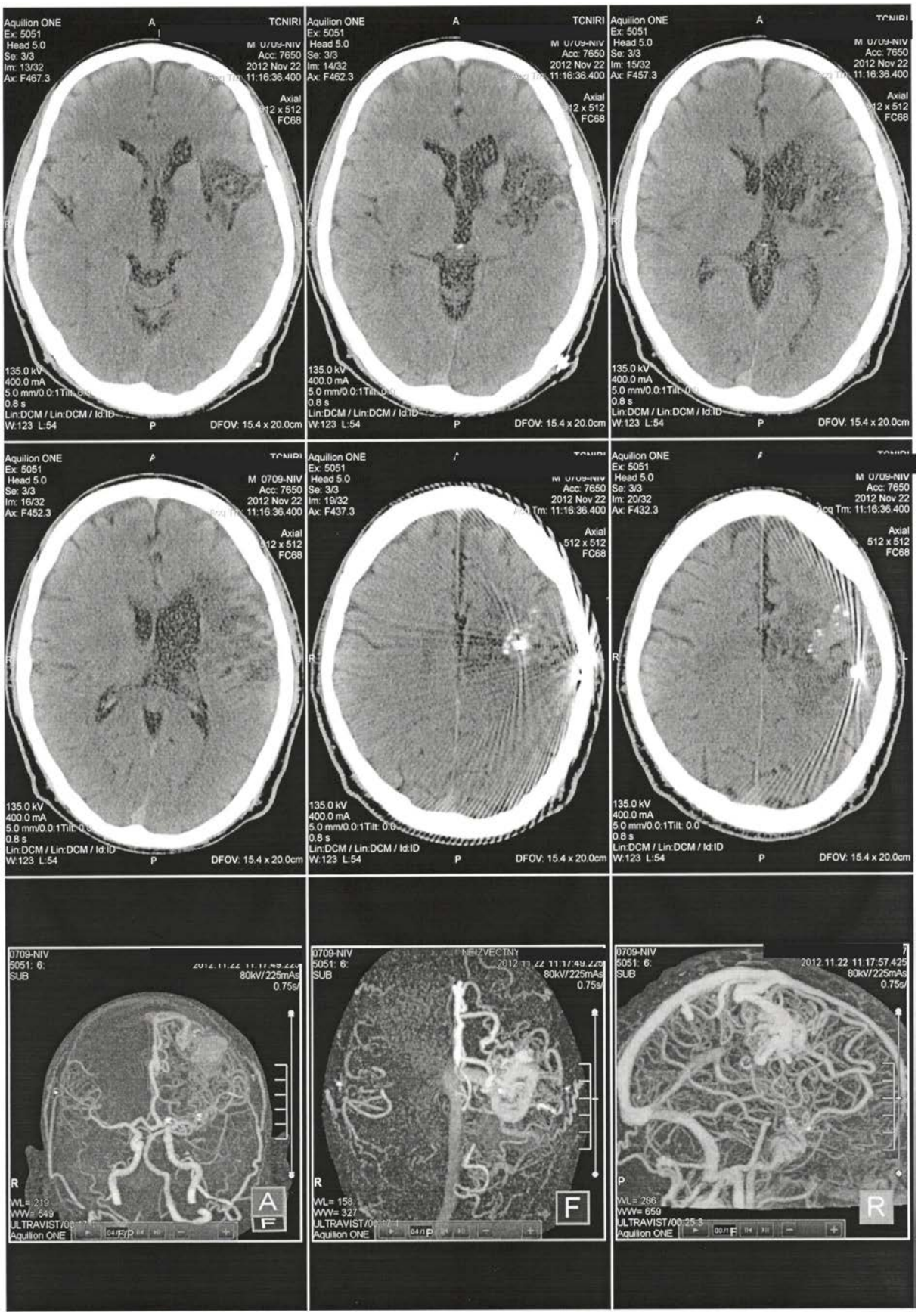



***Рис. 1.*** *Снимки КТ головного мозга*

Проводилось 4 курса протонной стереотаксической операции (1988, 1991, 1994, 1995гг.) и фотонной терапии (1997 г.) на аппарате ЛУЭР-20М. Облучено тело АВМ. Размер коллиматора 10 мм. Дро=330сГр. Углы качания радиационной головки ускорителя ±90˚, углы поворота лечебного стола ±20˚. Ритм облучения 3 фр в неделю. Всего сеансов 9, проведена ЕД=29,7 Гр, что с учетом TDF соответствует 36 Гр. Лучевая терапия проведена на фоне преднизолона.

Из сопутствующих болезней отмечает: хронический гастрит, хронический безкаменный холецистит, киста левой почки.

Данные перфузионной КТ головного мозга 22.11.2012 (Российский научный центр радиологии и хирургической технологий).

***Протокол.***

В левой височно-теменной области, вдоль сильвиевой щели и центральной борозды определяется АВМ размерами 32 25 103 мм, состоящая из ветвей среднй и передней левых мозговых артерий, окруженная гиподенсивной зоной толщиной менее 3 см. Дренирующие вены впадают в верхний в верхний саггитальный синус. В проекции АВМ определяются единичные тени эмболизата.

Вилизиев круг разомкнут за счет задних соединительных артерий. Левая передняя и задняя мозговые артерии расширены. Связи задней мозговой артерии с патологической сосудистой сетью не визуализировано.

В остальных отделах головного мозга участков патологического накопления контрастного вещества и изменения перфузии не определяется.

Левый боковой желудочек расширен до 16 мм, деформирован. Объем и форма правого бокового, III и IV желудочков не изменены.

Конвекстиальные субарахноидальные пространства и ликворные цистерны сохранны в объеме.

В костях изменений вторичной природы не определяется.

Заключение: АВМ височно-теменной области левого полушария. Состояние после эмболизации. Снимки КТ головного мозга приводятся (рис. 1).

УДС МАГ 09.02.2016: атеросклероз ветвей дуги аорты. Справа: комплекс “интима-медиа” ОСА не утолщен, интима неравномерно уплотнена. В области каротидной бифуркации комплекс “интима-медиа” локально утолщен до 1,2 мм, интима неравномерно уплотнена. Слева: комплекс “интима-медиа” ОСА не утолщен, интима неравномерно уплотнена. В области каротидной бифуркации комплекс “интима-медиа” не утолщен, интима неравномерно уплотнена. Анатомический ход ОСА и ВСА не изменен. В экстравертебральном отделе обеих ПА (сегмент V1)-негрубая С-образная извитость. Вход обеих ПА в костный канал на уровне С6.

ЭЭГ 09.02.2016: на фоне достаточно выраженных диффузных изменений биопотенциалов в виде дезорганизации и замедления ритмов регистрируется очаг патологической активности базально-полушарной локализации в лобно-теменной области левой гемисферы. Дисфункция срединных мозга диэнцефально-гипоталамического уровня. Снижен уровень функциональной активности головного мозга.

Эпилептолог 18.02.2016: симптоматическая фокальная эпилепсия с простыми моторными, вторично генерализованными припадками. Рекомендован постепенный переход на монотерапию трилепталом, постепенно снижая дозы и кратность бензонала.

Логопед: афферентная моторная афазия умеренно легкой степени выраженности.

При осмотре: в сознании, ориентирован во времени и в пространстве.

Неврологический статус: черепные нервы: движения глазных яблок в полном объеме, корнеальные и конъюктивальные рефлексы отсутствуют. Сглаженность правой носогубной складки. Гипестезия III ветви тройничного нерва в области носогубного треугольника справа. Правые конечности отстали в развитии, гипотрофия мышц в них. Правосторонний спастический гемипарез с преобладанием в дистальных отделах руки. Легкая гипестезия в правой кисти. Сухожильные рефлексы живее справа, рефлекс Бабинского положительный справа. Брюшные рефлексы отсутствуют. Глубокая чувствительность не нарушена. Походка гемипаретическая. В позе Ромберга стоит. Локомоторные пробы выполняет неуверенно справа. Моторная дисфазия.

Из сопутствующих болезней отмечает: хронический гастрит, хронический безкаменный холецистит, киста левой почки.

В настоящее время принимает постоянно 3 раза в день бензонал (0,1 г), несмотря на неоднократные рекомендации о переходе на современные антиконвульсанты.

Ведет активный образ жизни, занимается настольным теннисом. В 2012 г. выиграл чемпионат России, был включен в состав параолимпийской сборной команды России. Однако в связи со смертью отца в том году и болезни матери не смог участвовать в олимпийских играх.

За последние два годы отмечает некоторое ухудшение состояния в связи со стрессовыми ситуациями, перечисленными выше. Периодически проходит стационарное лечение в неврологическом отделений, санаторно-курортное лечение в г. Ессентуки. Холост, детей нет.

Внук Р. – сын дочери С., 20 лет родился от первой беременности и родов. В возрасте 6 месяцев заболел аллергическим диатезом. Обнаружили аллергию на домашнюю пыль, на шерсть кошек. Мать сама во время грудного кормления вынуждена была соблюдать строгую диету. Проходил амбулаторный и стационарный курсы лечения с переменным успехом. С 5-летнего возраста заболел бронхиальной астмой. Многократно принимал стационарное и санаторно-курортное лечение. С 18-летнего возраста стали беспокоить подъемы артериального давления. Иногда показатели артериального давления поднимаются до 180/100мм рт ст.

Внук А., 10 лет на здоровье не жалуется, на учете у педиатра не стоит.

В заключение можно сказать, что только по одному случаю невозможно судить, является ли болезнь сына и внука следствием полученного в детстве радиационно-

го облучения. Требуются дальнейшие исследования нескольких аналогичных семей для выявления повреждений генетического аппарата и проявляющихся на последующих поколениях.

***Литература***

1. *Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона / под ред. С.К. Шойгу. – М. : МЧС, 2002.*
2. *Бекман И.Н. Ядерная индустрия : курс лекций. – 2005. – С. 19–21.*

# МЕТОДЫ ОПРОБОВАНИЯ НА МЕСТОРОЖДЕНИЯХ УРАНА И ИХ МЕТРОЛОГИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ

И.М. Хайкович[1], В.Г.Язиков[2]

[1]Санкт-Петербургский государственный университет, СПб., Россия, imkha@inbox.ru
[2]ООО "Эн+Менеджмент", Россия, ViktorGY@enplus.ru

# URANIUM DEPOSITS SAMPLING METHODS AND THEIR METROLOGICAL ASSURANCE

I.M. Khaykovich[1], V.G. Yazikov[2]

[1]Saint-Petersburg State University, Saint-Petersburg, Russia
[2]En+Menedgment Ltd., Russia

На месторождениях урана методы каротажа являются практически основными поставщиками измерительной информации о составе и свойствах пород продуктивных горизонтов – как "количественной", так и "качественной". Правильная организация измерений возможна, если они будут проводиться в соответствии с предписаниями науки об измерениях – метрологии. За последние десятилетия метрология геофизических методов применительно к каротажным работам на месторождениях урана и к радиоэкогеологии пополнилась новыми исследованиями. Однако отсутствие специалистов, знакомых со спецификой геологических методов, тормозит их внедрение. Представляется целесообразным в ведущих ВУЗах страны, готовящих специалистов-геологов, создать кафедры метрологии и стандартизации. А в качестве учебно-производственной базы построить на территории РФ базовый метрологический полигон в соответствии с современными требованиями.

The logging methods are practically the basic suppliers of measurement data, both "*quantitative*" and "*qualitative*", about composition and properties of rocks of productive horizons in uranium deposits. Measuring is arranged correctly, if done in accordance with the requirements of the measurement science, metrology. Over the last decades, new research has been conducted within the geophysical metrology methods applied to logging of uranium deposits and to radioecogeology. However, implementation of those research findings is hindered by the lack of specialists familiar with the specific features of geological methods. In this connection, it is seemingly appropriate to create metrology and standardization departments at the leading universities that train geology specialists. Also, it would be practical to build a metrology test site compliant with the present-day requirements to serve as a training and production center on the territory of the Russian Federation.

Методы опробования занимают одно из ведущих мест при изучении состава и свойств месторождений урана – как при получении измерительной информации для оценки и учета запасов в недрах, так и при изучении экологической обстановки на различных этапах освоения месторождений. Под термином "*опробование*" в широком смысле этого понятия обычно понимают *исследования состава и свойств компонентов окружающей природной среды (ОПС), основанные как на анализе предварительно отобранных геологических проб химическими или физическими методами в условиях полевых или стационарных лабораторий, так и на результатах измерений физических параметров in situ* (в условиях естественного залегания). При этом подход к измерениям при опробовании характеризуют две основные отличительные особенности:

– получение измерительной (числовой) информации основано на отборе проб компонентов литогенной сферы Земли;
– эталонная база средств измерений (СИ) практически полностью основана на стандартных образцах (СО), адекватно воспроизводящих условия измерений (*стандартный образец* – образец вещества (материала) с установленными по результатам испытаний значениями одной или более величин, характеризующих состав или свойство этого вещества (материала)).

Методы опробования удобно классифицировать следующим образом:

– *геологическое опробование* – отбор и подготовка проб горных пород, почв, подземных и поверхностных вод, донных отложений и газов с целью получения измерительной информации о физических свойствах и составе химических элементов и их соединений;
– *геофизическое опробование* – получение непосредственно в условиях естественного залегания измерительной информации о наличии в горных породах и рудах вредных для ОПС физических параметров или характеристик геофизических полей (таких, например, как поле силы тяжести, магнитное, электрическое, электромагнитное, радиоактивное и т.п.). Важной особенностью методов геофизического опробования является то, что они могут быть реализо-

ваны как в наземном, так и в каротажном и воздушном (дистанционном) вариантах.

Каждый вид опробования характеризуется присущей ему "глубинностью" или *представительностью*, т.е. объемом (массой) породы (среды), который участвует в сборе информации об исследуемом параметре объекта. Как правило, представительность геофизических методов опробования гораздо выше геологических.

Следует отметить, что в настоящее время чувствительность аналитических методов изучения состава проб позволяет улавливать сверхмалые содержания элементов. И связано это с тем, что аналитическая химия широко использует физические методы, основанные на атомной и молекулярной спектрометрии, на изотопной масс-спектрометрии, на явлениях радиоактивности, электрохимии и т.п. Однако это не избавляет от таких трудоемких операций, как отбор проб и пробоподготовка. И основной недостаток методов, основанных на предварительном пробоотборе – в их сравнительно малой представительности, в значительных природных вариациях элементосодержаний "от пробы к пробе", а также в том, что время, затрачиваемое на отбор проб и на пробоподготовку, зачастую на порядок превышает время на сам анализ. Противоречия между возможностью современных аналитических методов и случайным характером пробоотбора могут быть преодолены за счет строго регламентированных требований к методологии пробоотбора и пробоподготовки.

Что касается эталонной базы, которую используют при опробовании компонентов окружающей среды, то ее можно условно разделить на две группы. В первую группу следует отнести СО, которые призваны обеспечить *метрологию* при геологическом опробовании; вторую группу представляют все СО для организации метрологического обеспечения (МО) при измерении параметров ОПС в условиях естественного залегания – при геофизическом опробовании.

При геологическом опробовании СО используют только на окончательной стадии – при анализе вещества специально подготовленных проб. Такие СО обычно представляют собой однородные порошковые пробы заданной (известной) крупности и состава, их готовят из подлежащих анализу руд и используют для измерений состава методом компарирования, расходуя при этом часть СО. Отличительная особенность геофизических методов опробования заключается в том, что в качестве исходных образцовых средств измерений в основном выступают СО, конструкция, состав и свойства которых воспроизводят измерения параметров геофизических полей в "естественных" условиях.

На месторождениях урана, в условиях, когда трудно осуществить кондиционный выход керна при бурении скважин, геофизические методы опробования (в варианте каротажа) являются практически основными поставщиками измерительной информации о составе и свойствах пород продуктивного. К месторождениям, бурение которых с кондиционным выходом керна сопряжено с техническими трудностями и требует больших материальных затрат, относятся в первую очередь месторождения песчаникового типа, предназначенные для отработки подземным скважинным выщелачиваем (ПСВ). Возможности геофизических методов исследования скважин поистине огромны и в настоящее время их привлекают для решения следующих задач:

1. *Геотехнологические:* определение параметров рудных пересечений (мощность, содержание); определение глубины залегания рудных тел; литолого-фациальное расчленение разреза; определение эффективной мощности проницаемых пород продуктивного горизонта; определение коэффициентов фильтрации рудовмещающего горизонта; изучение распространения технологических растворов в разрезе скважины и в плане; изучение динамики выщелачивания урана в процессе отработки.
2. *Технические:* определение азимутальных отклонений и углов наклона скважины; определение истинного диаметра скважины; определение целостности обсадных колонн; определение интервала размещения фильтров и контроль правильности их установки; изучение приемистости фильтров; контроль цементации и качества гидроизоляции рудовмещающего горизонта; определение границ и качества гравийной обсыпки фильтровой зоны; оценка расхода технологических растворов в местах нарушения обсадной колонны.
3. *Экологические:* контроль над состоянием горных отвалов и хвостохранилищ; контроль над растеканием растворов в вышележащие водоносные горизонты; изучение динамики восстановления среды после завершения процесса отработки.

Виды и периодичность каротажа скважин зависят от типа месторождения, от условий их проведения, от этапа работ и от задач, которые необходимо решать на каждом этапе работ (поиски и разведка, эксплуатационная разведка, подготовка участка к эксплуатации, эксплуатация участка, ликвидация участка). Комплексы методов каротажа определяются задачами, соответствующими назначению скважин, и включают обязательные и дополнительные методы, состав которых определяется геолого-техническими параметрами конкретных месторождений, естественно – с учетом современных возможностей геофизических методов [1].

В качестве примера рассмотрим методы каротажа, которые используют на различных этапах работ при освоении месторождений песчаникового типа [4]. Естественно, что рекомендуемые ниже комплексы и виды каротажа могут быть дополнены или заменены – в зависимости от конкретных условий. Но в любом случае каротажные комплексы должны:

- включать набор методов, обеспечивающих однозначное и достоверное решение всех поставленных геологических задач;
- использовать отечественные СИ и методы, освоенные в отечественной практике;
- быть (по возможности) ориентированы на применение цифровой компьютеризированной каротажной техники;
- иметь метрологическое и программное обеспечения – для интерпретации результатов измерений.

***Поиски и разведку*** обычно проводят по определенной, установленной проектом сети разведочных геологических скважин. На этом этапе данные каротажа используют для оценки параметров к подсчету запасов урана в недрах и определения литолого-фильтрационных свойств пород продуктивного горизонта. Основной комплекс включает: *гамма-каротаж (ГК), каротаж методом мгновенных нейтронов деления (КНД-М), стандартный электрокаротаж (КС, ПС), инклинометрия (ИМ), кавернометрия (КМ)*.

***Эксплуатационная разведка*** выполняется по сгущенной сети разведочных геологических скважин и дополнительного бурения скважин по периферии рудных тел – для проектирования мест расположения технологических скважин. На этих стадиях для решения геологических задач обычно привлекают тот же комплекс стандартных методов каротажа, что и на этапе поисково-разведочных работ.

При ***подготовке участка к эксплуатации*** проводят каротаж следующим комплексом геофизических методов: *токовый каротаж (ТК) в обсадной колонне, индукционный каротаж (ИК), термометрия (ТМ), расходометрия (РМ*).

На этапе ***эксплуатации*** участка в каротажный комплекс входят: *ГК, КНД-М*, *ТК ИК, ТМ, РМ.*

На этапе ***ликвидации*** участка привлекают следующий каротажный комплекс: *ГК, КНД-М*, *ИК, РМ.*

***Гамма-каротаж*** проводится на всех этапах работ для определения параметров рудных тел – мощности и содержания урана.

Данные ***КНД-М*** используются для прямого определения урана (для определения суммарной поправки на нарушение радиоактивного равновесия и на отжатие радона); в определенных условиях по данным КНД-М можно определять свойства руд – влажность, объемную массу и глинистость.

***Стандартный электрокаротаж (КС, ПС)*** используется для литологического расчленения пород, выделения фациальных разностей проницаемых пород продуктивного горизонта, для определения границ верхнего, нижнего и промежуточных водоупоров и для расчетов послойных коэффициентов фильтрации продуктивной толщи.

***Инклинометрия*** проводится с целью определения истинного положения ствола скважины в пространстве.

***Кавернометрия*** проводится для определения истинного диаметра скважины в пределах рудного горизонта и определения поправки на поглощение гамма-излучения промывочной жидкостью.

***Токовый каротаж*** проводится в технологических скважинах, обсаженных полиэтиленовыми трубами – для определения целостности обсадной колонны и степени запесоченности фильтровой зоны.

***Индукционный каротаж*** проводится для контроля над растеканием технологических растворов по площади участка и за проникновением раствора выше водоупорного горизонта.

***Термометрия*** в комплексе с индукционным каротажем позволяет проследить распространение кислых растворов по горизонту и установить места порыва обсадной колонны.

***Расходометрию*** проводят для оценки потерь технологических растворов или их разубоживания пластовыми водами, для определения расхода жидкости по длине установленного фильтра, а также для определения объема поглощаемой или приточной жидкости через нарушения колонн и технические отверстия.

Из приведенного выше перечня методов каротажа на месторождениях урановых руд следует, что их можно условно разделить на *количественные* и *качественные*.

К числу "*количественных*" методов следует отнести те методы, которые призваны поставлять измерительную информацию о параметрах рудных интервалов с точностью, регламентируемой требованиями ГКЗ применительно к подсчету запасов урана в недрах. Это в первую очередь, ***радиометрические методы***, основанные на измерении характеристик полей *ионизирующих излучений*, сопровождающих ядерные реакции радиоактивного распада и деления – *гамма-каротаж* в интегральном режиме (ГК) и *каротаж мгновенных нейтронов деления* (КНД-М). Что касается "*качественных*" методов (их обычно обозначают термином ***общие методы***), набор которых зависит от типа месторождения и этапа работ, то к их числу следует отнести все перечисленные выше методы, кроме радиометрических. Отличительная особенность общих методов в том, что поставляемая ими измерительная информация строго не регламентирована нормативными документами по точности и (при необходимости) подлежит оценке в каждом конкретном случае. Но поскольку во всех случаях методы каротажа имеют дело с измерениями физических величин, это отнюдь не означает, что к "качественным" методам следует относиться как к второстепенным. И правильная организация измерений возможна только в том случае, если измерения будут проводиться в соответствии с предписаниями метрологии – как "науки об измерениях, методах и средствах обеспечения их единства и способах достижения требуемой точности" [2].

Исходными образцовыми средствами измерений радиометрических методов служат государственные стандартные образцы состава урановых рудных тел, пересеченных скважиной (ГСО СУРТ), которые предназначены для метрологического обеспечения гамма-каротажа (ГК), и государственные СО состава и свойств урановых рудных тел, (ГСО СОСВУРТ), предназначенные для МО метода КНД-М. Конструкция каждого экземпляра СО представляет собой герметичную емкость в виде правильного параллелепипеда (или цилиндра) со стороной основания (диаметром) 140±3 см и высотой 15±3 см. Стенки корпуса СО готовят из листового железа, толщиной от 2,5 до 5 мм. По центру емкости вдоль центральной ее оси устанавливают стальную трубу диаметром 100 мм с толщиной стенки 2,5±0,5 мм, которая имитирует скважину. Все швы емкости тщательно заваривают, а внутреннюю поверхность покрывают антикоррозийным составом (напр., гудроном). Емкость следует установить на бетонную подставку с основанием 140х140 см и высотой не менее 50 см с отверстием по диаметру отверстия в емкости. Подготовленную емкость

заполняют радиоактивным материалом насыпной плотностью (не менее 1,5 г/см$^3$). Аттестуемыми характеристиками таких СО являются массовые доли урана и радия в диапазоне 0,008–0,012% (в единицах равновесного урана), информационными – массовые доли тория (не более 2Ч10–4%) и калия (не более 0,3%), плотность, коэффициент влажности, эффективный атомный номер *Zэфф* и коэффициент приведения к нормальной среде $\overline{N}$:

$$Z_{эф} = \left[ \left( \sum_{(i)} p_i \frac{Z_i^{4,1}}{A_i} \right) \Big/ \left( \sum_{(i)} p_i \frac{Z_i}{A_i} \right) \right]^{1/3,1},$$

$$\overline{N} = 2 \left( \sum_{(i)} p_i \frac{Z_i}{A_i} \right) \Big/ \left( \sum_{(i)} p_i \right),$$

где $p_1$, $Z_i$, $A_i$ – соответственно массовая доля, атомный номер и атомная масса *i*-го элемента, входящего в состав руды. Дополнительно эти стандартные образцы могут быть аттестованы по мощности дозы (МЭД) гамма-излучения и использоваться для нужд радиоэкологии.

На основе таких СО в 80-х гг. прошлого столетия была построена Единая система метрологического обеспечения, которая обеспечила единство и требуемую точность ГК на предприятиях Министерства геологии СССР [3]. За последние десятилетия метрология радиометрических методов применительно к каротажным работам и к радиоэкогеологии пополнилась новыми исследованиями. В частности, получила дальнейшее развитие теория измерений, изготовлены и аттестованы в качестве государственных СО состава и свойств урановых рудных тел, предназначенные для МО метода КНД-М (ГСО СО-СВУРТ), появились аттестованные СО на основе рудных интервалов контрольно-поверочных скважин (КПС), СО-полигоны, проведены исследования по использованию малогабаритных СО, усовершенствованы СИ "качественных" методов каротажа и их метрологическое обеспечение, и т.д. В настоящее время эти новшества с успехом используются на предприятиях урановой отрасли Российской Федерации и Республики Казахстан. Следует отметить как положительный фактор, что многие предприятия урановой отрасли имеют в своем штатном составе инженеров-метрологов. Однако эти специалисты подчас испытывают в своей работе определенные трудности, поскольку не знакомы со спецификой геологических методов, которые используются геологами при поисково-разведочных и экогеологических исследованиях. Таких специалистов попросту не готовят. И вообще, Федеральным государственным образовательным стандартом 3-го поколения (утвержденным приказом Минобрнауки от 22 декабря 2009 г.) подготовка инженеров-метрологов в высших учебных заведениях не предусмотрена. В то же время, на круглом столе "Проблемы метрологического образования в России", который проходил 21 ноября 2013 г., заместитель директора Департамента государственной политики в области технического регулирования и обеспечения единства измерений Минпромторга России Н. Ю. Новиков заявил, что Минпромторг начал подготовку "Стратегии создания системы многоуровневого непрерывного образования специалистов-метрологов на период до 2025 г.", которая должна включать меры по развитию базовых кафедр и лабораторий в структуре ведущих образовательных учреждений высшего образования. В связи со сложившейся ситуацией представляется целесообразным поднять вопрос о создании в ведущих ВУЗах страны, готовящих специалистов-геологов, кафедры метрологии и стандартизации. А в качестве учебно-производственной базы создать на территории РФ базовый метрологический полигон, оснастив его для МО количественных методов стандартными образцами, изготовленными в соответствии с современными требованиями, а также средствами измерений – для калибровки СИ, используемых для качественных методов.

***Литература***


1. *Методические рекомендации ГКЗ РФ по применению и Классификации запасов месторождений и прогнозных ресурсов твердых полезных ископаемых. Радиоактивные металлы. – Утверждены распоряжением МПР России от 05.06.2007 г. № 37-р.*
2. *РГМ 29–99. ГСИ. Метрология. Основные термины и определения.*
3. *Система метрологического обеспечения и стандартизации радиометрии при изучении состава естественных радиоактивных элементов в горных породах и рудах и поверхностного загрязнения радионуклидами искусственного происхождения : сборник нормативных документов / И.М. Хайкович, А.С. Серых и др. – СПб. : Рудгеофизика, 1991. – 251 с.*
4. *Хайкович И.М., Язиков В.Г. Каротаж при изучении и освоении месторождений урана : учебное пособие. – Томск : Изд-во Томского политехнического университета, 2015. – 157 с.*

# РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ И УРАН В УГЛЯХ РАКОВСКОЙ ВПАДИНЫ, ЮЖНОЕ ПРИМОРЬЕ

И.Ю. Чекрыжов[1], В.В. Середин[2], С.И. Арбузов[3]

[1]Дальневосточный геологический институт ДВО РАН, Владивосток, Россия
[2]Институт геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии РАН, Москва, Россия
[3]Томский политехнический университет, Томск, Россия

# RARE-EARTH ELEMENTS AND URANIUM IN COALS OF RAKOVSKAYA DEPRESSION, SOUTHERN PRIMORYE

U.Yu. Chekryzhov[1], V.V. Seredin[2], S.I. Arbuziov[3]

[1]Far East Geological Institute FEB RAS, Vladivostok, Russia
[2]Institute of Geology of Ore Deposits, Petrography, Mineralogy and Geochemistry RAS, Moscow, Russia
[3]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Раковская угленосная впадина, расположенная вблизи г. Уссурийска представляет собой одну из нескольких десятков кайнозойских отрицательных структур Приморья, сформировавшихся в этап рифтогенного развития этого региона. Несмотря на относительно небольшие размеры (12Х8 км), эта впадина вмещает значительные (220 млн т) ресурсы бурого угля. Наряду с твердым топливом в Раковской впадине обнаружены месторождения и рудопроявления урана, германия и редкоземельных элементов (РЗЭ), залегающие как в угольных пластах, так и вмещающих их слаболитифицированных кайнозойских отложениях, а также в кристаллических породах фундамента и обрамления впадины.

Изучение ураноносности Раковской впадины началось еще в конце 1950-х (А.К. Мигута, 1966) и затем было продолжено партией № 97 ПГО "Таежгеология" под руководством А.А. Коковкина в конце 1970-х – начале 1980-х гг., параллельно с детальной разведкой запасов угля (В.Е. Осыка и др., 1983). В результате этих работ во впадине была выявлена целая серия урановых рудных тел, которые в совокупности рассматриваются как Раковское месторождение урана. Краткие сведения об урановой минерализации появились в печати только в последние годы [2, 3]. Данные о германиеносных углях изложены в работах [1, 4]. Сжатая информация о РЗЭ-минерализации в углях этой впадины ранее приводилась в публикациях [5, 7].

Нами было изучено распределение РЗЭ и U в 16 пробах, отобранных в двух сечениях пласта III (мощность 3,5), на Раковском месторождении. Определение РЗЭ в золах углей и углевмещающих породах выполнено в Ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии Национального исследовательского Томского политехнического университета (ЯГЛ ТПУ) (исполнитель А.Ф. Судыко). Облучение проб нейтронами производилось на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т научно-исследовательского института ядерной физики ТПУ. Для определения содержания использовали метод инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) из навески 100 мг для золы угля и углевмещающих пород. Результаты определения зольности и содержания семи РЗЭ и ряда других элементов-примесей приведены в таблице 1. Для девяти проб выполнено параллельное определение полного комплекса РЗЭ в золе угля масс-спектрометрическим методом с индуктивно связанной плазмой (ICP MS) в Институте проблем технологии микроэлектроники и особо чистых материалов РАН, г. Черноголовка (исполнитель В.К. Карандашев)

Анализ полученных данных позволил сделать следующие выводы.

1. Концентрации РЗЭ почти во всех изученных пробах пласта III Раковского месторождения превышают их обычные содержания в подобных породах. Средние содержания РЗЭ в золах углей пласта III, рассчитанные с учетом неопределенных лантаноидов и иттрия, составляют: 0,14% (сечение 1) и 0,22% (сечение 2), что позволяет рассматривать отходы сжигания таких углей как потенциальное сырье для попутного получения этих ценных и дефицитных металлов. Кроме того, угли Раковского месторождения аномально обогащены ураном, средние содержания которого в золе угля составляют: 540 (сечение 1) и 62 г/т (сечение 2). Это очевидно связано с развитием урановой минерализации в подстилающих угольные пласты кайнозойских терригенных отложениях и породах палеозойского фундамента Раковской впадины [3].
2. Распределение РЗЭ в профиле изученных сечений металлоносного пласта Раковского месторождения неодинаково (рис. 1). В сечении 1 отмечается аномальное накопление тяжелых РЗЭ в прикровельной части пласта, в то время как для легких лантаноидов и урана это не характерно. Более того, для урана характерно обратное иттербию распределение с уменьшением содержаний от подошвы к кровле пласта. Это может указывать на отсутствие связи между накоплением в углях радиоактивных и редкоземельных металлов. Такая закономерность была отмечена нами ранее на примере металлоносных углей Ванчинской впадины [6]. Вариации содержаний РЗЭ-элементов в данном сечении не коррелируют с изменениями зольности опробованных интервалов. В сечении 2, напротив, наблюдается хорошая корреляция содержаний с зольностью проб. Это может свидетельствовать о функционировании разных механизмов поступления этих металлов в угли Раковс-

*Таблица 1.Содержание РЗЭ и других элементов-примесей в золах углей и вмещающих породах Раковского месторождения, г/т*

| Сечение | 1 | | | | | | | | | | | 2 | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| № Пробы | 949 | 949/1 | 949/2 | 949/3 | 949/4 | 949/5 | 949/6 | 949/7 | 949/8 | 949/9 | 949/10 | рп-505 | рп-506 | рп-507 | рп-508 | рп-509 |
| Порода | песчаник | уголь | уголь | уголь | уголь | уголь | уголь | уголь | уголь | уголь | алевролит | уголь | уголь | уголь | уголь | уголь |
| La | 20,5 | 544,7 | 425,0 | 378,6 | 69,8 | 338,1 | 379,2 | 380,8 | 177,8 | 249,1 | 71,3 | 399,0 | 405,0 | 510,0 | 543,0 | 173,0 |
| Ce | 37,1 | 609,7 | 230,6 | 497,0 | 94,3 | 501,5 | 529,7 | 525,8 | 301,9 | 412,3 | 135,6 | 745,0 | 756,0 | 886,0 | 912,0 | 328,0 |
| Nd | 10,9 | 222,2 | 54,0 | 197,5 | 33,6 | 178,2 | 193,5 | 236,3 | 105,3 | 182,4 | 45,4 | 382,0 | 388,0 | 419,0 | 415,0 | 171,0 |
| Sm | 2,4 | 45,0 | 12,0 | 40,0 | 6,5 | 34,6 | 30,0 | 35,1 | 26,4 | 41,5 | 9,3 | 92,3 | 93,8 | 95,0 | 91,0 | 42,0 |
| Eu | 0,3 | 5,3 | 3,9 | 4,3 | 1,1 | 4,6 | 5,6 | 7,7 | 5,8 | 12,7 | 1,6 | 11,2 | 11,8 | 10,8 | 8,6 | 4,9 |
| Tb | 0,3 | 14,9 | 6,3 | 12,0 | 1,9 | 9,6 | 12,4 | 14,1 | 9,2 | 21,5 | 1,3 | 12,3 | 11,2 | 12,9 | 10,6 | 7,7 |
| Yb | 2,3 | 46,9 | 27,6 | 39,5 | 11,0 | 40,4 | 36,9 | 46,8 | 35,2 | 101,9 | 6,4 | 31,5 | 26,1 | 29,5 | 26,2 | 21,6 |
| Lu | 0,2 | 4,6 | <0,1 | 3,3 | 1,0 | 3,8 | 3,2 | 4,4 | 3,9 | 11,4 | 0,7 | 4,4 | 3,6 | 4,0 | 3,6 | 3,1 |
| Sc | 4,2 | 31,7 | 23,6 | 40,4 | 12,4 | 50,8 | 32,9 | 33,9 | 15,5 | 49,1 | 13,8 | 32,6 | 28,0 | 34,5 | 32,4 | 32,2 |
| Cr | 19,5 | 121,9 | 122,0 | 166,0 | 36,4 | 128,0 | 120,7 | 104,2 | 58,0 | 131,6 | 42,6 | 78,0 | 62,0 | 90,0 | 82,0 | 97,0 |
| Co | 1,5 | 21,6 | 55,9 | 33,0 | 13,2 | 29,0 | 93,0 | 86,8 | 40,3 | 86,8 | 15,1 | 21,0 | 13,0 | 21,0 | 18,0 | 11,0 |
| Sr | 108 | 1538 | 1388 | 629 | <150 | 721 | 815 | 660 | 346 | 547 | <150 | 500 | 300 | 350 | 500 | 350 |
| Cs | 3,3 | 1,2 | 3,4 | 5,5 | 18,2 | 8,2 | 7,5 | 10,1 | 15,7 | 12,8 | 17,1 | 16,0 | 17,0 | 12,0 | 8,0 | 15,0 |
| Ba | 267 | 4152 | 1699 | 2491 | 375 | 1825 | 2159 | 1993 | 831 | 1359 | 374,2 | 2000 | 1000 | 2000 | 2000 | 2000 |
| Hf | 8,5 | 7,9 | 6,2 | 34,6 | 6,1 | 49,6 | 7,0 | 8,4 | 4,7 | 6,6 | 6,4 | 7,6 | 6,5 | 7,1 | 9,5 | 9,3 |
| Ta | 6,5 | 3,9 | <0,1 | 8,6 | 7,0 | 13,1 | 1,5 | 3,8 | 2,3 | 3,9 | 2,3 | 1,9 | 1,7 | 2,0 | 2,0 | 2,5 |
| Th | 7,9 | 54,7 | 20,8 | 45,4 | 34,5 | 48,4 | 77,1 | 150,8 | 33,9 | 73,1 | 2,3 | 117,0 | 96,0 | 135,0 | 139,0 | 90,0 |
| U | 10,9 | 697,0 | 2525,5 | 795,2 | 242,7 | 443,2 | 809,9 | 584,1 | 117,2 | 382,3 | 8,3 | 70,0 | 39,0 | 74,0 | 80,0 | 60,0 |
| $A^d$,% | 87,9 | 4,5 | 5,7 | 4,9 | 26,2 | 10,5 | 6,9 | 8,1 | 13,9 | 7,2 | 92,7 | 24,3 | 31,7 | 20,0 | 16,5 | 22,8 |
| Th/U | 0,7 | 0,1 | 0,01 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,3 | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 1,7 | 2,5 | 1,8 | 1,7 | 1,5 |
| La/Yb | 8,9 | 11,6 | 15,4 | 9,6 | 6,3 | 8,4 | 10,3 | 8,1 | 5,1 | 2,4 | 11,1 | 12,7 | 15,5 | 17,3 | 20,7 | 8,0 |

Примечание: $A^d$ – зольность угля на сухую массу, %.

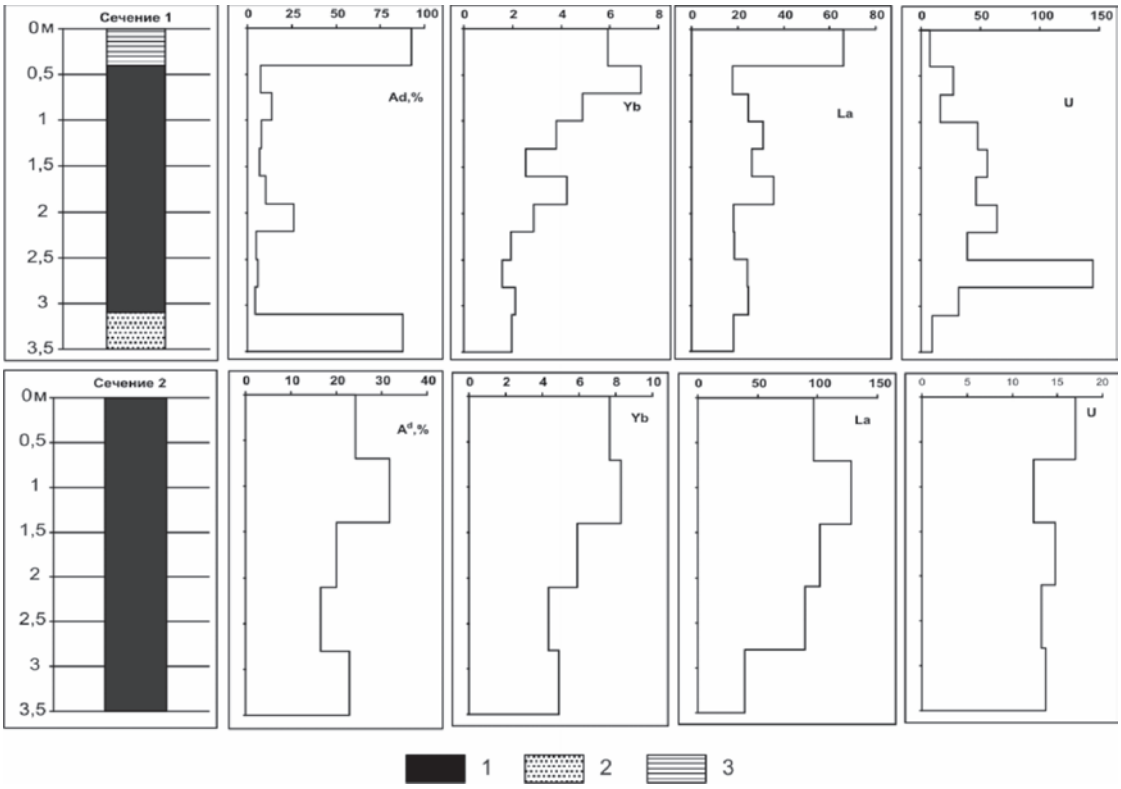



***Рис 1.*** *Распределение зольности и содержания La, Yb и U (г/т) в изученных сечениях Раковского месторождения: 1 – уголь, 2 – песчаник, 3 – алевролит*

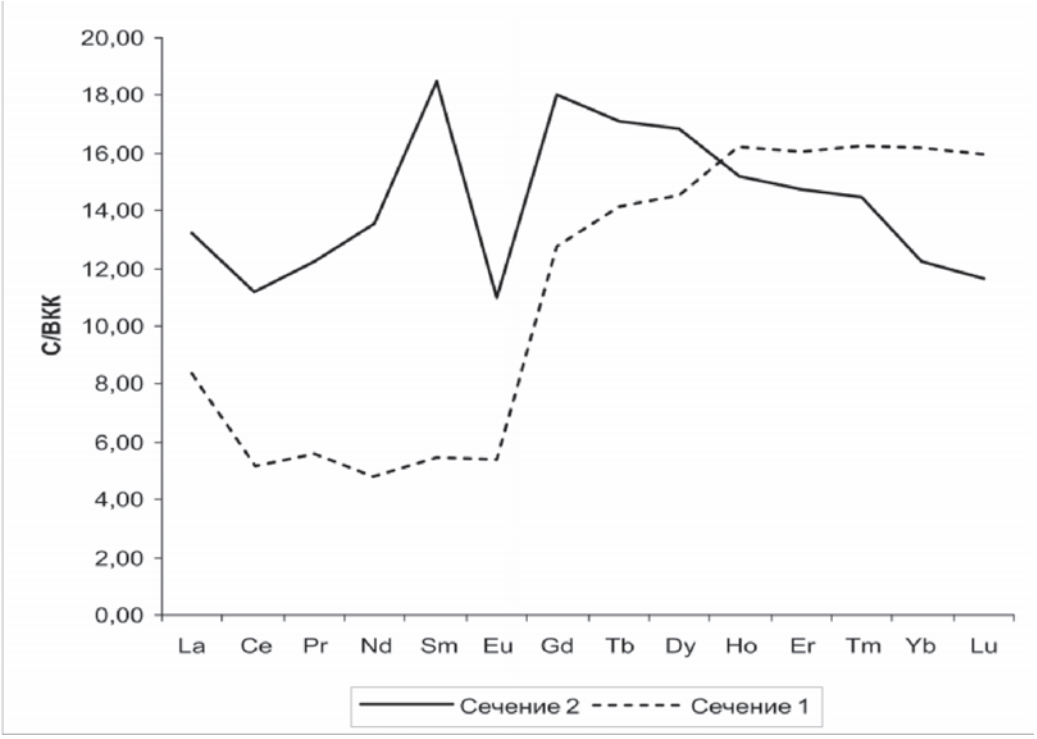



***Рис. 2.*** *РЗЭ-спектры зол углей Раковского месторождения. Нормировано на среднее содержание РЗЭ в верхней континентальной коре*

кого месторождения: в растворенной форме с минерализованными водами – гидрогенный тип (сечение 1) и при твердофазном привносе с терригенной взвесью – терригенный тип (сечение 2). На разную природу накопления РЗЭ в изученных сечениях указывает и торий-урановое отношение. В первом сечении оно аномально низкое, типичное для гидрогенного или средне-низкотемпературного гидротермального оруденения, а во втором – высокое, нормальное для большинства терригенных осадочных пород. На терригенный характер накопления РЗЭ в углях сечения 2 указывают и другие факты; аномально высокое содержание тория и высокое лантан-иттербиевое отношение.

3. РЗЭ-спектры зол углей, отнесенных к разным типам по характеру привноса этих металлов, сильно отличаются (рис. 2). Золы углей из сечения 1 резко обогащены тяжелыми лантаноидами, в то время как золы углей сечения 2 характеризуются аномальным накоплением элементов середины лантаноидного ряда и глубоким европиевым минимумом. Последнее указывает на то, что источником РЗЭ, в случае сечения 2 являлись граниты, слагающие северный фланг и фундамент месторождения.
4. На Раковском месторождении установлены четыре угольных пласта рабочей мощности. Группа верхних пластов (III и IV) отрабатывается как энергетическое сырье. В связи с наличием в составе пласта III аномалий РЗЭ необходимо изучение вопроса по возможности промышленной утилизации золы угля, содержащей аномальные концентрации группы высоколиквидных ценных металлов. На первом этапе необходимо проведение комплекса работ по изучению закономерностей распределения и оценке ресурсов ценных металлов в пластах III и IV.

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержке ДВО РАН (проект 15-I-2–070) и РФФИ (проект РФФИ-ГФЕН 16–55–53122).*

***Литература***

1. *Редкометалльно-угольные месторождения Приморья / В.И. Вялов, Е.В. Кузеванова, П.А. Нелюбов и др. // Разведка и охрана недр. – 2010. – № 12. – С. 53–57.*
2. *Горошко М.В., Малышев Ю.Ф., Кириллов В.Е. Металлогения урана Дальнего Востока России. – М. : Наука, 2006. – 372 с.*
3. *Коковкин А.А. Эндогенные уран-полиэлементные рудообразующие системы в рифтогенных структурах юга Дальнего Востока России // Отечественная геология. – 2006. – № 2. – С. 5–12.*
4. *Седых А.К. Кайнозойские рифтогенные впадины Приморья. – Владивосток : Дальнаука, 2008. – 248 с.*
5. *Середин В.В. Металлоносность углей: условия формирования и перспективы освоения // Угольная база России. – М. : Геоинформмарк, 2004. – Т. 4. – С. 453–519.*
6. *Середин В.В., Чекрыжов И.Ю. Рудоносность Ванчинского грабена (Приморье) // Геология рудных месторождений. – 2011. – Т. 53, № 3. – С. 230–249.*
7. *Seredin, V.V., Finkelman R.B. Metalliferous coals: A review of the main genetic and geochemical types // Int. J. Coal Geol. – 2008. – Vol. 76 (4). – P. 253–289.*

# РАДОН В ГАЗАХ НЕРОБИНСКОГО ИСТОЧНИКА УГЛЕКИСЛЫХ МИНЕРАЛЬНЫХ ВОД (ПРИМОРЬЕ)

Г.А. Челноков[1], И.В. Брагин[1], Харитонова Н.А.[2]

[1]Дальневосточный геологический институт ДВО РАН, Владивосток, Россия, geowater@mail.ru
[2]Московский государственный университет им. Ломоносова, Ленинские горы 1, Москва, Россия, tchenat@mail.ru

# RADON IN GASES OF THE NEROBINSKY SPRING OF MINERAL WATERS (PRIMORYE)

G.A. Chelnokov[1], I.V. Bragin[1], N.A. Kharitonova[2]

[1]Far East Geological Institute, Far East Branch RAS, geowater@mail.ru
[2]Moscow State University, Moscow, Russia, tchenat@mail.ru

The results of measurement of subsoil radon and radon in associated gases of the Nerobinsky high $pCO_2$ mineral water spring have shown abnormally high concentration of Rn-222 and Th. The most probable source of radon is granite intrusion within the limits Nerobinsky spring is located.

Условия формирования углекислых минеральных вод Приморского края на протяжении многих лет привлекают большое внимание медицинских работников, гидрогеологов и геохимиков (Вартанян, 1977; Лучанинова, 1992; Челноков, 1997; Чудаева, 1999, Чудаев 2003, Харитонова 2012; Челноков, 2015 и др.), однако и в настоящее время до конца не изучены и оставляют исследователям много вопросов. Одним из таких “белых пятен” остается радиоактивность подземных вод и газов. В настоящем исследовании приведены результаты измерения эксгаляций подпочвенного радона, а также радона в составе сопутствующих газов на источнике углекислых минеральных вод Неробинский, которые показали, что совместно с углекислым газом к поверхности поступает радон и торон в аномально высоких концентрациях.

Источник углекислых минеральных вод Неробинский

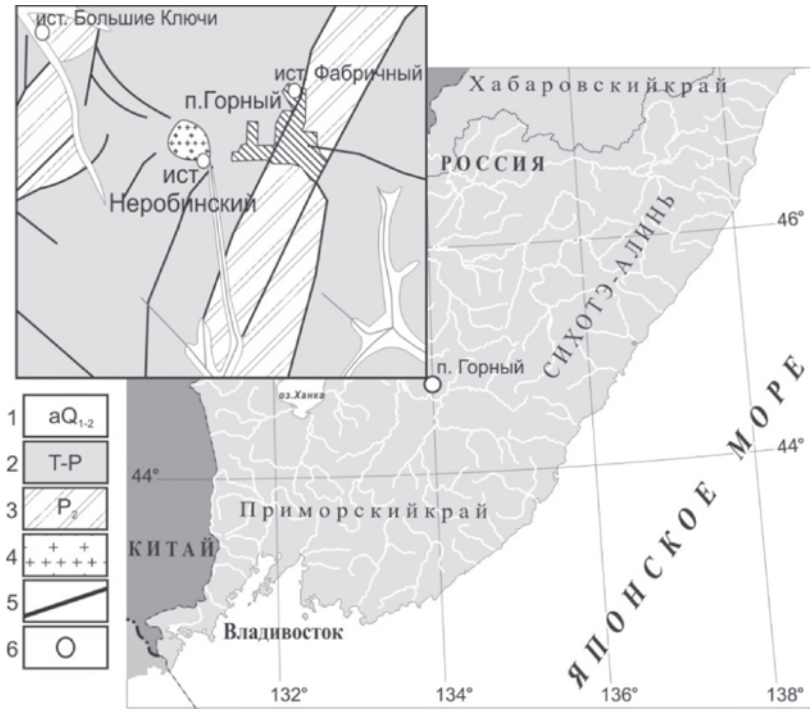



***Рис. 1.*** *Обзорная геологическая карта Неробинского источника углекислых минеральных вод, из [7] с изменениями. Условные обозначения: 1 – четвертичные аллювиальные отложения; 2 – терригенные отложения перми-триаса; 3 – эффузивно-осадочные породы перми; 4 – верхнемеловые гранитные интрузии; 5 – разломы; 6 – источники минеральных вод и их названия*

расположен в Кировском районе Приморского края, на окраине п. Горный и входит в состав Шетухинской группы углекислых минеральных вод западного Сихотэ-Алиня [2, 4] (рис. 1). Вода источника используется местным населением, артелями лесорубов и туристами для питья. В 60–70-е гг. прошлого столетия в 200 м от источника разрабатывалось россыпное месторождение касситерита [2].

В геологическом строении района принимают участие породы от палеозоя до кайнозоя. Наибольшее площадное распространение имеют верхнепермские туфы и туфоалевролиты [1, 2]. Триасовые отложения представлены разнозернистыми песчаниками с прослоями гравелитов и конгломератов и выходят на поверхность в долинах рек. Интрузии кислого и среднего состава имеют верхнемеловой возраст. Многочисленны разломы сбросового характера северо-восточного направления, к которым и приурочены выходы большинства углекислых вод Шетухинской группы.

Выход Неробинского источника находится в зоне разуплотнения пород, связанной с разломом, по которому заложена долина небольшого ручья. Водовмещающие породы представлены аллювиальными четвертичными грубообломочными отложениями, трещиноватыми алевролитами, песчаниками триаса на контакте с гранитами.

Гидрогеохимия источника наиболее полно описана в работах [2, 7, 8]. Однако газовый состав, а тем более радиоактивность источника ранее не анализировались и не измерялись.

Дебит источника составляет 0,1–1,0 л/с и варьирует в зависимости от сезона года. Дно и стенки приямка и трубы покрыты налетом гидроокислов железа, вода сильно газирует. Температура воды +7 °С. По составу минеральные воды источника гидрокарбонатные кальциевые, углекислые, железистые, кремнистые. Минерализация воды невысокая (0,3 г/л), характеризуется слабокислыми значениями среды pH 5,1–5,2 и окислительными условиями Eh +92…+400 мВ. Установлены аномально высокие для углекислых минеральных вод Приморского края содержания мышьяка (122 мкг/л), алюминия (2,2 мг/л), марганца (1,2 мг/л), цинка (0,7 мг/л), железа (25 мг/л), фтора (2,6 мг/л) и нитратов (96,6 мг/л). Содержания урана составляют 0,15–0,39 мкг/л, а тория 0,003–0,015 мкг/л. Отметим, что наибольшие содержания Th – 0,24 мкг/л в воде Неробинского источника приводятся в монографии О.В. Чудаева [8], что является максимальным значением для минеральных вод Приморья. Однако в целом значения урана и тория в минеральных водах Приморья низкие, а их соотношения характеризуются химическими особенностями этих элементов в воде.

В мае-июне 2015 г. нами были проведены замеры объемной активности (ОА) Rn-222 и торона в сопутствующих газах минерального источника и почвенного радона на расстоянии 50 м от источника. Измерения проводились с помощью радиометров радона Sirad MR-106N и сейсмической радоновой станцией СРС-05 (НТМ-Защита, г. Москва). Измерение ОА радона-222 и количества распадов $^{216}$Po (ThA) радоновой станции ос-

*Таблица 1. Изотопно-геохимические характеристики Неробинского источника*

| Источник | U | Th | $^{18}O$ | D | T | $CO_2$ | $Rn_{ист}$ | $Tn_{ист}$ | $Rn_{почв}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Ед. изм. | мкг/л | мкг/л | %VSMOW | %VSMOW | ТЕ | Объ.% | кБк/м$^3$ | Имп. | Бк/м$^3$ |
| | Вода | | | | | Газ | | | |
| Неробинский | 0,16 | 0,003 | –14,6 | –97,2 | 7,2 | 94,1 | 334 | 930 | 136 |

новано на электростатическом осаждении положительно-заряженных ионов $^{218}Po$ (RaA) и $^{216}Po$ (ThA) из отобранной пробы воздуха на поверхность полупроводникового детектора с помощью высокого положительного потенциала, поданного на электрод измерительной камеры. Активность радона-222 определяется соответственно по количеству зарегистрированных альфа- частиц при распаде RaA альфа-спектрометрическим методом (с сохранением альфа-спектра). Диапазон измерения ОА радона-222 от 20 до 50000 Бк/м$^3$. Диапазон измерений количества распадов $^{216}Po$ (ThA) от 1 до 999. Пределы допускаемой основной относительной погрешности измерения ОА радона-222 и количества распадов $^{216}Po$ (ThA) не превышают ±30% при доверительной вероятности 0,95. Параллельно по стандартным методикам проводилось гидро- и газогеохимическое опробование. Полученные изотопно-геохимические результаты представлены в таблице 1. Измерения растворенного радона не проводились ввиду отсутствия на тот момент необходимого оборудования. Тем не менее, проба воды, отобранная из источника по прошествии 36 часов, показала ОА радона на уровне 283–250 Бк/м$^3$, что намного меньше нормируемых значений.

Изотопные характеристики Неробинского источника показывают, что воды имеют атмосферное происхождение (табл. 1), а время их взаимодействия с водовмещающими породами по результатам анализа на тритий не превышает 50 лет. Фоновое значение трития для атмосферных осадков Приморья составляет 13 ТЕ [4]. Высокая скорость циркуляции имеет свое отражение и в низких значениях минерализации (при слабокислом pH воды), и в окислительно-восстановительных условиях водной среды. Таким образом, мы можем характеризовать углекислые минеральные воды как воды неглубокой циркуляции.

По результатам анализа свободного газа источника, который был отобран методом вытеснения, газ представлен на 94,1 об.% углекислым газом и азотом 5,8 об.%. Отметим, что содержание азота для различных источников Шетухинской группы может достигать 25% от объема.

Для замеров ОА радона в сопутствующих газах источника был сконструирован пробоотборник в виде воронки, которая погружалась в воду источника и накрывала каналы дегазации. После 30 мин продувки к воронке подсоединяли детекторную часть радиометра СРС-05. Прибор был запрограммирован на измерение радионуклидов с сохранением всех результатов измерений с интервалом 1 раз в 60 мин, а также автоматически измерял температуру, относительную влажность и атмосферное давление.

Полученные результаты показали, что ОА эманаций радона варьируют от 20170 до 360817 Бк/м$^3$. Замеры почвенного радона на расстоянии 50 м от источника также показали значения не ниже 119 Бк/м$^3$ (среднее 136 Бк/м$^3$). Однако наибольшее внимание вызывает торон, эманации которого достигали 930 распадов. Значительные концентрации короткоживущиего торона (ппр. 55,6 с) могут говорить о том, что источник радионуклидов находится на небольшой глубине. Так или иначе, возникает вопрос о транспорте радона и торона к поверхности. Исследования фоновых и аномальных концентраций радона на месторождениях термоминеральных вод о. Сахалин [6] выявили связь между величинами ОА радона и типом сопутствующего газа (т.н. газа носителя: $CO_2$, $CH_4$, $N_2$). Так, наибольшая активность радона присуща свободным газам представленным $CO_2$ и азотом. Зарубежные исследования в этой области [9] также показывают, что одним из путей поступления радона к поверхности служит поток $CO_2$. Рассматривая возможные варианты корреляций потоков $CO_2$ и Rn-222, исследователи допускают, что скорости потока глубинного $CO_2$ по зонам разуплотнения могут достигать величин 0,1–1 м/с. При таких скоростях радон может поступать к поверхности из глубоких горизонтов в течение нескольких дней. В нашем случае данное предположение не подтверждается, вследствие наличия значительных концентраций короткоживущего торона. С другой стороны, концентрации урана и тория в минеральных водах источника низкие, что может указывать на отсутствие контакта воды с радиогенными минералами. Наиболее вероятным источником радона остается гранитная интрузия, к контакту с которой приурочен выход источника. Исследование гранитного массива на содержание урана и тория является задачей наших ближайших исследований.

Положительным в данном случае является то, что на территории Неробинского источника не имеется никаких надстроек и радиоактивный газ свободно развеивается ветром по распадку. Однако высокие значения почвенного радона могут быть признаком того, что в домах п. Горный могут накапливаться опасные для здоровья концентрации газа. Напомним, что энергия альфа – частиц колеблется от 5,48 до 7,68 МэВ, что обусловливает их активное воздействие на биологические ткани внутренних органов человека, и при ОАР 8000 Бк/м$^3$ человеку в помещении находиться нельзя.

Проведенные исследования позволили обнаружить аномальную природную зону, характеризующуюся высокими значениями объемной активности радона. И если химический состав подземных минеральных вод зависит как от пород, в которых они циркулируют, так и от длительности их контакта с ними, то радиоактивность

сопутствующих газов отражает глубинное строение геологических структур, к верхним частям которых приурочены подземные воды. Бесконтрольное использование минеральных вод Неробинского источника может представлять опасность без дальнейшего радиационного изучения.

*Работа выполнена при поддержке грантов Российского фонда фундаментальных исследований № 14–05–00243А и № 14–05–00171А.*

***Литература***


1. Бурдэ А.И. Геология и полезные ископаемые района Кировского и Распашного месторождений / Приморское геологическое управление. – Владивосток, 1956. – 217 с.
2. Гидрогеология СССР. – М. : Недра, 1969. – Т. 25 (Приморский край). – 520 с.
3. Лучанинова В.П., Каргина А.П., Рудич В.В. Минеральные воды Приморского края и их использование // Вестник ДВО РАН. – 1992. – № 3–4. – С. 125–129.
4. *Изотопный состав природных вод юга Дальнего Востока России / Н.А. Харитонова, Г.А. Челноков, И.В. Брагин и др. // Тихоокеанская геология. – 2012. – Т. 31, № 2. – P. 75–86.*
5. Челноков А.Н. Подземные минеральные воды Приморья (распространение, ресурсы и особенности формирования) : дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Владивосток, 1997. – 165 с.
6. Челноков Г.А., Жарков Р.В., Брагин И.В. Гидрогеохимический мониторинг Синегорского месторождения и связь с сейсмическими событиями на о. Сахалин // Вулканизм и связанные с ним процессы : сб. трудов научной конференции. – Петропавловск-Камчатский, 2016. – С. 311–317.
7. Минеральные воды Приморья (химический аспект) / В.А. Чудаева, О.В. Чудаев, А.Н. Челноков и др. – Владивосток : Дальнаука, 1999. – 160 с.
8. Чудаев О.В. Состав и условия образования современных гидротермальных систем Дальнего Востока России. – Владивосток : Дальнаука, 2003. – 213 с.
9. Girault F., Perrier F. The Syabru-Bensi hydrothermal system in Central Nepal. Part II. Modelling and significance of the radon signature // J. of Geoph. Res.: Solid Earth. – 2014. – P. 4056–4086.


# ОПЫТ ПРОВЕДЕНИЯ РАБОТ ПО ОБСЛЕДОВАНИЮ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ И РЕАБИЛИТАЦИИ ТЕРРИТОРИЙ ВБЛИЗИ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ

В.А. Чечеткин, А.И.Григорьев, М.О. Степанов, С.А. Кургуз

Лаборатория радиационного контроля
"ШАНЭКО Сибирь – филиал АО "ГК ШАНЭКО" в г. Красноярске, Россия, chechetkin_v@mail.ru, tamalexros@mail.ru

# EXPERIENCE OF REALIZATION OF WORKS ON THE INSPECTION OF RADIATION SITUATION AND REHABILITATIONS OF TERRITORIES NEAR THE SETTLEMENTS OF THE KRASNOYARSK REGION

V.A. Chechetkin, A.I.Grigoryev, M.O. of Stepanov, S.A. Kurguz

Laboratory of Radiation Control
"SHANECO Siberia" – JSC "SHANEKO Group" Branch in Krasnoyarsk, Russia

The central and south districts of the Krasnoyarsk Region are characterized by the raised natural radio-activity. On these territories the overwhelming quantity of the anomalies caused by a high content natural radionuclides in rocks is concentrated. The overwhelming part them is objects of the former exploration and production of mountain materials since the USSR. . In the report examples of productive cooperation between regional administration, service of Rospotrebnadzor, laboratories of radiation control on rehabilitation of such abnormal sites are given. The results of the reconnaissance study of the radiation situation in the territory of the Caucasian village of Minusinsk district . On the territory of the village identified areas with high concentrations of uranium series radionuclides formed in the exploration and exploitation of uranium deposits. Obtain information characterizing radon danger major residential areas of the village. Studies have shown that in rural areas it is necessary to conduct further investigations residential area, to eliminate the detected anomalies within the village and restrict access of local people to the abandoned dumps and mines of the former mine.

Центральные и южные районы Красноярского края характеризуются повышенной как природной, так и техногенной радиоактивностью. На этих территориях сконцентрировано подавляющее количество аномалий, обусловленных высоким содержанием природных урана, тория и радия в горных породах, а также загрязнением техногенными радионуклидами. Подавляющая часть их является объектами бывшей разведки и добычи горных материалов еще со времен СССР, преимущественно в 40–50-е гг., а также последствиями чрезвычайных ситуаций на Горно-химическом комбинате (ГХК) с середины 60-х гг. прошлого века. Не редки случаи, когда подобные объекты располагались или были локализированы в непосредственной близости от населенных



***Рис. 1.*** *Вид рудного отвала участка "Согренский" у п. Усть-Ангарск со стороны причала: слева " осень 2006 г.; справа – состояние (сентябрь 2010 г.) после выполнения защитных мероприятий ООО "Квант"*

пунктов и после окончания масштабной геологоразведки или добычи (или образования загрязненных участков в период эксплуатации реакторов на ГХК) не подвергались какой либо консервации или другим работам, направленным на ограничение радиационного воздействия на население. Можно привести множество примеров. Например, бывшее урановое месторождение у п. Усть-Ангарск в городском округе г. Лесосибирска, рудопроявления на территории перспективной застройки мкрн. "Северный" в г. Минусинске, аномалии техногенного загрязнения поймы р. Енисей у с. Большой Балчуг Сухобузимского района, с. Момотово Казачинского района, о. Городской в г. Енисейске, дражный отвал месторождения монацитового песка у п. Таежный в Канском районе и т.д.

Начиная с 90-х гг., эти и другие объекты стали появляться в поле зрения краевой службы Госсанэпиднадзора, на базе которой позже был организован Региональный радиологический центр (РРЦ, ныне "Сибирский межрегиональный радиологический центр"), и, как следствие " в поле зрения и краевой администрации. Первыми результатами совместной работы краевых властей и специалистов РРЦ стали реабилитация судового пирса в п. Стрелка, при строительстве которого частично использовался радиоактивный щебень с рудного отвала у п. Усть-Ангарск, а также масштабные работы по оценке радоноопасности территории жилой застройки в с. Атаманово Сухобузимского района [1, 3], в результате чего жители четырех наиболее неблагополучных квартир были отселены.

Более плотным и результативным сотрудничество между краевой администрацией, службой Роспотребнадзора, лабораториями радиационного контроля (ООО "Геола", ФБУЗ "Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае") и специализированным предприятием ООО "Квант" (единственная в Красноярском крае организация, специализирующаяся на работах по устранению последствий радиационных аварий, дезактивации и реабилитации территорий, комплексному выводу из эксплуатации объектов ядерного-топливного цикла) началось примерно с 2006 г., когда начали реализовываться многолетние адресные масштабные работы по изучению радиационной обстановки на территориях ряда населенных пунктов в крае. Первыми практическими результатами такой совместной деятельности стали работы по обследованию и выполнению защитных мероприятий на территории самого п. Усть-Ангарск и на рудных отвалах участков "Клин" и "Согренский" [2, 4] вблизи поселка (рис. 1). Другими знаковыми результатами являются также детальное радиационное обследование и реабилитация территории перспективной застройки микрорайона "Северный" в г. Минусинске к 2011 году [5], а также работы по выполнению защитных мероприятий на о. Городской в г. Енисейск (изыскания выполнялись ООО "Геола", и "ШАНЭКО Сибирь – филиал АО "ГК ШАНЭКО" в г. Красноярске).

В 2015 г. лаборатория радиационного контроля "ШАНЭКО Сибирь" провела рекогносцировочные исследования радиационной обстановки на территории с. Кавказское Минусинского района. Необходимость выполнения работ по обследованию радиационной обстановки на территории с. Кавказское и его окрестностей была вызвана рядом исторических сведений и данными предыдущих исследований. Целью рекогносцировочных исследований являлось выявление источников необоснованного дополнительного облучения жителей.

Село Кавказское было основано в конце XIX в. и расположено в долине реки Тубы у места впадения в нее небольшой речки Инза. Население села составляет около 1100 чел. В непосредственной близости от селитебной зоны села располагаются два рудопроявления урана, обнаруженных экспедициями СУ "Енисейстрой" МВД СССР при специализированных поисковых работах на радиоактивное сырье – "Кавказское" (в пределах северо-восточной околицы села, 1946 г.) и "Западное" (в двух километрах от села вниз по течению р. Туба, 1949 г.). На рисунке 2 показано местоположение рудопроявлений относительно села.

К настоящему времени рудопроявления выработаны, добыто 98 т руды со средним содержанием урана 1050 г/т (максимальные содержания урана " до 5000 г/т). После завершения поисково-разведочных ра-




***Рис. 2.*** *Местоположение рудопроявлений "Кавказское" и "Западное" относительно селитебной зоны села*



***Рис. 3.*** *Радиационное обследование стеновой кладки (слева); еще одна постройка из типичного плитняка (справа)*

бот никаких реабилитационных мероприятий не проводилось – канавы, штольни и шурфы не засыпаны, радиоактивные обломки разбросаны вблизи выработок.

Поскольку жители широко и бесконтрольно используют местный каменный материал для сооружения насыпей, дамб, заборов, фундаментов и стен многих зданий (в том числе – жилых), это может привести к необоснованному дополнительному облучению населения (рис. 3).

На территории села ранее не проводились радиационно-экологические исследования – нет данных о мощности дозы внешнего облучения, о наличии (отсутствии) аномальных участков, об активности естественных радионуклидов (ЕРН) в почвогрунтах и в воде открытых и подземных водных источников.

Проведенный еще в 2012 г. предварительный осмотр территории села и его окрестностей выявил следующее: На территории самого села (перекресток улиц Луговая и Гагарина) обнаружен обширный аномальный участок т.н. "Малой дамбы", где мощность амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения (МАЭД) на поверхности земли достигала значений 2,5...5,8 мкЗв/ч, а удельная активность урана (радия) превышала 10 кБк/кг.

В 2015 г. Лабораторией радиационного контроля были выполнены работы по первичному обследованию с. Кавказское и прилегающей территории. Впервые была проделана детальная работа по выявлению поверхностных радиационных аномалий на территории поселка и заброшенных мест добычи урана в окрестностях поселка.

Сейчас территории заброшенных мест разведки и добычи представляют собой заброшенные шахты, штольни, отвалы горных выработок расположенные в непосредственной близости от поселка.

Поисковая гамма-съемка рудопроявлений показала 24 аномальных участка, имеющих как небольшие линейные размеры (до нескольких метров), так и значительные по площади (до 20000 м$^2$). При этом значения МАЭД



***Рис. 4.*** *Вид с рудопроявления "Кавказское" на долину р. Тубы (слева); Показания (1,2 мкЗв/ч) дозиметра на отвале рудопроявления "Кавказское" (справа)*

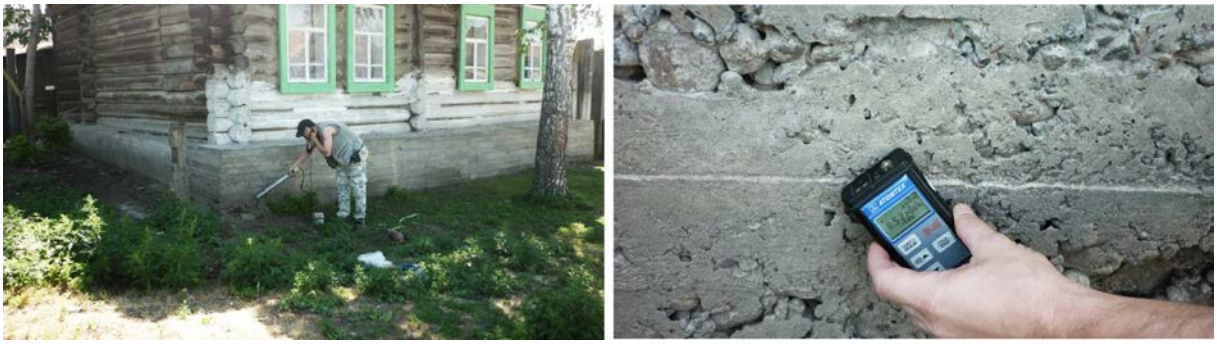


***Рис. 5.*** *Обследование фундамента жилого дома (слева); "И вот результат – 0,52 мкЗв/ч на поверхности фундамента" (справа)*

на высоте 0,1 и 1 м достигали 3,13 и 1,03 мкЗв/ч, соответственно. В основном это отвалы горных выработок (рис. 4), свободно покоящиеся на дневной поверхности. Данные территории не являются селитебными; население села Кавказское посещает их редко, постоянных мест отдыха или хозяйственной деятельности, кроме выпаса скота, здесь не зарегистрировано. При случайных проходах (проездах) настоящие территории никакой радиационной опасности не представляют. Однако на рудопроявлении "Западное" зафиксировано место постоянного отбора каменного и щебеночного материала, что может вызвать необоснованное применение радиоактивного материала в жилищном строительстве.

Были обнаружены открытые стволы шахт, которые несут в себе угрозу падения внутрь при неосторожном нахождении на этой местности, что со слов местного населения уже происходило (в шахты проваливался скот).

В с. Кавказское была проведена пешеходная гамма-съемка по обеим сторонам всех улиц и проулков поселка (более 35 км маршрута), исследованы фундаменты и стены зданий, доступ к которым был возможен со стороны улицы. На протяжении всех маршрутов происходила регистрации значений МАЭД на высоте 1 м. Также была обследована защитная дамба, расположенная непосредственно в поселке. На дамбе была проведена пешеходная гамма-съемка с измерениями мощности дозы на высоте 1 м в фиксированных точках. Было также проведено обследование десяти приусадебных участков. Выборочно измерялись объемная активность альфа активных газов в почвенном воздухе и объемная активность радона в подвальных и жилых помещениях зданий. Так же были произведены измерения плотности потока радона с поверхности грунтов.

Результаты исследования поселка следующие: На территории села выявлено более 20 аномальных участков: от точечных локаций, представленных отдельными фрагментами горных пород, до участков площадью в 800 м$^2$. При этом значения МАЭД на высоте 0,1 и 1 м достигали 3,5 и 0,92 мкЗв/ч, соответственно. Природа большинства аномалий, как ожидалось, преимущественно обусловлена прикопанными единичными булыжниками, а также россыпями горной породы диаметром до 2 м. К тому же были обнаружены аномалии образованные россыпями радиоактивной золы образовавшейся в результате сжигания угля, что может свидетельствовать об использовании местным населением не качественного в радиоактивном отношении угля. И что самое важное, были обнаружены жилые постройки, в фундаменте которых зафиксированы превышения внешнего гамма-излучения в два и более раз превышающие гигиенические нормативы (рис. 5). Это подтверждает факт несанкционированного использования местным населением радиоактивного материала для своих нужд.

Помимо этого вызывают обоснованное опасение сведения, характеризующие радоноопасность селитебной территории села, дополнительно полученные нами при рекогносцировочной радиационно-гигиенической оценке территории жилого сектора.

В первую очередь, – это факт обнаружения высокой

активности торона (Tn) и радона (Rn) в почвенном воздухе на глубине до 1 м при помощи радиометра альфа-активных газов РГА-500. Полученные значения объемных активностей варьируются от 7,2 кБк/м3 (Rn) до 30 кБк/м3 (Rn+Tn). Данный факт свидетельствует о принципиальной возможности *не обнаружить* тороновое присутствие, пользуясь лишь методами, нацеленными на обнаружение чисто радоновых параметров, иными словами, сильно принизить реально существующую опасность дополнительного внутреннего облучения.

Кроме того, абсолютные величины объемной активности радона в ряде помещений села (в 6 из 7 исследованных) достигают 9,4 кБк/м$^3$ в подвальных помещениях и до 560 Бк/м$^3$ в помещениях 1-го этажа жилых зданий. Данные были получены при помощи радонового монитора-дозиметра “AlphaGUARD PQ2000”, позволяющего осуществлять длительный мониторинг, как объемной активности радиоактивного газа, так и параметров микроклимата: влажности воздуха, атмосферного давления, температуры. Длительность краткосрочного радонового мониторинга составляла не менее 1 суток.

Исследования показывают, что в с. Кавказское необходимо проводить дальнейшие исследования селитебной территории – от почвенного картирования всей территории до выборочного определения эквивалентной равновесной объемной активности ДПР радона и торона в жилых и общественных помещениях. Необходимо ликвидировать обнаруженные аномалии внутри поселка, с целью ограждения населения от получения дополнительной необоснованной дозы от внешнего гамма-излучения. Ограничить доступ местного населения к заброшенным отвалам и шахтам бывшего рудника, запретить использование местным населением радиоактивного материала для своих нужд. Необходимо провести работу с населением поселка, для возникновения понимания и содействия в сложившейся ситуации со стороны местных жителей.

***Литература***


1. *Уникальная радоновая аномалия в с. Атаманово / Л.Г. Арефина, М.В. Болотова, В.А. Воеводин и др. // Радиоактивность и радтоактивные элементы в среде обитания человека : материалы II Международной конференции, 18–22 октября 2004 г. – Томск : Тантем-Арт, 2004. – С. 52–54.*
2. *Природная радиационная аномалия на территории Усть-Ангарского уранового месторождения / А.И. Григорьев, Ю.С. Ревяко, В.В. Коваленко и др. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV Международной конференции (Томск, 4–8 июня 2013 г.) / Томский политехнический университет. – Томск : Изд-во Томского политехнического университета, 2013. – С. 19–26.*
3. *Коваленко В.В., Воеводин В.А., Кургуз С.А. Уникальная радоновая аномалия в с. Атаманово Красноярского края // Радиоэкология XXI века : материалы Международной научно-практической конференции, г. Красноярск, 14–15 мая 2012 г. – Красноярск : СФУ, 2012. – С. 128–135.*
4. *Кургуз С.А., Тарасов И.В. Влияние водопоглощения горной породы на эманирующую способность // Радиоэкология XXI века : материалы Международной научно-практической конференции, г. Красноярск, 14–15 мая 2012 г. – Красноярск : СФУ, 2012. – С. 150–156.*
5. *Радон на территории перспективной застройки микрорайона “Северный” в г. Минусинске / Е.В. Собянина, В.В. Коваленко, Ю.М. Мальцев и др. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV Международной конференции (Томск, 4–8 июня 2013 г.). – Томск : Изд-во Томского политехн. ун-та, 2013. – С. 168–175.*


## ВЛИЯНИЕ ИОНОВ УРАНИЛА В НАНОМОЛЯРНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЯХ НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ АНТИОКСИДАНТОВ В МОДЕЛЬНОЙ КЛЕТОЧНОЙ СИСТЕМЕ


О.Г. Шевченко, С.Н. Плюснина

ФГБУ Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия, shevchenko@ib.komisc.ru, pljusnina@ib.komisc.ru


## THE EFFECT OF URANYL IONS IN NANOMOLAR CONCENTRATIONS ON THE EFFICIENCY OF ANTIOXIDANTS IN A MODEL CELL SYSTEM


O.G. Shevchenko, S.N. Plyusnina

Institute of biology, Komi Sci. Centre, Ural Division, Russian Academy of Sciences, Syktyvkar



The separate and combined action of uranyl ion and antioxidants – trolox, BHT and ascorbic acid in a model cellular system it was investigated. It was shown that in the presence of these compounds the toxicity uranyl ions increases significantly, which could be related to prooxidant activity of ascorbic acid and trolox, due to their ability to reduce ions of transition metals. However, $UO_2^{2+}$ in combination with ascorbic acid has a less pronounced prooxidant effect compared to $Fe^{3+}$ in this model system. It was shown the phenomenon of synergism in the combined action of BHT and uranyl chloride based on the erythrocytes morphological transformation analysis. This fact may be due to the ability of both compounds to interact with membrane lipids and modify its structural state. The presence of uranium salt in low concentrations (by 1–2 orders of magnitude below the concentration of trolox and BHT) causes a significant decrease in the efficiency of protective action of these antioxidants when used as initiators of oxidation as hydrogen peroxide and the AAPH.

В связи с широким использованием соединений урана остро стоит проблема защиты от его токсического действия [1]. Уранил ион (наиболее стабильная в окружающей среде форма урана) представляет высокую экологическую опасность в связи с хорошей растворимостью и биодоступностью [12]. Существуют многочисленные экспериментальные данные, свидетельствующие, что уран, подобно другим тяжелым металлам, способен стимулировать образование активных форм кислорода [9, 11]. В этой связи представляют интерес работы, направленные на исследование возможного применения антиоксидантов для защиты от токсического действия соединений урана.

Благодаря доступности, простоте организации, высокой чувствительности к окислительному стрессу – ключевому звену в развитии самых разнообразных патологий, эритроциты можно рассматривать как удобный модельный объект для исследования молекулярных и клеточных механизмов действия факторов физической и химической природы. Исследование эритроцитов грызунов, испытывающих хроническое радиационное воздействие от внешнего и внутреннего облучения в природной среде, позволило выявить [5] связанные с интенсификацией процессов ПОЛ изменения характеристик липидов, оказывающие влияние на структурное состояние клеточных мембран. Эксперименты на лабораторных животных также подтвердили, что воздействие хронического низкоинтенсивного γ-излучения способно оказывать выраженное влияние на количественные изменения в составе липидов и структурное состояние липидной фазы мембран эритроцитов как в ранние, так и в отдаленные сроки после облучения [4]. Особый интерес представляет использование эритроцитов в качестве модельного объекта и в системе *in vitro.* Ранее нами было показано, что даже кратковременный контакт эритроцитов лабораторных мышей с ионами уранила в наномолярных концентрациях приводит к изменению свойств клеточной мембраны, что существенным образом модифицирует их реакцию на действие факторов, провоцирующих развитие острого окислительного стресса [3]. Однако детальные механизмы воздействия низких концентраций ионов уранила на биомембраны требуют дальнейшего изучения. Цель настоящей работы заключалась в исследовании совместного действия иона уранила в низкой концентрации и антиоксидантов в модельной клеточной системе.

В качестве модельного объекта использовали эритроциты крови лабораторных мышей (*Mus musculus* L.). Инкубацию образцов проводили в термостатируемом шейкере Biosan ES-20 (Латвия) при 37 °С. В качестве источника ионов уранила использовали раствор $UO_2Cl_2$. Острый окислительный стресс индуцировали растворами $H_2O_2$ либо 2,2-*азо*бис-(амидинопропан)-дигидрохлорида (ААРН). В работе использовали антиоксиданты, ранее показавшие высокую эффективность в данной модельной системе – тролокс и ионол, а также аскорбиновую кислоту. Степень гемолиза эритроцитов, концентрацию вторичных продуктов ПОЛ, реагирующих с 2-тиобарбитуровой кислотой, содержание различных форм гемоглобина оценивали спектрофотометрически. Для изучения морфологической трансформации эритроциты фиксировали в 2,5%-м глутаральдегиде, сушили, напыляли золотом и просматривали под микроскопами BS 300 (Tesla) и Axiovert 200 M (Carl Zeiss). Статистическую обработку данных осуществляли с помощью пакета программ Microsoft Office Excel 2007 и Statistica 6,0, статистическую значимость различий оценивали по непараметрическому критерию Манна–Уитни.

Вопреки ожиданию, в используемой нами модельной клеточной системе цитотоксичность уранил-иона в присутствии тролокса и аскорбиновой кислоты оказалась выше, чем в образцах без добавления антиоксидантов, что может быть обусловлено их прооксидантной активностью в присутствии металлов переменной валентности [6, 8]. По нашим данным, и уранил-ион и $Fe^{3+}$ в сочетании с аскорбиновой кислотой вызывают интенсификацию процессов ПОЛ в клетках, однако уранил-ион в данной модельной системе оказывает менее выраженное прооксидантное действие по сравнению с ионами железа.

Присутствие ионола в инкубационной среде также увеличивало цитотоксичность ионов уранила. Известно, что интеркаляция экзогенных веществ в клеточную мембрану может сопровождаться изменением формы эритроцитов, причем характер этих изменений указывает на особенности распределения соединения во внутримембранном пространстве. Исследование методом сканирующей электронной микроскопии показало, что уже на ранних этапах инкубации как с уранилом, так и с ионолом, отмечалась существенная морфологическая трансформация клеток, выражающаяся в снижении количества дискоцитов и появлении различного рода переходных дегенеративных форм, причем наиболее выраженные изменения отмечены в пробах, содержащих и ионы уранила, и ионол, что указывает на наличие эффекта синергизма. Причиной повышенного уровня клеточной гибели при совместном присутствии обоих соединений можно считать не прооксидантную активность, а способность и уранила [3, 7, 10] и ионола [2] взаимодействовать с липидами мембраны и изменять ее структурное состояние.

Присутствие в инкубационной среде ионов уранила статистически значимо не повлияло на эффективность мембранопротекторного действия тролокса в условиях окислительного стресса, индуцированного внесением как ААРН, так и $H_2O_2$, однако способность тролокса ингибировать окислительные процессы в присутствие уранила оказалась существенно менее выраженной. В присутствии ионов уранила мембранопротекторное и антиоксидантное действие ионола в низких концентрациях (в отношении как ААРН, так и $H_2O_2$) либо не проявлялось вовсе, либо существенным образом снижалось, что отразилось на динамике развития гемолитического процесса и содержании продуктов окисления биологических структур клетки. При увеличении концентрации ионола присутствие уранила статистически значимо не влияло на выживаемость клеток и интенсивность окислительных процессов.

Таким образом, в модельной клеточной системе показано, что применение и гидрофильных, и липофиль-

ных антиоксидантов в присутствии уранил-иона может снижать выживаемость клеток, что может быть связано как с их прооксидантной активностью, обусловленной способностью восстанавливать ионы металлов переменной валентности, так и с прямым взаимодействием с липидами мембраны, ведущим к нарушению ее структуры и целостности. Присутствие низких концентраций хлорида уранила (на 1–2 порядка ниже концентрации тролокса и ионола) вызывает отчетливое снижение эффективности их защитного действия при использовании в качестве инициаторов окисления как пероксида водорода, так и ААРН.

***Литература***


1. *Гудков С.В., Черников А.В., Брусков В.И. // Рос. хим. журн. – 2014. – Т. 58 (3–4). – С. 73–82.*
2. *Маракулина К.М., Крамор Р.В, Луканина Ю.К. и др. // Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 2 Химия. – 2012. – Т. 53. – С. 261–268.*
3. *Шевченко О.Г. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2014. – Т. 54, № 4. – С. 377–384.*
4. *Шевченко О.Г., Шишкина Л.Н. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – Т. 52, № 5. – С. 487–495.*
5. *Шевченко О.Г., Шуктомова И.И., Шишкина Л.Н. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2011. – Т. 51, № 5. – С. 624–632.*
6. *Ko K.M., Yick P.K., Poon M.K.T. et al. // Molecular and Cellular Biochemistry. – 1994. – Vol. 141. – P. 65–70.*
7. *Koban A., Bernhard G. // J. Inorganic Biochem. – 2007. – Vol. 101. – P. 750–757.*
8. *Kobayashi S., Ueda K., Morita J. et al. // (BBA) – Gene Structure and Expression. – 1988. – Vol. 949 (1). – P. 143–147.*
9. *Nakajima A., Ueda Y. // J. Radioanalytical and Nuclear Chem. – 2007. – Vol. 272 (2). – P. 251–255.*
10. *Pasquale L., Winiski A., Oliva C. et al. // J. Gen. Physiol. – 1986. – Vol. 88. – P. 697–718.*
11. *Periyakaruppan A., Kumar F., Sarkar S. et al. // Arch. Toxicol. – 2007. – Vol. 81. – P. 389–395.*
12. *Sheppard S.C., Sheppard M.I., Gallerand M.-O. et al. // J. environment. radioact. – 2005. – Vol. 79. – P. 55–83.*


# ПРЕОБРАЗОВАНИЯ В ГРУНТАХ IN SITU ПОД ВЛИЯНИЕМ ВЫСОКОМИНЕРАЛИЗОВАННЫХ РАСТВОРОВ ИЗ ХРАНИЛИЩ ЖИДКИХ НИЗКОРАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ


О.В. Шемелина[1], А.Е. Богуславский[1], В.В. Крупская[2,3]

[1]ИГМ СО РАН, Новосибирск, Россия, shem@igm.nsc.ru
[2]ИГЕМ РАН, Москва, Россия
[3]МГУ им.М.В.Ломоносова, Москва, Россия


# THE INFLUENCE OF HIGHLY MINERALIZED SOLUTIONS FROM STORAGES OF LIQUID LOW-RADIOACTIVE WASTE ON STRUCTURE AND COMPOSITION OF SOILS IN SITU


O.V. Shemelina[1], A.E. Boguslavskiy[1], V.V. Krupskaya[2,3]

[1]IGM SB RAS, Novosibirsk, Russia
[2]IGEM RAS, Moscow, Russia
[3]MSU, Moscow, Russia



Changes in the clay minerals which influence on highly mineralized solutions from storages of fluid low-radioactive waste are studied by scanning electron microscope. The infiltration of alkaline highly mineralized solutions led to a leaching of clay minerals in a zone of aeration and to sedimentation of salts, especially gypsum. In a zone of underground waters arise pseudomorphosis of an illit on a smektite.


## Введение

На примере хвостохранилища Ангарского электрохимического комбината изучены изменения в грунтах, подверженных влиянию высокоминерализованных инфильтратов хранилищ низкорадиоактивных жидких отходов. Хранилища введены в эксплуатацию в начале 60-х годов прошлого века. На протяжении более 50 лет, до апреля 2014 г., когда было остановлено сублиматное производство [4], накапливались жидкие низкорадиоактивные отходы. Несмотря на наличие гидроизоляции, растворы все же проникают во вмещающие грунты.

Вмещающие грунты представлены двумя основными литологическими разностями: 1) аллювиальные четвертичные пески с прослоями и линзами супесей и, реже, суглинков и 2) кора выветривания юрских песчаников с включениями углистого вещества. Минеральный состав аллювиальных песков представлен кварцем, КПШ, плагиоклазом, смектитом, хлоритом, малым количеством иллита и каолинита. Глинистая фракция составляет 20–30%. Минералы коры выветривания – кварц, КПШ, плагиоклаз, каолинит, слюда (мусковит), иллит-смектит, смектит (монтмориллонит). Глинистая фракция составляет 20–50%. Глинистые минералы имеют разную емкость катионного обмена (ЕКО): довольно высокая у смектитов (70–150 мг-экв/100г), ниже у иллитов (20–30 мг-экв/100г) и самая низкая у каолинита (2–15 мг-экв/100г).

По данным Иркутского Центра геоэкологических ис-

следований [3] сбросы отходов в отстойники по величине минерализации не стабилизированы (минерализация изменяется от 13 до 31 г/л). По химическому составу сточные воды являются щелочными многокомпонентными растворами с pH=9,55–10,25. По содержанию макрокомпонентов (более 20% – экв) стоки относятся к хлоридно-сульфатно-карбонатным аммиачно-натриевым водам. При этом также значительна доля компонентов менее 20% – экв: калий присутствует в количествах 100–870 мг/л, фтор – до 200 мг/л, гидрокарбонат – ион 200–400 мг/л. Особенность состава стоков – практическое исчезновение магния, хотя доля кальция достигает 340–660 мг/л.

Таким образом, в непосредственной зоне действия шламоотстойников произошло техногенное замещение подземных вод на щелочные высокоминерализованные растворы с большим разнообразием катионных групп. При этом установлены [1, 3, 5] процессы, ведущие к самоочищению и вторичному загрязнению подземных вод железом и марганцем, – разбавление стоков грунтовыми водами, адсорбционный катионный обмен, образование нерастворимых соединений, щелочной гидролиз алюмосиликатов, комплексообразование.

*Методами* электронной сканирующей микроскопии изучены изменения в минеральном составе и структурном строении грунтов, вмещающих отстойники жидких низкорадиоактивных отходов. Исследования проводились на аппаратуре: 1) MIRA 3 LMU (Tescan, Ltd.) ИГМ СО РАН, исследователь Хлестов М.В. и 2) LEO 1450VP (Carl Zeiss) МГУ, исследователь к.г.-м.н. Чернов М.С. Количественный минеральный анализ проводился методом рентгеновской дифракции с использованием рентгеновского дифрактометра Ultima-IV (Rigaku) ИГЕМ, исследователь С.В. Закусин.

## Результаты и обсуждение

В грунтах, подстилающих емкости с отходами, выделяются две зоны: аэрации, литологически она совпадает с аллювиальными отложениями – песками и супесями, и зона грунтовых вод, литологически совпадающая с корой выветривания юрских песчаников.

***1. Зона аэрации.*** Изменения в грунтах, как показывает рентгеновская дифрактометрия, выражены в образовании гипса и различных солей в межзерновом пространстве. Кроме того, предполагается растворение глинистого материала и слабое преобразование смектита в смешаннослойные минералы (ССМ) иллит-смектиты с явным преобладанием смектитовых пакетов. Кальцит, фиксируемый на дифрактограммах, предположительно может быть аутигенным. В образце грунта, расположенного на полметра глубже кальцит уже не обнаруживается.

Высокие значения pH растворов (9,5–10) способствуют разложению и преобразованию глинистой составляющей, а также повышению подвижности кремнезема, что также меняет фильтрационно-емкостные свойства зоны аэрации.

Глинистые минералы в этой зоне составляют 20–30% и, несмотря на преобладание смектита с самой высокой ЕКО сорбции урана в этой зоне на наблюдается. Что объясняется и химическим составом высокоминерализованных растворов с высоким содержанием нитрат-иона, определяющего окислительно-восстановительные условия [6]. В присутствии нитрат-иона уран находится в высокоподвижной форме U(VI).

***2. Зона грунтовых вод*** помимо разбавления высокоминерализованных вод естественными отличается и составом грунтов. Кора выветривания юрских песчаников относится к сиалитному (глинистому) типу, в которой наблюдается некоторый дефицит кремнезема за счет его выноса. Смена минералов в КВ обычно вызвана процессами выщелачивания катионов и понижения pH при увеличении водообмена. Общая схема смены минералов в зависимости от исходного состава осадочной породы выглядит следующим образом [2]:

1) силикаты Al, частично алюмосиликаты > пирофиллит > пирофиллит-хлориты Al-хлорит-смектиты > смектиты;
2) алюмосиликаты, богатые K иллиты иллит-смектиты > смектиты. Далее в идеале развивается ряд смектиты > смектит-каолинитым > каолинит > метагаллуазит > галлуазит > аллофан > гидроксиды > кремнекислота. На изучаемом участке в минеральном составе преобладают каолинит, мусковит, иллит-смектит, смектит (монтмориллонит).

На естественно преобразованную кору выветривания наложился процесс техногенного изменения мине-

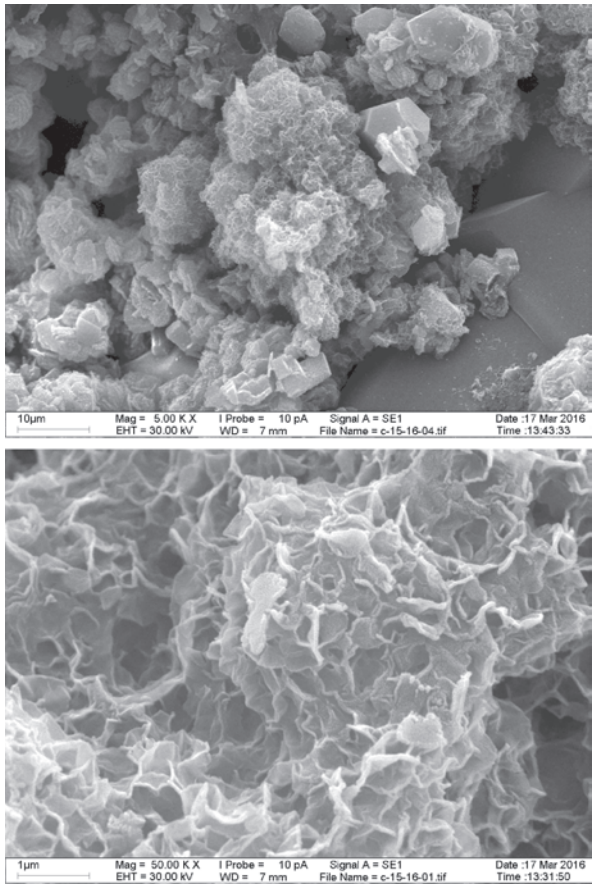



***Рис. 1.*** *Ажурное строение новообразованных смешаннослойных минералов*

ралов. На рентгеновских дифрактограммах отмечается низкое содержание смектита в грунтах и значительное увеличение доли смешанно-слойных минералов (ССМ) – иллит-смектитов. Кроме того, снова появляются соли. Возможно, это обусловлено затрудненным водообменом в суглинистых прослоях.

Интересно отметить структурную особенность глинистой фракции зоны грунтовых вод – появление специфического "техногенного иллита", который морфологически является смектитом, а по составу иллитом – псевдоморфозы иллита по смектиту (рис. 1). Предполагается, что преобразование смектитового материала в иллитовый происходило достаточно быстро, без изменения микроморфологии и взаимодействия частиц между собой. В целом в наблюдаемых смешаннослойных минералах с увеличением глубины (на протяжении всего около 3 м) практически исчезает смектит, преобразуясь в иллит-смектит с преобладанием иллитовых пакетов. Из других слоистых минералов наблюдается развитие хлоритизации по поверхности плагиоклазовых зерен.

На глубине около 5м под дном хранилища, где уже существенно снижен pH высокоминерализованных растворов путем смешения с грунтовыми водами, отмечаются новообразования опала. Поскольку грунты, в которых происходят наблюдаемые процессы, обеднены кремнеземом вследствие выветривания, предполагаем, что аутигенный опал образован в результате снижения уровня pH и выпадения $SiO_2$ из пересыщенного раствора.

## Выводы

На микроуровне исследованы вмещающие грунты в зоне прямого многолетнего влияния растворов из отстойников жидких низкорадиоактивных отходов. Отмечены значительные изменения в минеральном составе грунтов под влиянием высокоминерализованных растворов по сравнению с фоновыми. Появление новообразований влечет за собой изменение свойств грунтов: их водопроницаемости и сорбционных свойств. Инфильтрация щелочных высокоминерализованных растворов в подстилающие грунты привела к выщелачиванию глинистых минералов в зоне аэрации и выпадению солей, особенно гипса; а в зоне появления грунтовых вод смектиты и смешаннослойные минералы с преобладанием смектитовых пакетов достаточно быстро преобразовались в ССМ с преобладанием иллитовых пакетов.

Таким образом, непосредственно под днищем хранилища на протяжении около двух метров до уровня грунтовых вод нет благоприятных условий для образования барьера, удерживающего просачивающиеся высокоминерализованные растворы с содержанием урана. Ниже уровня грунтовых вод меняется гидрохимическая обстановка, существенно снижается влияние нитрат-иона на подвижность урана, но также снижается и сорбционная способность грунтов на наблюдаемом участке глубиной около 3 м.

*Аналитические работы выполнены в "ЦКП Многоэлементных и изотопных исследований СО РАН". Работа выполнена в рамках государственного задания проект № VIII.67.1.3."*

***Литература***

1. *Богуславский А.Е., Гаськова О.Л., Шемелина О.В. Миграция урана в грунтовых водах района шламохранилища Ангарского электролизного химического комбината // Химия в интересах устойчивого развития. – 2012. – Т. 20, № 5. – С. 515–529.*
2. *Годовиков А.А. Минералогия. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Недра, 1983.*
3. *Матвеева И.В., Шенькман Б.М., Сахарова Н.В. Оценка фильтрационных свойств вмещающих пород и комплексная гидрогеологическая оценка территории промплощадки и отстойников ФГУП АЭХК для обоснования регламента гидрогеологического мониторинга. 2009 г. / ИрГТУ Центр геолого-экологических исследований. – Арх. № 0284-ИЭ.*
4. *Официальный сайт ОА "АЭХК" [Электронный ресурс]. – URL: http://www.aecc.ru.*
5. *Шемелина О.В., Богуславский А.Е., Юркевич Н.В. Определение иммобилизационных характеристик грунтов в районе воздействия предприятий топливно-ядерного цикла на примере шламоотстойников ОАО "АЭХК" / / Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде : VII Международная научно-практическая конференция (Семипалатинск, 4–8 октября 2012 г., Семей, Республика Казахстан). – Семипалатинск, 2012. – Т. 1. – С. 373–380.*
6. *Gaskova O.L., Boguslavsky A.E., Shemelina O.V. Uranium migration at nuclear waste management facilities: experimental versus thermodynamic modeling // International Conference on Interfaces against Pollution (IAP 2014): Interfaces in Water and Enviromental Science (Leeuwarden, May 26–28, 2014). – Leeuwarden, 2014. – P. 101–102.*

# РАДИОГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ТАЕЖНО-МЕРЗЛОТНЫХ ЛАНДШАФТОВ ХИАГДИНСКОГО УРАНОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ

С.Д. Ширапова, Е.М. Пыжикова, М.Г.Цыренова, Д.Б. Мархаев

Бурятский государственный университет, г. Улан-Удэ, Россия

# RADIO-GEOECOLOGICAL CONDITION AND ANTHROPOGENIC CHANGES IN THE TAIGA-PERMAFROST LANDSCAPES KHIAGDINSKOE URANIUM DEPOSIT

D.S. Shirapova, E.M. Pyzhikova, M.G. Tsyrenova, D.B. Markhaev

Buryat State University, Ulan-Ude, Russia

Хиагдинское ураново-рудное поле располагается в краевой части Байкальской рифтовой зоны, в пределах Байкальской складчатой области, которая представляет крупнейшую в России ураново-рудную провинцию, где выявлено более 20 месторождений, 130 рудопроявлений урана, более 5000 радиоактивных аномалий и большое количество редкометальных и редкоземельных месторождений с повышенными концентрациями радиоактивных элементов (Кременецкий и др., 2000; Самович, 1999).

Впервые в России и мире на Хиагдинском комплексном уран-скандий – редкоземельном месторождении ведется промышленная отработка урана способом подземного выщелачивания с применением серной кислоты. Руды залегают в обводненных и хорошо проницаемых породах под базальтовым покровом в таежных ландшафтах криолитозоны.

При радиогеоэкологических исследованиях основными методами являлись геохимическое (радиогеохимическое) картирование и ландшафтно-геохимические методы. При картировании и интерпретации геохимических данных применялись апробированные методы в области теоретической и прикладной геохимии, геохимии ландшафтов (Перельман, 1999).

По условиям геохимических поисков Витимское плоскогорье, особенно район Хиагдинского месторождения относится к закрытым площадям, где рудоносные отложения и рудные тела полностью перекрыты покровами базальтов мощностью 100–250 м, а геохимические, геофизические аномалии резко ослаблены.

На таких площадях характерны обширные солифлюкционные покровы повышенной мощности (5–10 м), радиоактивные аномалии рудных тел закрыты и радиационный фон низкий. Только в эрозионных окнах по долинам рек и на останцовых горках среди покровов базальтов, а также вдоль новейших разломов на выходах углекислых радоновых вод формируются контрастные радиоактивные аномалии. Поэтому при радиоэкологических исследованиях таежно-мерзлотных ландшафтов нами уделялось внимание способам усиления геохимических аномалий рудных объектов с использованием геохимических барьеров. Барьеры усиливают информацию, повышают контрастность аномалий в ландшафтах криолитозоны.

Пробы донных осадков, почв, вод и биообъектов анализировались на естественные (U, Th, K-40) и техногенные (Cs-137) радионуклиды в радиологической лаборатории Геологического института СО РАН гамма-спектрометрическим методом. Большая часть проб была проанализирована инструментальным нейтронно-активационным анализом (ИННА) в ядерном центре Томского политехнического университета. Были оценены содержания естественных радиоактивных элементов (урана и тория) редкоземельных элементов и скандия в почвах, донных осадках и растениях.

На полигоне ПВ, по долине ручья Дренажного и р. Тетрах 1-ый в почвенном покрове и водах обнаруживаются слабые радиоактивные аномалии Rn и U, отражающие рудные тела V, VI и VII вдоль разрывных нарушений, по которым заложены эти водотоки на базальтовом покрове (рис. 1).

### Результаты радиогеоэкологических исследований

Большое количество радиоактивных объектов и высокое содержание естественных радионуклидов в горных породах на территории Байкальской горной области, включая Витимское плоскогорье, определяют повышенный радиационный фон (25–20 мкр/ч), создающий высокий уровень радиационных доз естественного гамма-излучения с колебаниями от 135 до 500x$10^{-2}$мзв/год.

На Хиагдинском месторождении урана, перекрывающие их покровы базальтов полностью экранируют и сильно ослабляют опасный радиационный уровень рудных тел, залегающих на глубинах 60–230 м от поверхности. Поэтому естественный радиационный фон на базальтах над рудным полем низкий (7–14 мкр/ч). Базальты – это своеобразный природный экран, сильно ослабляющий радиоактивное излучение рудных залежей. Фоновые концентрации в почвах на базальтах урана 1,5–1,7 г/т, тория 3,0–7,5 г/т и калия 40 – 1,0–2,4%, цезия 137 – 2,0–33 бк/кг.

Основными возможными источниками загрязнения при этом могут быть: утечки из оголовок закачных и откачных скважин; утечка промышленного раствора при разрывах трубопроводов, обогащенного серной кислотой, нитратами и радионуклидами; наледи вокруг скважин и трубопроводов; талые и дождевые воды, дренирующие полигон, не улавливающие прудом накопителем; выбросы загрязняющих веществ в атмосферу – нитрат аммония, гидроокислы натрия, серная кислота и радон, образующиеся при получении уранового концентрата в ГОКе; основной вид загрязнения подземных вод продуктивного горизонта при ПВ это формирование сульфатного потока.

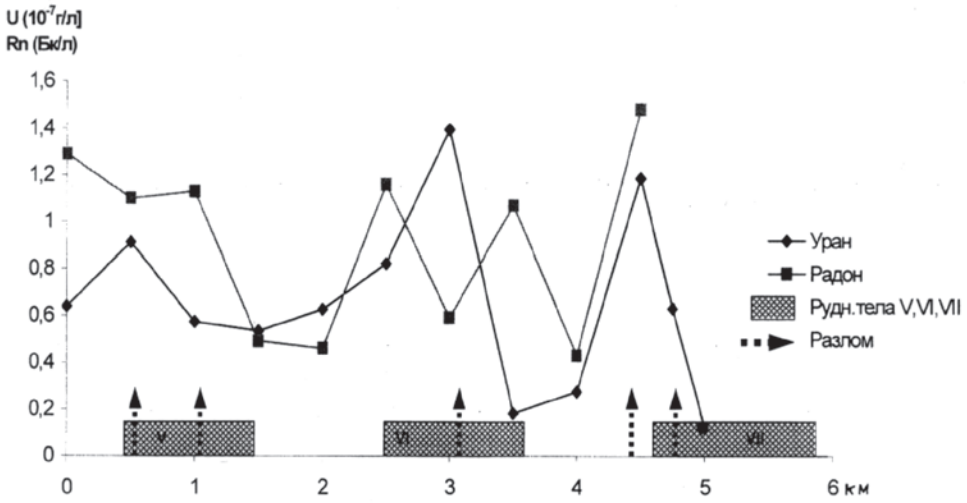



***Рис. 1.*** *Распределение Rn и U в воде р. Тетрах 1-й вдоль разломов над рудными телами V, VI и VII, перекрытые базальтами*

На полигоне ПВ и вокруг него изучены потоки радона в почвах, распределение радионуклидов в почвах, химический состав поверхностных и подземных вод, техногенные потоки ручья Дренажного и проведен радиоэкологический мониторинг в течение десяти лет.

Техногенное загрязнение ручья Дренажного от полигона ПВ происходило при проведении опытных работ по двух скважинной схеме извлечения урана и при опытно-промышленной, затем промышленной добыче урана способом ПВ.

По ручью Дренажному сформировался короткий (около 1 км) контрастный комплексный техногенный поток (рис. 2) при сбросе в ручей вод промышленного раствора. Примечательно, что геохимический спектр литохимического и биогеохимического потока аналогичен составу промышленного раствора, в который совместно с ураном и торием переходят скандий, лантаноиды, церий. Техногенное загрязнение радионуклидами четко выявляется по растительности – осоке и разнотравью.

Радиационный фон таежно-мерзлотных ландшафтов изменился в результате техногенного воздействия выпадения радиоактивных осадков и при опытно-промышленной добыче урана способом подземного выщелачивания. Выпадение радионуклидов после испытаний ЯО на Семипалатинском полигоне вызвало аккумуляцию Cs-137 в верхнем горизонте почв – подстилке и мохово-лишайниковом покрове таежных экосистем. Локальные пятна загрязнения Cs-137 на площади работ не вызывают экологической напряженности и не влияют на биоту.

Лиственничные леса (лиственница Гмелина) таежно-мерзлотной зоны, как и бореальные леса, на территории всей Сибири подвергнуты радиационному загрязнению в результате выпадения радиоактивных осадков. Загрязнение охватило верхние горизонты таежно-мерзлотных почв – лесную подстилку и гумусовый горизонт, в которых концентрация Cs-137 достигает 40–400 бк/кг. Верхние горизонты почв представляют биогеохимический барьер, на котором аккумулируется основное количество выпавших техногенных радионуклидов. Этот барьер препятствует миграции радионуклидов в нижележащие минеральные горизонты.

В поверхностно-ожелезненных почвах лиственничных лесов криолитозоны, повышенные уровни содержаний Cs-137 (до 200–400 бк/кг) сохраняются в лесной подстилке после 40–45-летнего выпадения радиоактивных осадков в регионе.

Повышенные уровни радиоцезия накапливаются в ягеле (35,0–41,0 бк/кг) и грибах (25–50 бк/кг), которые концентрируют цезий-137 из старой лесной подстилки. Указанные наблюдения позволяют определить существенную роль лиственничных лесов криолитозоны при радиоактивном загрязнении от мощных аэральных техногенных источников.

За пределами Амалатского плато базальтов геологические структуры кристаллического фундамента и сформировавшие на них ураноносные осадочно-вулканогенные формации мезо-кайнозоя на больших площадях – открытые. Неогеновые ураноносные отложения и урановые месторождения Южно-Витимского рудного района перекрыты фрагментарно маломощным покровом базальтов и четвертичных отложений. Некоторые месторождения и рудопроявления урана вскрыты эрозией по долинам рек. Рудные тела Талаканского уранового месторождения по долине р. Холоя – правого притока р. Витима, обнажаются на поверхности и отражаются высококонтрастными радиоактивными аномалиями. Углекислые радоновые источники, приуроченные, к зонам разломов отличаются аномалиями радона, углекислого газа, урана и редких элементов.

Радиационное поле за пределами Амалатского плато базальтов резко дифференцированно в соответствии с геологическим строением, морфоструктурным условиями района, выходами ураноносных комплексов и рудопроявлений и многочисленных радиоактивных анома-

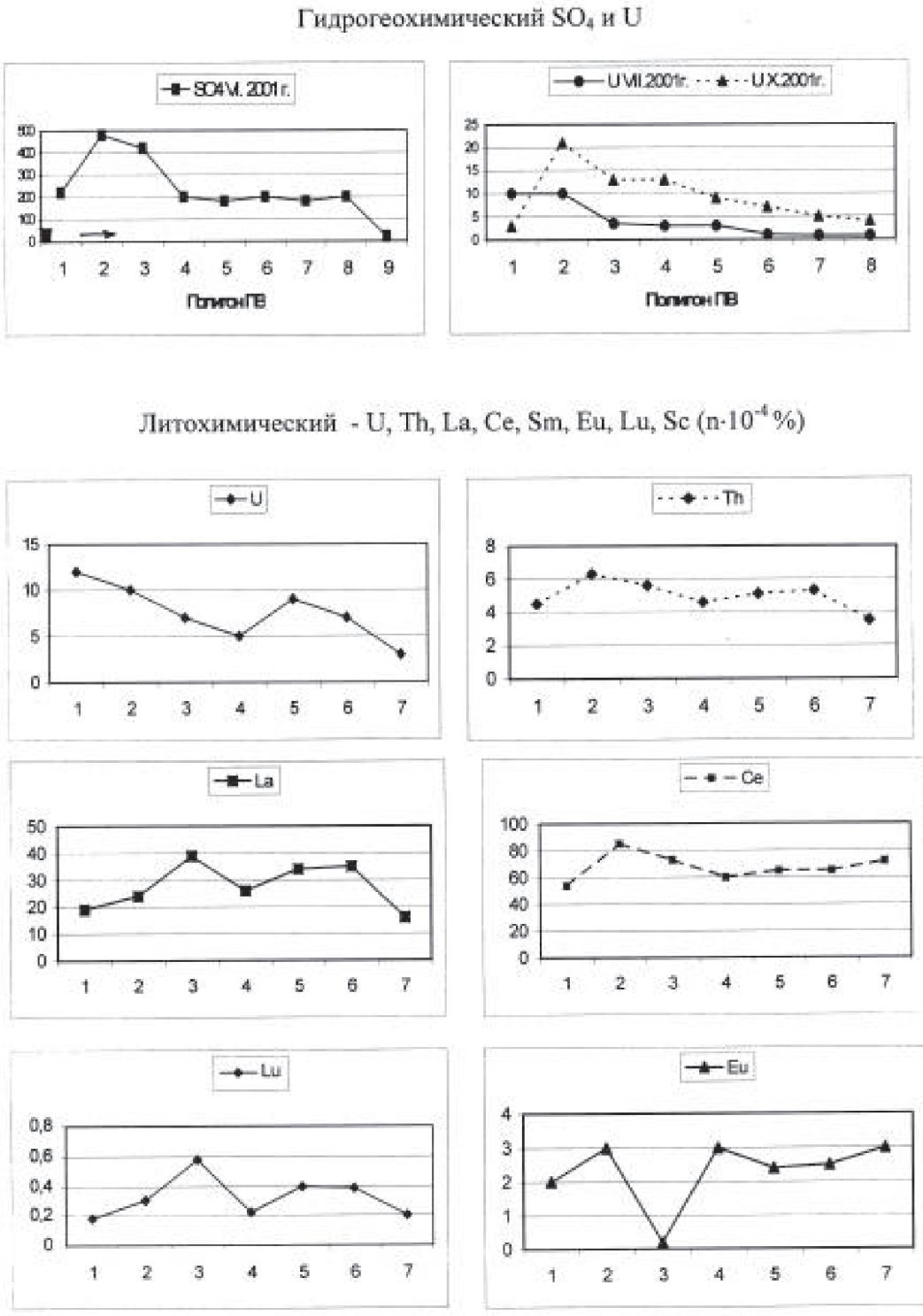



***Рис. 2.*** *Техногенный поток подземного выщелачивания по кл. Дренажному*

лий. Здесь вдоль автодороги “Багдарин – Романовка – Чита” и “Чита – Улан-Удэ” расположены ряд населенных пунктов, сосредоточены пастбищные, сенокосные и охотничьи угодия.

Радиогеоэкологические исследования таежно-мерзлотных ландшафтов на плато базальтах в связи с опытно-промышленной разработкой уранового месторождения способом ПВ показали, что она не оказывает существенного влияния на техногенное загрязнение радионуклидами экосистем речных долин. Современная централизованная система управления промышленной разработкой уранового месторождения и переработкой промышленных растворов в цехе гидрометаллургии обеспечивает эколого-безопасную технологию. Локаль-

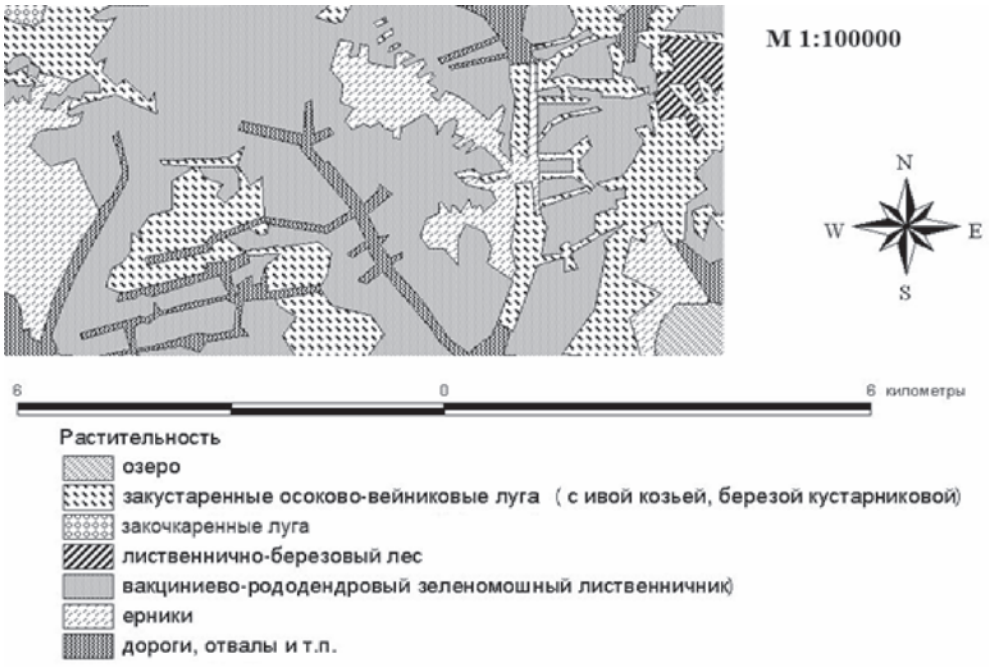



***Рис. 3.*** *Карта растительности Хиагдинского месторождения урана*

ное техногенное загрязнение радионуклидами вокруг полигонов ПВ вряд ли окажет негативного влияния на таежные экосистемы. Нарушенные земли и площади загрязнения радионуклидами подлежат в будущем рекультивации.

По состоянию на 2016 г. на Хиагдинском месторождении основные экологические проблемы ближайших лет при промышленной разработке уранового месторождения связаны не с радиоактивным загрязнением, которое будет строго локализовано и контролируемо, а со строительством и функционированием уранодобывающего предприятия и сложной инфраструктурой – полигонов ПВ с ГОКом, подсобными цехами и складами ГСМ и рабочим поселком, ЛЭП и многочисленными дорогами, концентрацией транспортной и землеройной техники и др. При этом увеличится численность населения района, усилится браконьерство, возникнут пожары. Автодороги и ЛЭП нарушат целостность таежных экосистем, пересекут вековые пути миграции животных к местам отела и нагула, летнего кормления на озерах и солонцах.

Для оценки степени антропогенного воздействия нами составлена карта растительности Хиагдинского месторождения урана (рис. 3). Лиственничные леса очень чутко реагируют на любое внешнее воздействие и характеризуются длительным периодом восстановления. В начале июня 2016 г. мы посетили территорию, прилегающую к Хиагдинскому месторождению. Масштабы воздействия значительны, это выражается и в размещении крупных карьеров для строительства дороги, огромного количества стреляных гильз по лесным дорогам, следов от гусеничной техники и т.п. (рис. 4).

Площадь и масштабы воздействия уранодобывающего предприятия на таежные экосистемы как места обитания естественных сообществ диких животных зна-



***Рис. 4.*** *Карьеры для строительства отсыпной дороги на Хиагдинское месторождение занимают огромные площади*

чительно превосходит локальную площадь техногенного радиоактивного загрязнения полигона ПВ. Поэтому промышленная разработка Хиагдинского уранового месторождения в таежных ландшафтах требует нового альтернативного подхода при организации природоохранных мероприятий, связанных с сохранением природной среды обитания диких животных. Возникает необходимость выработки новой концепции сохранения природной среды обитания диких животных при подготовке проекта промышленной добычи урана в тайге.

*Работа выполнена при поддержке Global Greengrants Fund-2016, проект "Независимый общественный экологический мониторинг уранового месторождения "Хиагда".*

***Литература***

1. *Кременецкий И.Г., Леонов В.Е., Мардаев Г.Г. Радиоэкология Бурятии // Материалы Всероссийской научно-практ. конф. "Эколого-безопасные технологии освоения недр Байкальского региона". – Улан-Удэ : БНЦ СО*

*РАН, 2000. – С. 291–294.*

2. *Кременецкий И.Г., Леонов В.Е., Медведев В.И. Радиоэкология Байкальского региона // Во глубине сибирских руд : материалы III межрегиональной конф. – Улан-Удэ, 2000.*
3. *Экологические аспекты освоения Хиагдинского месторождения методом подземного выщелачивания (опытный участок) / А.В. Лбов, Г.М. Адосик, И.И. Курсинов и др. // Эколого-безопасные технологии освоения недр Байкальского региона : материалы Всероссийской научно-практ. конф.. – Улан-Удэ : БНЦ СО РАН, 2000.*
4. *Радиоактивное загрязнение Прибайкалья продуктами ядерных взрывов / В.И. Медведев, А.А. Мясников, Ю.П. Гусев и др. // Геохимические процессы и полезные ископаемые. Вест. Гео ИГУ. – Иркутск, 2000. – С. 265–270.*
5. *Радиоэкологические проблемы Байкальского региона / А.А. Мясников, В.И. Медведев, Л.Г. Коршунов и др. // Эколого-безопасные технологии освоения недр Байкальского региона : материалы Всероссийской научно-практ. конф. – Улан-Удэ : БНЦ СО РАН, 2000. – С. 291–295.*
6. *Самович Д.А. Минерально-сырьевая база урана Республики Бурятии // Состояние и перспективы развития минерально-сырьевого и горнодобывающих комплексов Республики Бурятия : материалы региональной конф.. – Улан-Удэ : БНЦ СО РАН, 1999.*
7. *Радиогеоэкологическая оценка ландшафтов Хиагдинского уранового месторождения / Т.Т. Тайсаев, А.М. Плюснин, А.В. Перевалов и др. // Природные ресурсы Забайкалья и проблемы природопользования : материалы научной конф.. – Чита : Изд. ЧИПР СО РАН, 2001. – С. 314–315.*

# НАРУШЕНИЯ В СИСТЕМЕ РЕГУЛЯЦИИ ОКИСЛИТЕЛЬНЫХ ПРОЦЕССОВ – ОСНОВА ФОРМИРОВАНИЯ НОВЫХ СУБПОПУЛЯЦИЙ ГРЫЗУНОВ НА РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Л.Н. Шишкина[1], А.Г. Кудяшева[2], О.Г. Шевченко[2], Н.Г. Загорская[2], А.И. Таскаев[2]

[1]Институт биохимической физики им. Н.М. Эмануэля РАН, Москва, Россия, shishkina@sky.chph.ras.ru
[2]Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия, kud@ib.komisc.ru

# DISTURBANCES IN THE OXIDATION PROCESSES REGULATORY SYSTEM ARE BASE FOR DEVELOPMENT OF THE RODENT NEW SUBPOPULATIONS IN THE RADIOACTIVE CONTAMINATION AREAS

L.N. Shishkina[1], A.G. Kudyasheva[2], O.G. Shevchenko[2], N.G. Zagorskaya[2], A.I. Taskaev[2]

[1]Emanuel Institute of Biochemical Physics of Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia
[2]Institute of Biology of Ural Branch of Russian Academy of Sciences, Syktyvkar, Russia

The comparative analysis of the complex investigation of rodent population state caught at areas with different levels of contamination in the accident zone of the Chernobyl NPP during 1986–1993 and 2007, at areas with a practically normal radiation background in the neighborhood of the Kiev City in 1993 and at areas with the normal and increased radiation background in Komi Republic in 1993–2008 are presented. In is shown that different sensitivity to radiation action and ability to normalization of the lipid peroxidation (LPO) regulatory system parameters and also nonlinearity of their dose dependences result in changes of the scale and direction of the interrelations between of the reciprocal parameters of the LPO regulatory system in norm in tissues of rodent which were caught in the radioactive contamination territories which are persist for a long time. Data obtained and literature data about the genetic consequences of inhabiting for rodent in radioactive contaminated territories allow us to conclude that the formation of qualitatively new subpopulations of wild rodent in these zones due to transition of the LPO regulatory system to a new functioning level.

Освоение природных ресурсов в биогеоценозах с повышенным естественным радиационным фоном, аварии на радиохимических производствах и АЭС обусловливают появление все новых территорий, население и фауна которых подвергается хроническому воздействию ионизирующих излучений (ИИ) преимущественно в малых дозах с переменной мощностью дозы. Одним из наиболее адекватных тест-объектов в радиоэкологическом мониторинге состояния природных биоценозов являются мышевидные грызуны [4, 6, 12]. Существует точка зрения о наличии у природы способности к самосохранению и очищению через механизмы глобального перераспределения. Однако комплексное изучение состояния популяций мышевидных грызунов, длительное время обитающих на контрольных и загрязненных тяжелыми радионуклидами территориях в Республике Коми в 1993–2008 гг. и отловленных в течение 1986–1993 гг. и в 2007 г. на участках с разными уровнем внешнего радиационного фона в зоне аварии на Чернобыльской АЭС, с использованием морфофизиологических, биохимических и биофизических методов позволило выявить существенные нарушения в системе регуляции окислительных процессов в тканях грызунов с загрязненных территорий, которые сохраняются в течение длительного времени [4, 5, 16, 18, 20, 21, 23]. Длительность сохранения измененного антиоксидантного статуса в тканях природных популяций грызунов к радиационному воздействию в малых дозах подтверждена как прямым анализом антиокислительной активности (АОА) липидов и продуктов перекисного окисления липидов (ПОЛ) в их

тканях [4, 5, 21], так и изменением характера распределения мышевидных грызунов по величинам АОА липидов печени и головного мозга, отловленных на участках с разным уровнем внешнего γ-фона в Республике Коми и в зоне аварии на Чернобыльской АЭС [15].

Обитание мышевидных грызунов в условиях радиоактивного загрязнения среды их обитания приводит, с нашей точки зрения, к следующим важным последствиям. Во-первых, в тканях потомков полевок-экономок, размноженных в условиях вивария от родителей, длительное время обитающих на радиоактивно загрязненных участках в Республике Коми, обнаружено сохранение измененного антиоксидантного (АО) статуса тканей при существенной зависимости масштаба изменения параметров системы регуляции ПОЛ от степени загрязненности участка отлова грызунов радионуклидами, пола зверьков и обеспеченности липидов тканей родителей антиоксидантами [17]. Во-вторых, выявление не только однотипных изменений показателей физико-химической системы регуляции ПОЛ в тканях грызунов, отловленных в зоне аварии на Чернобыльской АЭС, с обнаруженными ранее эффектами при остром облучении мышей в лабораторных экспериментах, но и существенных особенностей в изменении изученных параметров по сравнению с изменениями биохимических и биофизических показателей в тканях лабораторных животных при остром облучении в сублетальных и летальных дозах [4, 16, 18, 21, 23]. При этом сохранение нарушений липидного обмена в тканях грызунов как отловленных в зоне аварии на Чернобыльской АЭС, так и длительное время обитающих в разных радиоэкологических условиях в Республике Коми способствует появлению комплекса структурных, морфофункциональных и генетических нарушений в их тканях, описанных в работах [7, 8, 13]. В-третьих, в условиях радиоактивного загрязнения среды обитания глубина нарушений липидного обмена, обеспеченности тканей энергией [4, 5, 21] и генетические последствия для природных популяций [1, 2, 9–11, 22] оказались значительно больше, чем в лабораторных экспериментах с хроническим внешним γ-облучением животных. Это свидетельствует о необходимости осторожного подхода при экстраполяции результатов облучения, полученных в экспериментальных условиях, для прогнозирования биологических последствий для млекопитающих загрязнения биоты радионуклидами.

Необходимо подчеркнуть, что исходный АО статус тканей играет гораздо более важную роль при оценке биологических последствий хронического действия низкоинтенсивного излучения в малых дозах, чем при анализе острого радиационного воздействия. Возможно, это обусловлено тем, что интенсивность процессов ПОЛ характеризуется обратной зависимостью от дозы облучения и ее мощности, что многократно доказано в экспериментах *in vitro* и *in vivo*. Кроме того, в лабораторных экспериментах выявлено, что характеристики липидов оказывают влияние на регуляцию биохимических процессов в тканях животных [3, 14], а между содержанием внеклеточной ДНК и интенсивностью процессов ПОЛ в плазме крови мышей обнаружена прямая корреляция,

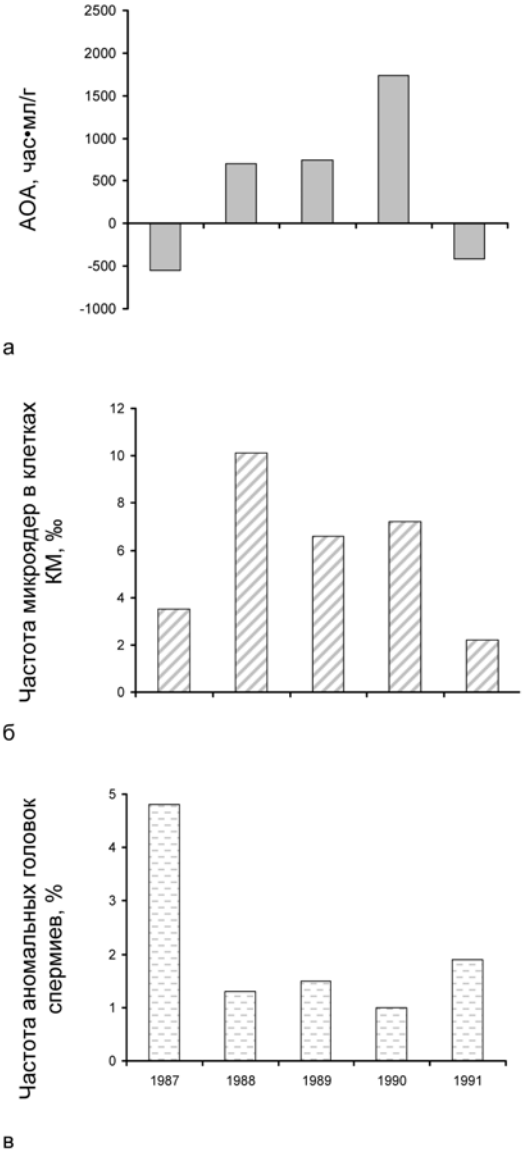



***Рис. 1.*** *Динамика величин АОА липидов печени (а), частоты микроядер* в костном мозге (б) и аномальных головок спермиев* (в) в группе половозрелых полевок-экономок, отловленных на участке б со слабым уровнем загрязнения в зоне аварии на Чернобыльской АЭС; * – данные адаптированы из работы [11]*

масштаб которой зависит от состояния системы ПОЛ [19, 24]. Существенные изменения уровня АОА липидов и количества продуктов их окисления в тканях мышевидных грызунов, отловленных в зоне аварии на Чернобыльской АЭС, сопровождаются и резким ростом частоты аномальных головок спермией и количества микроядер в костном мозге у этих же групп грызунов [11]. При этом отсутствие линейной зависимости от уровня внешнего γ-фона на участках отлова изменений и параметров системы регуляции ПОЛ, и цитогенетических показателей наиболее выраженные у грызунов, отловленных на территориях со средним уровнем внешнего радиационного фона. Это видно из данных, представленных на рисунках 1 и 2.

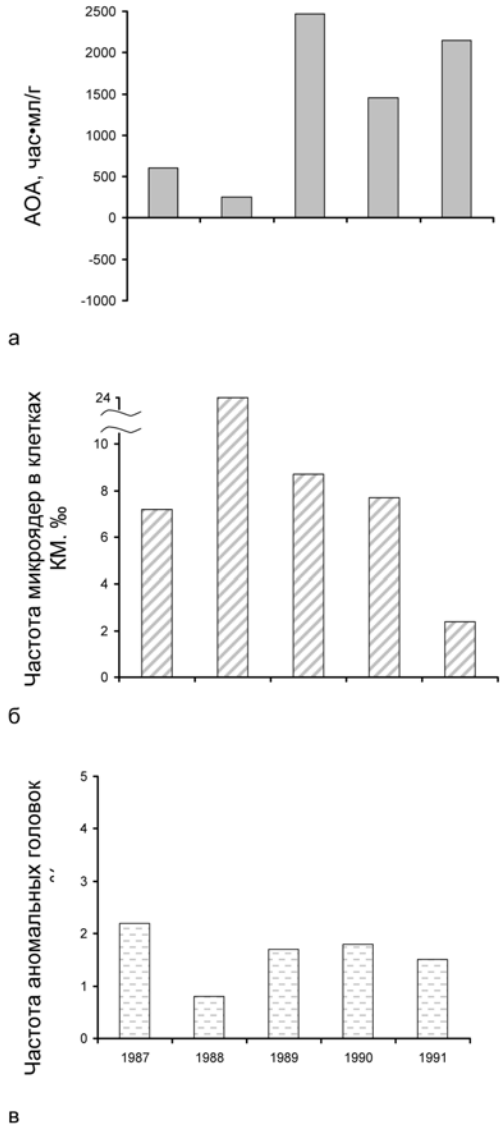



***Рис. 2.*** *Динамика величин АОА липидов печени (а), частоты микроядер* в костном мозге (б) и аномальных головок спермиев* (в) в группе половозрелых полевок-экономок, отловленных на участке 4 со средним уровнем загрязнения в зоне аварии на Чернобыльской АЭС; * – данные адаптированы из работы [11]*

Именно высокая и неодинаковая чувствительность параметров физико-химической системы регуляции ПОЛ в тканях и различная способность к нормализации обусловливают переход функционирования данной регуляторной системы на другой уровень, вызывая изменение масштаба и направленности между различными тесно скоординированными в норме параметрами физико-химической системы регуляции ПОЛ [5, 16, 20, 21]. Мы полагаем, что это является информационным сигналом, определяющим выбор стратегии адаптации организма к радиационному загрязнению среды в зависимости от интенсивности внешнего воздействия [18, 23].

Совокупность полученных данных в сочетании с нарушениями синхронной смены фаз популяционного цикла, существенными различиями по половозрастной структуре и морфофизиологическим показателям и данными литературы о генетических последствиях обитания мышевидных грызунов на радиоактивно загрязненных территориях позволяют сделать вывод о формировании на них качественно новых субпопуляций грызунов вследствие функционирования физико-химической системы регуляции ПОЛ на отличным от нормы уровне.

***Литература***


1. *Гилева З.А. Эколого-генетический мониторинг с помощью грызунов (Уральский опыт). – Екатеринбург : Изд-во Уральского ун-та, 1997. – 105 с.*
2. *Гончарова Р.И., Рябоконь Н.М. Биологические эффекты а природных популяциях мелких грызунов на радиоактивно-загрязненных территориях. Динамика частоты аберраций хромосом в ряду поколений европейской рыжей полевки (Clethrionomys glareolus, Schreber) // Радиац. биология. Радиоэкология.– 1998. – Т. 38, № 5. – С. 746–753.*
3. *Влияние характеристик липидов на регуляцию биохимических процессов в печени и крови мышей / М.В. Козлов, Е.В. Кушнирева, В.В. Урнышева и др. // Биофизика. – 2007. – Т. 52, вып. 4. – С. 693–698.*
4. *Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Загорская Н.Г. и др. Биохимические механизмы радиационного поражения природных популяций мышевидных грызунов. – СПб. : Наука, 1997. – 156 с.*
5. *Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Шевченко О.Г. и др. Биологические эффекты радиоактивного загрязнения в популяциях мышевидных грызунов. Екатеринбург : УрО РАН, 2004. – 214 с.*
6. *Маслов В.И., Маслова К.И. Радиоэкологические группы млекопитающих и птиц биогеоценозов районов повышенной естественной радиоактивности // Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. – М., 1972. – С. 173–191.*
7. *Маслова К.И., Материй Л.Д., Ермакова О.В. и др. Атлас патоморфологических изменений у полевок-экономок из очагов локального радиоактивного загрязнения. – СПб. : Наука, 1994. – 192 с.*
8. *Материй Л.Д., Ермакова О.В., Таскаев А.И. Морфофункциональная оценка состояния организма мелких млекопитающих в радиоэкологических исследованиях (на примере полевки-экономки). – Сыктывкар, 2003. – 164 с.*
9. *Наджафова Р.С. Цитогенетический мониторинг природных популяций грызунов в условиях повышенного радиационного фона // Биоиндикация радиоактивных загрязнений / отв. ред. Д.А. Криволуцкий. – М. : Наука, 1999. – С. 239–241.*
10. *Померанцева М.Д., Рамайя Л.К., Тестов Б.В. и др. Реципрокные транслокации у мышей, находившихся в районе Чернобыльской АЭС // Радиобиология. – 1990. – Т. 30, вып. 4. – С. 441–445.*
11. *Ракин А.О., Башлыкова Л.А. Результаты цитогенетического мониторинга мышевидных грызунов из района аварии на Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (1986–1996). В 2*

*т. Т. 1. – Сыктывкар, 1996 (Тр. Коми научн. Центра УрО РАН). – С. 113–122.*

12. *Соколов В.Е., Криволуцкий Д.Я., Усачев В.Л. Дикие животные в глобальном радиоэкологическом мониторинге. – М. : Наука, 1989. – 150 с.*
13. *Таскаев А.И., Башлыкова Л.А., Зайнуллин В.Г. Эколого-генетический мониторинг мышевидных грызунов из популяций, подвергшихся хроническому облучению // Радиац. биология. Радиоэкология. – 2010. – Т. 50, № 5. – С. 560–571.*
14. *Хрустова Н.В., Шишкина Л.Н. Влияние физико-химических характеристик липидов на взаимосвязь состава липидов с индексом печени мышей // Журнал эволюц. биохимии и физиологии. – 2011. – Т. 47, № 1. – С. 35–39.*
15. *Шишкина Л.Н., Кудяшева А.Г., Загорская Н.Г. и др. Влияние радиоактивного загрязнения на характер распределения диких мышевидных грызунов по величинам антиокислительной активности липидов органов // Радиац. биология. Радиоэкология. – 1998. – Т. 38, № 6. – С. 924–935.*
16. *Шишкина Л.Н., Кудяшева А.Г., Загорская Н.Г. и др. Регуляция окислительных процессов в тканях мышевидных грызунов, отловленных в зоне аварии на ЧФЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46, № 2. – С. 215–232.*
17. *Шишкина Л.Н., Кудяшева А.Г., Загорская Н.Г. и др. Показатели антиоксидантного статуса в тканях полевок-экономок из районов с повышенной естественной радиоактивностью // Радиац. биология. Радиоэкология. – 2005. – Т. 45, № 4. – С. 505–511.*
18. *Шишкина Л.Н., Кудяшева А.Г., Загорская Н.Г. и др. Участие процессов перекисного окисления липидов в механизме адаптации мышевидных грызунов к радиоактивному загрязнению зоны Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. – 2011. – Т. 51. – № 1. – С. 185–200.*
19. *Шишкина Л.Н., Смотряева М.А., Климович М.А. и др. Изменение состояния системы перекисного окисления липидов в тканяхэ грызунов разных видов в процессе старения // Успехи геронтологии. – 2008. – Т.21, № 3. – С. 513–515.*
20. *Kudyasheva A.G., Shishkina L.N., Shevchenko O.G. et al. Biological consequences of increased natural radiation background for Microtus oeconomus Pall. populations // J. Environ. Radioactivity. – 2007. – Vol. 97. – P. 39–41.*
21. *Kudyasheva A.G., Shishkina L.N., Zagorskaya N.G. et al. Biochemical consequences of radioactive contamination in the exclusion zone of the Chernobyl accident in populations of wild rodent // 20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future / eds. E.B. Burlakova, V.I. Naidich. – New York : Nova Science Publishers, 2006. – P. 303–329.*
22. *Shevchenko V.A., Pomerantseva M.D., Ramaiya L.K. et al. Genetic disorder in mice exposed to radiation in the vicinity of the Chernobyl nuclear power station // Sci. Total Environment. – 1992. – Vol. 112. – P. 45–56.*
23. *Shishkina L.N., Kudyasheva A.G., Zagorskaya N.G. et al. Participation of the Lipid peroxidation processes in mechanism of the wild rodent adaptation to radioactive contamination of the Chernobyl NPP zone // The Lessons of Chernobyl: 25 Years Later. / eds. E.B. Burlakova, V.I. Naidich. – New York : Nova Science Publishers, 2012. – C. 187–208.*
24. *Shishkina L.N., Kushnireva Ye.V., Smotryaeva M.A. The combined effect of surfactant and acute irradiation at low dose on lipid peroxidation process in tissues and DNA content in blood plasma of mice // Oxidation Commun. – 2001. – Vol. 24, No. 2. – P. 276–286.*

## РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ЛЕСНЫХ ПОЖАРОВ

Б.Л. Щербов, М.С. Мельгунов, Л.Н. Букреева, И.С. Журкова, Л.Д. Иванова, И.В. Макарова, М.В. Рубанов

Институт геологии и минералогии им. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, boris@igm.nsc.ru

## RADIOECOLOGICAL ASPECTS OF FOREST FIRES

B.L. Shcherbov, M.S. Melgunov, L.N. Bukreeva, I.S. Zhurkova, L.D. Ivanova, I.V. Makarova, M.V. Rubanov

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy Siberian Branch RAS

Our research of natural and artificial radionuclides' behavior during forest fires indicates that their reactions to high temperatures vary: uranium, potassium and radio-cesium migrate within smoke trails, while thorium passively accumulates at scorched sites. Fires are accompanied by change of indicative ratios. For example at one of fire sites, compared to the background area, Th/U ratio shifted from 1.25 to 2.11 and $^{137}Cs/^{90}Sr$ ratio shifted from 4.2 to 2.5 due to loss of some of uranium and active air migration of radio-cesium during fire. Radionuclides' migration together with toxic elements (Cd, Hg, Pb etc) raises the problem to the rank of environmental threat.

Среди многочисленных проблем, связанных с лесными пожарами (изменение климата и ландшафтных условий, повышение эрозионных свойств почв, гибель населенных пунктов, людей и животных, трансформация геохимических показателей почвенно-растительного покрова), радиоэкологические аспекты имеют особое значение. Повышенное внимание исследователей к поведению естественных и искусственных радионуклидов в лесных пирологических процессах обусловлено Чернобыльской катастрофой 1986 года. Многочисленными работами [1, 2, 11, 15] было показано, что искусственные радионуклиды (главным образом $^{137}Cs$) активно вов-

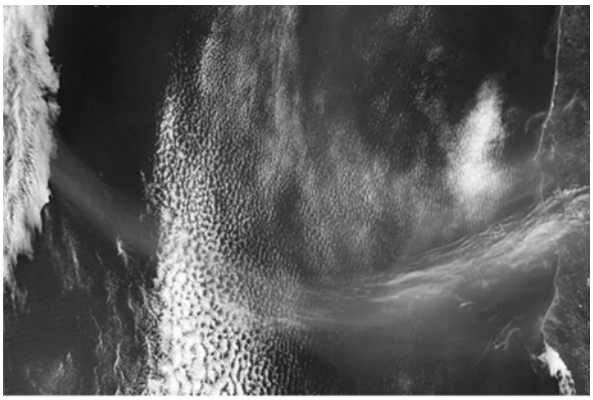


***Рис. 1.*** *Дым от пожаров в российских лесах окутал три американских штата – Вашингтон, Калифорнию и Орегон. Дымные облака из России в США перенес интенсивный западный ветер. Сначала дымовой шлейф накрыл Вашингтон – 17 апреля. В Калифорнию и Орегон дым прибыл 18 и 19 апреля соответственно (http://ecologrt.ru/images/news/2015-04-23-01.jpg)*

лекаются дымовыми шлейфами в атмосферную миграцию, осаждаясь на новых площадях и повышая их радиоактивные характеристики. Дальнейшими исследованиями были установлены масштабы распространения дымовых шлейфов: при определенных условиях выбросы дымовых частиц могут подниматься на высоту до 8-10 км и переноситься на тысячи км, как это показано на рисунке 1. Например, канадские ученые выявили повышение содержания радиоцезия в атмосфере Северной Америки в летние периоды, что было связано не только с канадскими, но и с сибирскими лесными пожарами [10].

В Сибири, вся территория которой была загрязнена искусственными радионуклидами в основном от ядерных испытаний на Новоземельском и Семипалатинском полигонах, активное изучение радиологии лесных пожаров впервые проведено сотрудниками Института геологии и минералогии СО РАН [12]. Совместное рассмотрение поведения искусственных ($^{90}$Sr, $^{137}$Cs, изотопов плутония) и естественных (U, Th, K), а тем более, с другими элементами, в мировой литературе не рассматривалось. Между тем, в последние десятилетия именно совместное воздействие различных токсикантов на живые организмы привлекает все большее внимание исследователей различных направлений экологии. Задачей наших исследований послужило установление места искусственных и естественных радионуклидов в миграционных рядах элементов, участвующих в дымовых эмиссиях лесных пожаров.

Все аналитические работы выполнены в ЦКП Многоэлементных и Изотопных исследований СО РАН по аттестованным методикам. Естественные радионуклиды (U, Th, k) и 137Cs определены гамма-спектрометрическим методом, $^{90}$Sr – по "Инструкции и методическим указаниям по оценке радиационной обстановки на загрязненных территориях", изотопы Pu – альфа-спектрометрическим методом.

Прежде всего, необходимо отметить, что источники поступления искусственных и естественных радионуклидов в компоненты лесного биогеоценоза имеют совершенно различную природу: для первой группы – это атмосферное выпадение, для второй – почвенный покров. Отсюда и характер распределения их в компонентах лесного биогеоценоза, как это видно на примере естественных радионуклидов и радиоцезия в наземных и древесных лишайниках (табл.1).

То, что по уровню активности радиоцезия в эпифитных и эпигейных лишайниках одного и того же региона практически всегда различаются весьма заметно, отмечалось нами неоднократно: это же замечание относится и к активности $^{137}$Cs, а также к вариациям величины торий/уранового показателя. Причину этого явления мы видим в условиях обитания лишайников. Сложнее представляется объяснение причин резкого различия величины отношения Th/U, например, в двух соседних регионах, Алтайском крае и Республике Алтай, где значение “эпигейные/эпифитные” в первом случае достигает 6,5, а во втором – 0,62, то есть различаются в 10,5 раз. Скорее всего, это связано с “…аномально низкими отношениями тория к урану”, отмеченному в одном из магматических массивов Горного Алтая [3]. Правильным кажется предположить, что в этом регионе отмеченный случай не единичен. В других областях Сибири такого резкого различия не отмечается (табл. 1). Причиной относительно высокого значения активности $^{137}$ Cs в лишайниках Ямало-Ненецкого АО вслед за М.Г. Нифонтовой следует признать Чернобыльскую катастрофу [7].

Дополнительным аргументом в пользу многообразия

*Таблица 1. Сравнение содержаний естественных радионуклидов (мг/кг) и удельной активности Cs-137 (Бк/кг) в лишайниках с различными условиями произрастания*

| Регион | Тип | n | U(Ra) | Th | Th/U | K | $^{137}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Алтайский край | I | 159 | 0,7 | 1,0 | 1,43 | 0,2 | 30 |
| | II | 5 | 0,9 | 0,2 | 0,22 | 0,3 | 48 |
| Республика Алтай | I | 41 | 1,4 | 0,4 | 0,29 | 0,2 | 48 |
| | II | 10 | 3 | 1,4 | 0,47 | 0,3 | 29 |
| Новосибирская область | I | 72 | 0,7 | 1,0 | 1,43 | 0,2 | 25 |
| | II | 7 | 1,5 | 1,8 | 1,2 | 0,5 | 40 |
| ЯНАО | I | 237 | 0,5 | 0,4 | 0,8 | 0,2 | 155 |
| Иркутская область | I | 76 | 0,8 | 1,1 | 1,37 | 0,2 | 18 |
| | II | 44 | 1,0 | 1,1 | 1,1 | 0,4 | 43 |
| Забайкальский край | I | 23 | 1 | 1,7 | 1,7 | 0,3 | 50 |
| Республика Саха (Якутия) | I | 38 | 0,6 | 0,9 | 1,5 | 0,3 | 45 |
| | II | 4 | 0,6 | 0,7 | 1,17 | 0,3 | 46 |

Примечание: во второй колонке I – лишайники эпигейные; II – лишайники эпифитные.

*Таблица 2. Среднее содержание естественных радионуклидов (г/т) и активность $^{137}Cs$ (Бк/кг) в компонентах лесного биогеоценоза Сибири*

| U(Ra) | Th | K | Th/U | $^{137}Cs$ |
|---|---|---|---|---|
| Лесные подстилки | | | | |
| 1,13(268) | 1,92(266) | 0,57(262) | 1,67 | 265(113) |
| Лишайники | | | | |
| 0,66(452) | 0,70(452) | 0,26(452) | 1,06 | 78(455) |
| Мхи | | | | |
| 1,25(81) | 1,24(78) | 0,43(79) | 1,0 | 69(81) |
| Травы | | | | |
| 0,70(57) | 0,69(57) | 1,09(57) | 1,0 | 3(57) |
| Хвоя | | | | |
| 0,72(121) | 0,46(121) | 0,39(121) | 0,64(121) | 18,2(121) |

Примечание: в скобках указано количество определений.

причин различного содержания естественных радионуклидов и радиоцезия в разных районах Сибири может служить и их уровень в разных компонентах лесного биогеоценоза (табл. 2).

Несмотря на достаточно представительный массив аналитических данных таблиц 1 и 2, уровни обозначенных содержаний радионуклидов не могут быть признаны для Сибири реперными на долгое время, поскольку они активно нарушаются многочисленными агентами, среди которых для нас важным служат лесные пожары. Рассмотрим конкретный объект, представляющий собой пожарище площадью около 10 тыс. га на российской территории (ленточный бор на юго-западе Алтайского края) и 3 тыс. га – на казахстанской. Тип пожара – верховой повальный.

Результаты пожара для химических элементов заключаются в их разделении на две самостоятельных группы (табл. 3) – воздушных мигрантов и инертно накопившихся в площади пожарища. Простые расчеты показали количественный вынос искусственных радионуклидов с удельной активностью (Бк/кг): $^{90}Sr$ – $3{,}5 \cdot 10^8$, $^{137}Cs$ – $2{,}9 \cdot 10^9$, $^{239+240}Pu$ – $1{,}5 \cdot 10^7$. Вместе с ними мигрировали (кг): Cd – 8,1, Hg – 2,2, Pb – 110, As – 32,2 и т.д. Следует отметить, что определение урана проводилось методом сцинтилляционной гамма-спектрометрии по дочернему изотопу Bi-214 (гамма-линия 1764,5 кэВ). Количество вынесенного U составило около 103 кг. Эта цифра может показаться обескураживающей, поэтому требует подтверждения примерами других пирологических объектов. Это тем более необходимо, потому что на обобщенном графике зависимости поведения элементов в пирологическом процессе от температуры их кипения количество мигрировавшего урана составило значительно меньший процент, чем в приведенном примере (рис. 2). Отметим, что содержания урана рассчитывались, исходя из предположения, что исходный изотоп (U-238) находится в состоянии векового радиоактивно-

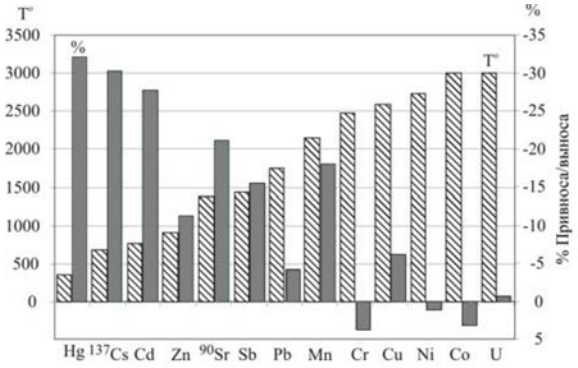



***Рис. 2.*** *Зависимость величины миграции элементов от температуры их кипения*

го равновесия с дочерними продуктами распада: Ra-226 – Rn-222 – Bi-214. То есть, при условии герметизации исследуемого образца и отсутствии эманирования из него радона указанным методом фактически определяется активность Ra-226.

Следует полагать, что часть этих элементов выпало на прилегающей к бору степи. Однако высокая интенсивность огня и стремительное его распространение дают основание предположить, что большое количество стабильных элементов-мигрантов и искусственных радионуклидов восходящими воздушными потоками было перенесено аэрозольными частицами дымового шлейфа на значительные (до нескольких тысяч км) расстояния. Возможность такого процесса в научной литературе описана [5, 8]. Миграционный ряд элементов для данного пирологического объекта выглядит следующим образом (% выноса):

$$Se(68) > Hg(64{,}5) > {}^{137}Cs(58{,}3) > Cd(52{,}5) > U(37{,}5) > Mn(31{,}5) > Pb(29{,}8) > {}^{90}Sr(28{,}6) > Pu(16) > Sb(14{,}7) > As(11{,}5).$$

Обобщенный миграционный ряд, построенный по всем пожарищам, принципиально мало отличается от приведенного, что легко объясняется некоторой исключительностью объекта: он явился результатом верхового повального пожара: при низовых пожарах количественная и качественная характеристика мигрантов будет совершенно иной. Поэтому нам кажется, что обобщение аналитических результатов следует провести каким-либо другим методом. Для этого нами рассмотрено поведение всех элементов на фоне их температур кипения, а значит, и испарения (рис. 2).

Естественно, прямое сравнение зависимости миграционной активности какого-либо элемента от его температуры кипения может показаться некорректным, поскольку биофильные свойства или формы нахождения также должны влиять на поведение его при пожаре. Все эти причины разобраны нами отдельно [13], но наши данные свидетельствуют: именно высокая температура служит основным агентом, разделяющим все элементы на воздушных мигрантов и пассивно накапливающихся в горелой площади.

Вместе с изменением содержания радионуклидов

*Таблица 3. Содержание стабильных элементов, естественных (г/т) и искусственных (Бк/кг) радионуклидов на фоновой и горелой площадях*

| Элементы-мигранты | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Hg | Cd | Pb | Zn | Mn | As | Sb | Se | **U** | **Th** | **$^{90}$Sr** | **$^{137}$Cs** | **Pu** |
| 0,031 | 0,145 | 12,1 | 44,7 | 640 | 2,6 | 0,75 | 0,29 | **2,0** | **2,5** | **11,2** | **47,0** | **0,87** |
| 0,011 | 0,07 | 8,5 | 32,5 | 439 | 2,3 | 0,64 | 0,092 | **1,25** | **2,64** | **8,0** | **19,5** | **0,73** |
| –64,5 | –51,7 | –29,8 | –27,3 | –31,4 | –11, | –14,7 | –68,3 | –37,5 | +5,3 | –28,6 | –58,3 | –16,1 |
| Породообразующие и связанные с ними элементы | | | | | | | | | | | | |
| Al | Fe | Ca | K | Na | Li | Be | Cu | Cr | Ni | Co | V | Mg |
| 3,2 | 1,05 | 0,67 | 1,46 | 1,19 | 7,5 | 1,1 | 16,6 | 38,7 | 13,9 | 3,3 | 29,2 | 0,20 |
| 4,3 | 1,37 | 0,67 | 1,65 | 1,41 | 8,1 | 1,23 | 18,2 | 42,2 | 15,3 | 3,6 | 30,5 | 0,22 |
| **+25,6** | **+23,3** | **0** | **+11,5** | **+15,6** | **+7,4** | **+10,5** | **+5,8** | **+8,3** | **+9,2** | **+8,3** | **+4,3** | **+9,1** |

Примечание: содержание Al, Fe, K, Na и Ca приведены в вес. %; первая строка – содержание элементов на фоновой площади, вторая – то же на пожарище, третья – % их выноса/накопления в пожарище.

меняются и величины индикаторных отношений Th/U и $^{137}$Cs/ $^{90}$Sr. Верхние 5 см лесной подстилки (в большинстве случаев подстилка полностью) на фоновой площади одного из объектов в ленточном бору Новосибирской области характеризуются величиной этих индикаторов (соответственно) 2,15 при разбросе значений от 0,93 до 2,75 и 2,46 (1,0–3–75). На пожарище величина отношений повысилась до 2,33 (Th/U) и 3, 88 ($^{137}$Cs/$^{90}$Sr) за счет потери при пожаре некоторой части урана и более энергичной воздушной миграции радиоцезия.

Приведенные количественные данные миграции радионуклидов и стабильных элементов, скорее всего, могут показаться малозначительными для огромной территории Сибири. Однако развернувшаяся в последние десятилетия дискуссия о воздействии малых доз на живые организмы [4, 9, 14] дает нам основание остановиться на этой проблеме, тем более, что к ней примыкает проблема так называемого сочетанного влияния различных факторов [6 ]. Как можно было видеть из приведенных рядов миграции, совместно с радиоцезием, радиостронцием и плутонием в дымовые эмиссии вовлекаются и “супертоксиканты” – ртуть, кадмий, свинец, а также другие химические элементы. Сюда же следует приплюсовать и различные органические соединения, постоянно регистрируемые в дымовых шлейфах. Не являясь специалистами в обозначенной проблеме, мы считаем своим долгом обратить внимание санитарно-гигиенических служб на сложный элементный состав атмосферных выбросов от лесных пожаров, которые иногда неделями и даже месяцами покрывают отдельные районы Сибири.

***Литература***


1. *Абдурагимов, И.М. Еще об одном аспекте экологических последствий Чернобыля // Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях. - 1990. - № 10. - С. 20-25.*
2. *Азаров С.И. Загрязнение атмосферы $^{137}$Cs при лесных пожарах в Чернобыльской зоне // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – № 4. – С. 506–515.*
3. *Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов. – Томск : ТПУ, 2015. – 299 с.*
4. *Бурлакова Е.Б. Сверхмалые дозы – большая загадка природы // Экология и жизнь. – 2000. – № 2. – С. 38–42.*
5. *Валендик Э.Н. Экологические аспекты лесных пожаров в Сибири // Сиб. экол. журн. – 1996. – № 1. – С. 1–8.*
2. *Маркизова Н.Ф., Преображенская Т.Н., Башарин В.А. и др.. Токсичные компоненты пожаров. – СПб. : Фолиант, 2008. – 200 с.*
3. *Нифонтова М.Г. Динамика содержания долгоживущих радионуклидов в мохово-лишайниковой растительности // Экология. – 1997. – № 4. – С. 273–277.*
4. *Пазухин Э.М., Боровой А.А., Огородников Б.И. Лесной пожар как фактор перераспределения радионуклидов чернобыльского генезиса в окружающей среды // Радиохимия. – 2004. – Т. 46, № 1. – С 93–96.*
5. *Пальмина Н.П. Механизм действия сверхмалых доз // Химия и жизнь. – 2009. – № 2. С. 10–13.*
6. *Радиоактивные лесные пожары // Наука и жизнь. – 2007. – № 2. – С. 10.*
7. *Савченко В.К. Экология Чернобыльской катастрофы. Научные основы Международной программы исследований. – Минск : Беларуская навука. – 1997. – 224 с.*
8. *Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Барашкова А.Н. Поведение Cs-137 в лесных пожарах Алтайского корая // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде : сб. докл. II Международной науч.-практ. конф. (Семипалатинск, Республика Казахстан, 16–18 октября 2002 г.). Семипалатинск : РИО СГУ им. Шакарима, 2002. – Т. 2. – С. 503–509.*
9. *Щербов Б.Л., Лазарева Е.В., Журкова И.С. Лесные пожары и их последствия. – Новосибирск : Гео, 2015. – 154 с.*
10. *Ярмоненко С.П. Фундаментальные мифы или Алхимия XXI века // Химия и жизнь. – 2007. – № 1. – С. 52–56.*
11. *Lujaniene G., Jankunaite D., Ogorodnikov V.I., Luianas V. Speciation of radionuclides in soil (the influence of high temperature) // Environ. Phys. – 1997. – Vol. 19, No. 2. – P. 21–25.*

# О ПРОЯВЛЕННОСТИ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ФАКТОРОВ ПО СООТНОШЕНИЮ СОДЕРЖАНИЯ ТОРИЯ И УРАНА В ЛИСТЬЯХ ТОПОЛЯ НА УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Д.В. Юсупов[1], Л.П. Рихванов[1], Н.В. Барановская[1], Л.М. Павлова[2], В.И. Радомская[2]

[1]Томский политехнический университет, Россия, yusupovd@mail.ru,rikhvanov@tpu.ru
[2]Институт геологии и природопользования ДВО РАН, Россия, pav@ascnet.ru

# ABOUT MANIFESTATION OF NATURAL AND TECHNOGENIC FACTORS BASED ON THE RATIO OF THORIUM AND URANUS CONTENT IN POPLAR LEAVES IN THE URBANIZED AREAS

D.V. Yusupov[1], L.P. Rikhvanov[1], N.V. Baranovskaya[1], L.M. Pavlova[2], V.I. Radomskaya[2]

[1]Tomsk Polytechnic University, Russia, yusupovd@mail.ru
[2]Institute of Geology and Nature Management, Far-Eastern Branch, RAS, pav@ascnet.ru

Методом инструментально нейтронно-активационного анализа определены содержания тория и урана в золе листьев тополя, произрастающего на разных территориях: пос. Усть-Баргузин, города Краснокаменск и Благовещенск. Торий и уран являются индикаторными элементами-трассерами, отражающими природную (пос. Усть-Баргузин), а также промышленную уранодобывающую (г. Краснокаменск) и топливно-энергетическую (г. Благовещенск) специализации урбанизированных территорий. Показано, что содержание и характер распределения Th и U в листьях тополя, а также показатель Th/U соотношения, можно использовать для целей эколого-геохимического дифференцирования городов.

The method instrumentally of a neutron activation analysis determined contents of thorium and uranium in leaves ash of the poplar growing in different territories: Ust-Barguzin, cities of Krasnokamensk and Blagoveshchensk. Thorium and uranium are the indicator elements tracers of natural (Ust-Barguzin), and also uranium mining (Krasnokamensk) and fuel and energy (Blagoveshchensk) specializations of the urbanized areas. It is shown that contents and nature of distribution of Th and U in poplar leaves, and also Th/U ratio, it is possible to use for ekology-geochemical assessment of the cities.

Города с экологических позиций – горячие точки окружающей среды с концентрацией населения, инфраструктуры, производства, источников загрязнения, где формируется техногенная среда, нередко неблагоприятная для здоровья человека. В России городское население составляет около 73%. Важнейшей задачей в изучении городов является поиск индикаторных объектов и показателей, с помощью которых можно составить эколого-геохимический портрет любого города [6, 17 и др.].

На урбанизированных территориях технологические процессы преобразования и синтеза химических веществ и элементов техногенного происхождения генетически связаны с процессами их миграции, седиментации, аккумуляции, сорбции-десорбции и др. в природных средах. Различают прямую связь (образование газоаэрозольных, жидких и твердых отходов производства и их поступление в окружающую среду) и обратную (возвращение отходов производства в технологический цикл). Выявление закономерностей миграции химических элементов в единстве с технологической и природной составляющими определяют главную задачу геохимии техногенеза [18]. Биогеохимические методы помогают в решении данной задачи. Они позволяют диагностировать изменения в состоянии окружающей среды на урбанизированных территориях. Для этой цели используются организмы биоиндикаторы и биомониторы.

Термины “биоиндикатор” (организм который дает информацию о качестве окружающей среды) и “биомонитор” (организм, который дает количественную информацию о качестве окружающей среды) используются отдельно, хотя некоторые растения могут служить одновременно и биоиндикаторами, и биомониторами [4]. При этом, они должны удовлетворять следующим требованиям: иметь повсеместное распространение в пределах природной зоны; выраженную количественную и качественную реакцию на отклонение свойств среды обитания от экологической нормы; биология данных видов – индикаторов должна быть хорошо изучена.

Всем этим требованиям отвечает вегетативная масса (листва) древесного растения рода тополь (*Populus*). Листья тополя рассматриваются как специфический геохимический планшет, который концентрирует элементы из почвы, а также улавливает пылеаэрозоли из атмосферного воздуха за счет морфологического и анатомического строения листовой пластины: шероховатой поверхности, наличия клейкого воска, особенностей расположения устьиц.

Проведенными ранее исследованиями показано [1, 3, 5, 15, 19, 20], что листья тополей накапливают специфичные химические элементы, в том числе радиоактивные элементы, обусловленные техногенными факторами – выбросами предприятий различных промышленных комплексов.

*Цель работы*. Оценка степени проявленности природной и техногенной составляющих в биогеохимической специализации разноплановых урбосистем по данным содержания тория и урана в золе листьев тополя. Для исследования отобрана вегетативная масса тополей, произрастающих в урбоэкосистемах, различающихся характером природной (пос. Усть-Баргузин) и промышленной геохимической специализации – уранодобывающая (г. Краснокаменск) и топливно-энергетическая (г. Благовещенск).

Теоретической основой данного исследования послужили научные работы в области экологической геохимии и биогеохимии В.А. Алексеенко, Н.В. Барановской, Р. Баргальи, И.Г. Берзиной, М.А. Глазовской, В.В. Добровольского, В.В. Ермакова, Н.С. Касимова, А.Л. Ковалевского, В.В. Ковальского, Л.П. Рихванова, Ю.Е. Саета и др.

На кафедре геоэкологии и геохимии Института природных ресурсов Национального исследовательского Томского политехнического университета (ТПУ) с 1998 г. проводятся исследования в области биогеохимического нормирования и районирования урбанизированных территорий Азиатской части России и Казахстана в масштабе 1:200000 – 1:100000 по данным опробования листьев тополя. Основным методом определения валового элементного состава образцов служит инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА), проводимый в аккредитованной ядерно-геохимической лаборатории на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т ТПУ (аналитик А.Ф. Судыко). База данных насчитывает более 1 тыс. проб с определенным содержанием 28 элементов, включая редкоземельные и радиоактивные.

## О проявленности природного фактора в содержании тория и урана

Влияние природного фактора на содержание тория и урана в природных средах, связанного с аномальными геохимическими условиями геологической среды, изучено на примере пос. Усть-Баргузин, расположенного на берегу Баргузинского залива на восточном побережье оз. Байкал и рассматриваемого как условно фоновая территория.

Средние содержания тория в пределах Байкальского региона составляют: в коренных породах – 9,1 г/т, в почвах – 7,2–7,9 г/т, в донных отложениях – 8,5 г/т [9]. С восточной стороны Байкала аномальная зона тория приурочена к Баргузино-Витимской металлогенической провинции, представленной гранитоидными породами повышенной щелочности. Контрастная и площадная аномалия тория установлена в районе полуострова Святой Нос. Она приурочена к щелочным породам витимканского и джидинского комплексов. Площадные высококонтрастные аномалии тория в этом районе конформны аномалиям урана [9].

Средние содержания урана в пределах Байкальского региона составляют: в коренных породах – 1,7 г/т, почвах – 2,4–3,6 г/т, в донных осадках – 2,7 г/т [9]. В коренных породах установлено несколько площадных природных геохимических аномалий урана. Одна из них (3–15 г/т) расположена в районе пос. Усть-Баргузин. Повышенные содержания урана здесь отмечены в субщелочных гранитоидах витимканского комплекса. С распределением аномальных содержаний урана в коренных породах генетически связаны аномалии урана в почвах. Отношение Th/U (по средним значениям) составляет от 2–3 до 7 (в почвах пойменных отложений) [9].

Среднее содержание тория в золе листьев тополя, отобранных на территории пос. Усть-Баргузин, составляет 1,4 г/т, урана – 0,6 г/т, отношение Th/U – 2,3. Коэффициент концентрации (Кс) составил для тория – 4,5, для урана – 0,8. Максимальные значения соотношения Th/U и Кс в сравнении с другими изученными урбанизированными территориями отмечены для тория и связаны, на наш взгляд, с петрогенным фактором геологической среды – влиянием щелочных и субщелочных гранитоидных комплексов пород Баргузинского выступа Байкало-Витимской складчатой области.

## О проявленности техногенных факторов в содержании тория и урана

*Уранодобывающая промышленность.* Главной эколого-геохимической особенностью уранодобывающей промышленности является поступление в окружающую среду радионуклидов радиоактивных семейств $^{238}U$, $^{235}U$, $^{238}Th$ [18]. Основными источниками выделения пыли, аэрозолей и газов при добыче урановых руд служат вентиляционные выбросы, пыление отвалов и хвостохранилищ. При открытых разработках атмосфера загрязняется также выбросами от технологического оборудования и транспорта, пылью и газами, образующимися при взрывных работах. В результате оседания пылеаэрозолей вокруг уранодобывающих предприятий формируются радиационные лито- и биогеохимические аномалии [5, 7].

Исследования проведены на территории города Краснокаменска, находящегося в зоне влияния добычи урановых руд Mo-U месторождений на Стрельцовском рудном поле в Забайкальском крае. Рудное поле относится к категории уникальных – общие запасы урана, сосредоточенные в девятнадцати пространственно сближенных месторождениях, оцениваются более чем в 250 тыс. т [7].

Эксплуатация месторождений Стрельцовского рудного поля ведется с 1968 года и сопровождается трансформацией природных ландшафтов прилегающих территорий, что подтверждено данными аэро-гамма-спектрометрической съемки. Содержание эквивалентного урана в почвах рудного поля спустя более двух десятилетий добычи и переработки увеличилось в 6 раз, с 2–8 до 12–48 г/т [7]. Экологическую ситуацию на данной территории и в ее окрестностях осложняет наличие источников техногенного загрязнения, связанных не только с деятельностью рудников, но и с сопутствующим производством Приаргунского горно-химического комбината.

Распределение тория и урана в листьях тополя на исследуемой территории установлено И.Г. Берзиной и др. методом f-радиографии [5]. Использование метода f-радиографии позволили авторам в зоне влияния урандобывающего предприятия идентифицировать пути проникновения в листья тополя и формы проявления делящихся элементов в них. Установлено, что, если делящиеся элементы попадают в растения через корневую систему, то их проявление повторяет макроструктуру листа. Если же на растении осаждаются радиоактивные пылевидные частицы, то распределение делящихся элементов в листе не повторяет его макроструктуру. При этом отображение на детекторе таких загрязнений имеет специфическую, характерную для пыли

*Таблица 1. Содержание тория, урана (г/т) и показатель их соотношения в золе листьев тополя на территории г. Краснокаменска (n=5)*

| Химический элемент | Селитебная зона | Промышленная зона |
|---|---|---|
| Th | 0,8 / (0,6–1,0) | 1,0 / (0,6–1,7) |
| U | 0,5 / (0,4–0,5) | 2,8 / (1,7–4,1) |
| Th/U | 1,8 | 0,4 |

*Таблица 2. Содержание тория, урана (г/т) и показатель их соотношения в образцах пылеаэрозолей с разным содержанием частиц угля (%) на урбанизированной территории г. Благовещенска*

| № пробы | Содержание угля | Th | U | Th/U |
|---|---|---|---|---|
| АМ-28 | 75 | 19,7 | 4,6 | 4,3 |
| АМ-1 | 62 | 18,4 | 4,2 | 4,4 |
| АМ-11 | 12 | 10,0 | 2,7 | 3,8 |
| АМ-16 | 5 | 8,6 | 1,8 | 4,8 |

конфигурацию. При этом микроскопические частицы урана на поверхности листьев тополя установлены на расстоянии 20 км от уранового месторождения [5].

Среднее содержание Th и U по данным ИНАА в золе листьев тополя, отобранных в селитебной и промышленной зонах г. Краснокаменска, приведены в таблице 1.

Среднее содержание Th в образцах в селитебной зоне составляет 0,8 г/т, U – 0,5 г/т, соотношение Th/U – 1,8. В промышленной зоне (карьер, отвалы, стволы шахт, хвостохранилища, гидрометаллургический и сернокислый заводы) среднее содержание Th в образцах – 1,0 г/т, максимальное – 1,7 г/т; средние содержания U – 2,8 г/т, максимальное – 4,1 г/т, отношение Th/U (по средним значениям) – 0,4. Низкое значение Th/U соотношения (<1) в золе листьев тополя в г. Краснокаменске является техногенной аномалией, свидетельствующей о наличие мощного источника эмиссии урана в окружающую среду, вызванной добычей и первичной переработкой урановых руд месторождений на Стрельцовском рудном поле.

Другим показателем геохимической трансформации окружающей среды служит коэффициент концентрации (Кс >3), рассчитанный с использованием данных о среднем содержании элементов совокупной выборки проб листьев на территории городов Азиатской части России и Казахстана. Построенный по Кс геохимический ряд показал, что в г. Краснокаменске выделяется устойчивая уран-ториевая специализация: U (6,5) >Th (3,1) [16].

Таким образом, с помощью методов f-радиографии и биогеохимии выявлены источники радиоактивного загрязнения окружающей среды, а также пути поступления радиоактивных элементов в растения; с помощью метода ИНАА в золе листьев тополя определены содержания урана и тория, уровень концентрации которых отражает геохимическую специализацию урандобывающего производства.

*Предприятия топливно-энергетического комплекса (ТЭК).* Влияние ТЭК, как техногенного фактора, на содержание тория и урана в листьях тополя рассмотрено на примере г. Благовещенска Амурской области, где работают ТЭЦ и ряд промышленных предприятий. Топливом для ТЭЦ служат бурые угли Ерковецкого, Райчихинского и Харанорского месторождений со средним содержанием в углях: U – 1,0; 1,5; 2,9 г/т и Th – 3,6; 3,8; 1,4 г/т; в золе углей: U – 7,0; 11,0; 29,0 г/т; Th – 25,4; 27,9; 14,0 г/т соответственно [2].

Содержание тория и урана в образцах пылеаэрозолей с различным содержанием частиц угля (по данным минералогического анализа) на территории г. Благовещенска приведены в таблице 2. Из данных этой таблицы следует, что с увеличением содержания угольных частиц в пробах пылеаэрозолей происходит отчетливое возрастание содержания тория и урана, при этом показатель Th/U соотношения снижается [14].

Анализ характера накопления и распределения урана и тория в почве и в золе листьев тополя на территории г. Благовещенска позволил выявить следующие особенности. По значению коэффициента вариации, согласно данным таблицы 3, однородные выборки (< 50%) установлены для Th и U в почвенном покрове; в золе листьев тополя сильно неоднородные (70–100%) выборки – у Th и крайне неоднородные (>100%) – у U.

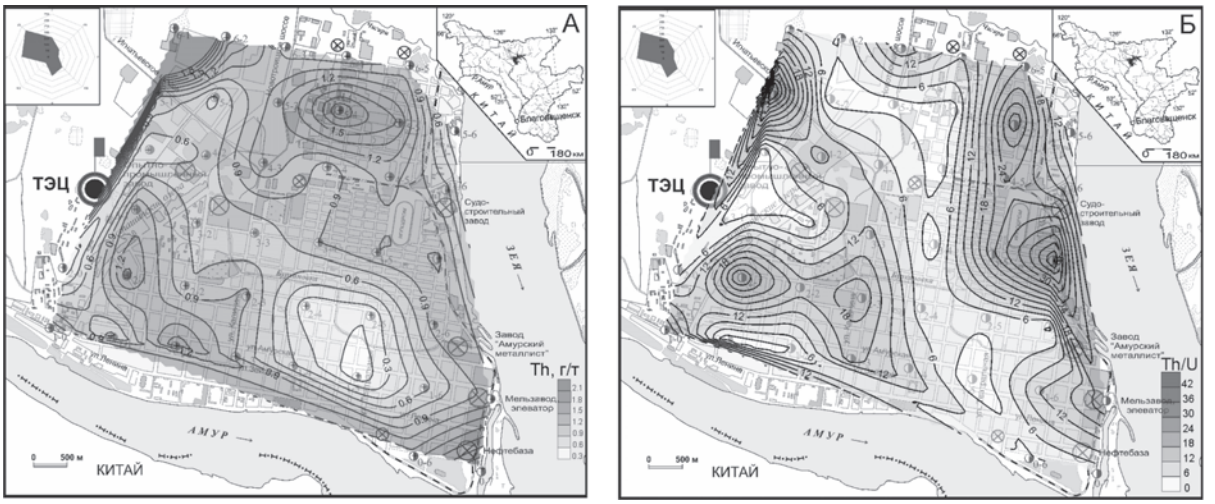
Средние содержания урана и тория в городских почвах (n) в 7–8 раз превышают их содержания в золе листьев тополя (0,n) при незначительном разбросе (в 2–3 раза) между минимальными и максимальными содержаниями. Также рассчитан показатель соотношения Th/U. В почве данное отношение равно 3,6, а в золе листьев тополя – 2,9.

Коэффициент концентрации по средним содержаниям тория в золе листьев тополя составил 3,3, урана – 1,2, что свидетельствует о наличие источника поступления тория на урбанизированную часть города. Пространственное распределение тория и значений соотношения Th/U на территории г. Благовещенска показано на рисунке 1.

Контрастные ореолы тория (рис. 1 А) и максимальных значений Th/U соотношения (рис. 1 Б) сосредоточены в северо-западном промышленном узле города,

*Таблица 3. Содержание тория, урана (г/т) и показатель их соотношения в почве и листьях тополя на урбанизированной территории г. Благовещенска (n=40)*

| Химический элемент | Почва | | Листья тополя | |
|---|---|---|---|---|
| | Содержание (среднее/min-max) | Коэффициент вариации, % | Содержание (среднее/min-max) | Коэффициент вариации, % |
| Th | (8,1±0,3) / (4,8–12,5) | 24 | (1,0±1,1) / (0,02–4,8) | 80 |
| U | (2,3±0,1) / (1,4–4,7) | 28 | (0,3±0,06) / (0,02–1,3) | 119 |
| Th/U | 3,6 | | 2,9 | |




а) б)

***Рис. 1.*** *Распределение тория (а) и соотношения Th/U (б) в золе листьев тополя на территории г. Благовещенска*

где расположены ТЭЦ и золоотвал, а также вдоль береговых линий крупных рек Амура и Зеи, где работают судостроительный и машиностроительный заводы. Кроме техногенного фактора существует воздействие природного фактора – ветрового переноса минеральных частиц (монацита, циркона) с пылью с береговых отмелей рек, что доказано минералогическими и электронно-микроскопическими исследованиями образцов пылеаэрозолей и верхнего горизонта почвы. На это указывает и соотношение Th/U в почве, близкое к значению 3,9 для верхней континентальной коры. Ореол с минимальными значениями соотношения Th/U (1,0–2,0) в золе листьев тополя отчетливо картирует зону воздействия подфакельных выбросов ТЭЦ (рис. 1 Б).

Проведенный анализ опубликованных и полученных данных содержания тория и урана в листьях тополя в сопряженных природных средах и на урбанизированных территориях показал, что эти элементы могут являться индикаторными элементами – геохимическими трассерами, отражающими вклад как природного (геохимический состав подстилающих горных пород), так и техногенного фактора в эколого-геохимическую характеристику города. А величина Th/U соотношения может служить количественным геохимическим индикатором трансформации окружающей среды в пределах урбанизированных территорий.

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержке РНФ № 15–17–1001.*

***Литература***

1. *Алексеенко В.А. Эколого-геохимические изменения в биосфере. Развитие, оценка. – М. : Универ. Книга ; Логос, 2006. – 520 с.*
2. *Арбузов С.И., Волостнов А.В., Ильенок С.С., Рыбалко В.И. Радиоактивные элементы (U, Th) в углях // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : материалы IV международной конф. (Томск, 4–8 июня 2013). – Томск : Изд-во ТПУ, 2013. – С. 56–62.*
3. *Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем : автореф. дис. … докт. биол. наук. – Томск, 2011. – 46 с.*
4. *Баргальи Р. Биогеохимия наземных растений. Пер. с англ. И.Н. Михайловой. – М.: Геос, 2005. – 457 с.*
5. *Берзина И.Г., Герцен Г.П., Столяров С.В. и др. Выявление радиоактивного загрязнения окружающей среды методом радиографии // Геохимия. – 1993. – № 3. – С. 449–456.*
6. *Битюкова В.Р., Касимов Н.С., Власов Д.В. Экологический портрет Российских городов // Экология и промышленность России. – 2011. – № 4. – С. 6–18.*
7. *Величкин В.И., Чуднявцева И.И. Ландшафтно-геохимические исследования при оценке радиоэкологического состояния окружающей среды в зоне влияния урандобывающего и перерабатывающего комплекса (на примере Стрельцовского Mo-U рудного поля // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2009. – № 2. – С. 99–114.*
8. *Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. – М. : Высшая школа. – 1988. – 328 с.*
9. *Гребенщикова В.И. Геохимия окружающей среды Прибайкалья (Байкальский геоэкологический полигон) / В.И. Гребенщикова, Э.Е. Лустенберг, Н.А. Китаев, и др. ; науч. ред. акад. М.И. Кузьмина ; Ин-т геохимии им. А.П. Виноградова. – Новосибирск : Гео, 2008. – 324 с.*
10. *Добровольский В.В. Основы биогеохимии. – М. : Академия, 2003. – 400 с.*
11. *Ермаков В.В. Геохимическая экология и биогеохимические критерии оценки экологического состояния таксонов биосферы // Геохимия. – 2015. – № 3. – С. 203–221.*
12. *Ковалевский А.Л., Ковалевская О.М. Биогеохимия урановых месторождений и методические основы их поиска. – Новосибирск : Гео, 2010. – 362 с.*
13. *Ковальский В.В. Геохимическая экология. Очерки. – М. : Наука, 1974. – 229 с.*

14. *Павлова Л.М., Радомская В.И., Юсупов Д.В. и др. Уран и торий в пылевых аэрозолях на трансграничной (Россия – Китай) урбанизированной территории // Экология урбанизированных территорий. – 2014. – № 2. – С. 102–108.*

15. *Рихванов Л.П., Арбузов С.И., Барановская Н.В. и др. Радиоактивные элементы в окружающей среде // Известия Томского политехнического университета. – 2007. – Т. 311, № 1. – С. 128–136.*

16. *Рихванов Л.П., Юсупов Д.В., Барановская Н.В. и др. Элементный состав листвы тополя как биогеохимический индикатор промышленной специализации урбасистем // Экология и промышленность России. – 2015. – Т. 19, № 6. – С. 58–63.*

17. *Сает Ю.Е., Ревич В.А., Янин Е.П. Геохимия окружающей среды. – М. : Недра, 1990. – 335 с.*

18. *Тютюнник Ю.Г. Техногенез урана. – Чернобыль, 1996. – 86 с.*

19. *Ялалтдинова А.Р., Барановская Н.В., Рихванов Л.П. Влияние выбросов промышленных предприятий г. Усть-Каменогорска на формирование элементного состава листьев тополя // Вестник Иркутского государственного технического университета. – 2014. – № 2. – С. 108–113.*

20. *Trace element Composition of poplar in Mongolain Cities / N.E. Kosheleva, I.V. Timofeev, N.S. Kasimov et al. // Biogenic-abiogenic interactions in natural and anthropogenic systems, lecture notes in earth system sciences / O.V. Frank-Kamenetskaya et al. (eds.). – Springer, 2016. – P. 165–177.*

# НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОМГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ КАТАСТРОФЫ (ОБЗОР)

А.В. Яблоков

Институт биологии развития им. Н.К. Кольцова РАН, Москва, Россия, alexey.ablokov@gmail.com

# SOME PECULIARITIES OF SPATIAL AND TEMPORAL DISTRIBUTION OF RADIONUCLIDES AFTER CHERNOBYL DISASTER (REVIEW)

A.V. Yablokov

Koltzov Institute of Developmental Biology RAS, Moscow, Russia

Анализ многих публикаций по распределению разных радионуклидов после Чернобыльской катастрофы в пространстве и времени показывает, что многократно большие мощности облучения, генерированные другими радионуклидами в период до середины октября 1986 г. требуют существенной корректировки всех расчетных уровней облучения, основанных на учете лишь Cs-137; расчетные эффективные дозы, полученные населением, ликвидаторами и видами живой природы могут оказаться многократно заниженными; специфическая для разных радионуклидов пятнистость загрязнения после Чернобыльской катастрофы исключает возможность корректного определения эффективной дозы для территорий больше порядка одного га.

Значительные активные выбросы радионуклидов в атмосферу из взорванного реактора четвертого блока ЧАЭС продолжались много дольше, чем считается в большинстве исследований. В результате рассекречивания данных, стало известно, что мощные выбросы из разрушенного реактора продолжались не до 17 мая 1986 г., а до 10 июля 1986 г. На рисунке 1 представлены данные по динамике этих выбросов, из которых видно, что использованные для всех расчетов НКДАР ООН и МАГАТЭ данные существенно занижены по сравнению с реальным выбросом.

Естественно, что и общее количество выброшенных радионуклидов, скорее всего, было существенно выше официально принятой величины в 5 000 ПБк [8].

Состав дозообразующих радионуклидов в первые дни, недели и месяцы существенно различался на разных, даже близкорасположенных, территориях (табл. 1).

Изменение состава радионуклидов на территориях в первые дни и недели после Катастрофы связано, как с разной композицией смеси радионуклидов, истекавших из реактора, так и с распадом короткоживущих радионуклидов. Только начиная с 1988–1989 гг., (и до настоя-

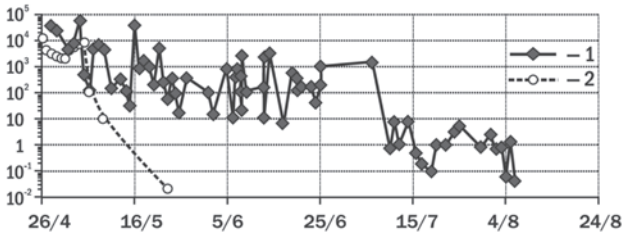



***Рис. 1.*** *Динамика выбросов по пятидневкам в период 26 апреля – 7 августа 1985 г. радиоактивных газо-аэрозолей в атмосферу из четвертого реактора Чернобыльской АЭС. Квадраты и сплошная линия – удельная бета-активность проб воздуха (по результатам авиационного мониторинга Вооруженными силами СССР) над ЧАЭС (Бк/м³); кружки и пунктир – данные по мощности выбросов, представленные СССР в МАГАТЭ [1].*

*Таблица 1. Состав дозообразующих радионуклидов на некоторых территориях в 1986 г. (по данным разных авторов из [8])*

| Дозообразующие нуклиды | Дата | Место |
|---|---|---|
| I-131, I-133 | 28 апреля | Нурмаярви, Финляндия (воздух) |
| I-131, Cs-137, Te -132 | 28 – 29 апреля | Минск (воздух) |
| Te-132 | 30 апреля – 1 мая | Барышевка, Киевская обл. (воздух) |
| I-131, Te -132, I-132 | 1 мая | Ниймеген, Нидерланды (воздух) |
| Te-132, I -132, I-131 | 1 мая | Краков, Польша (воздух) |
| I-131, Cs-137 | 5 мая | Скатан, Швеция (почва) |
| I-131, Te-132 + I-132, Sc-137 | 5 мая | Скутскар, Швеция (почва) |
| Ru-103, Cs-134 | 5 мая | Форкс, Вашингтон, США (воздух) |
| Ba-140 + La-140, Nb-95, Ru-103 | 8 мая | Борщовка, Гомельской обл. (почва) |
| Ru-103 | 10 мая | штат Теннеси, США (воздух) |
| I-131 | 11 мая | Рексбург, Айдахо, США (воздух) |
| I -131, Cs-137 | 11 мая | Нью-Йорк, США (воздух) |
| I-131, Te-132, I-132 | 5–6 мая | Салоники, Греция (почва) |
| Ce-141, Ce-144 | 8–15 мая | Средиземное море (вода) |
| I-131, Cs-137 | май | Мауна Лоа, Гавайи, США (воздух) |
| Cs -137, I-131 | май | Япония (почва) |
| Ru-108, Cs-134, Cs-137 | 8 мая – 20 июня | Соломонс, США (почва) |
| Pm-144, Nb-95 | Конец июля | Киев (листья деревьев) |
| Ce-144, Ru-106 | Июль – декабрь | г. Чернобыль (воздух) |

щего времени), на большинстве радиоактивно загрязненных территорий основными дозообразующими чернобыльскими радионуклидами являются цезий-137 и стронций-90. Период, в течение которого короткоживущие радионуклиды, в том числе, I-131, I-132 и I-133, были дозообразующими, иногда называется периодом “йодного удара”. В этот период, уровни облучения могли быть тысячекратно (!) выше тех, которые впоследствии стали считаться характерными для пораженных территорий. Влияние облучения в период “йодного удара” недостаточно оценено с точки зрения как биологических (экологических, генетических и, физиологических) так и радиологических (дозовых) последствий. Так, например, по суммарной радиационной нагрузке от чернобыльских Sr-90 и Cs-137 в России на первом месте – Брянская область, а по нагрузке от I-131 – Орловская область, а Брянская на последнем месте их пяти наиболее радиоактивно-загрязненных в результате Катастрофы областей Европейской части России [5, 9]. Более того, до сих пор не достаточно точно определена длительность “йодного” периода (до конца июля или до середины октября?).

Состав дозообразующих радионуклидов мог значительно изменяться даже на одной территории в разное время. В таблице 2 приведен один из примеров.

Через 30 лет после Катастрофы феномен изменения спектра дозообразующих радионуклидов вновь привлекает внимания не только в связи с окончанием периодов полураспада Cs-137 и Sr-90, но и в связи с увеличивающимся количеством Am-241 (в результате распада Pu-241). В результате, площади опасного загрязнения чернобыльскими трансурановыми радионуклидами на уровне 0,1 Ки/км$^2$ (официальный критерий отселения) к 2060 г. увеличатся в несколько раз [3, 4].

Пространственное распределение каждого чернобыльского радионуклида пятнисто, и отличается от распределения других радионуклидов (рис. 2).

*Таблица 2. Состав дозообразующих радионуклидов в атмосфере г. Чернобыля, 1986–1990 гг. [12]*

| Дата | Дозообразующие нуклиды |
|---|---|
| 1986 | Ce-144, Ru-106 |
| 1987 | Ru-106, Ce-144 |
| 1988 | Ce-144, Cs-137 |
| 1989 | Ce-144, Sr-90 |
| 1990 | Cs-137, Sr-90 |

Пятнистость проявляется и на расстоянии в несколько метров, и на расстоянии в сотни километров [7 и др.]. Эта пятнистость динамична в пространстве и времени (пятна радиоактивного загрязнения территорий каждым радионуклидами динамичны в пространстве и времени). На экологические и радиологические последствия этого феномена пятнистости обращается незаслуженно мало внимания.

Экологически важными оказываются природные (лесные, торфяные, луговые) пожары на радиоактивно загрязненных территориях. Они привели к масштабным переносам радионуклидов в Беларуси, России и Украине в 2002, 2008, 2010 и 2015 гг. В лесных экосистемах Европы через 30 лет после Катастрофы аккумулировано около 8% первичного радиоактивного выброса [10]. Леса становятся все более пожароопасными как и по причине замедленного разложения отмершей радиоактивной древесины [13], так и в результате антропогенного захламления, поджогов, потепления климата. В ходе пожаров 2002–2010 гг. в атмосферу попало 0,5 ПБк цезия-137, который распространился по Восточной Европе, и был обнаружен в Турции и Скандинавии [10].

Воздушные потоки, которые разносили по Северному полушарию чернобыльские радионуклиды, были ис-

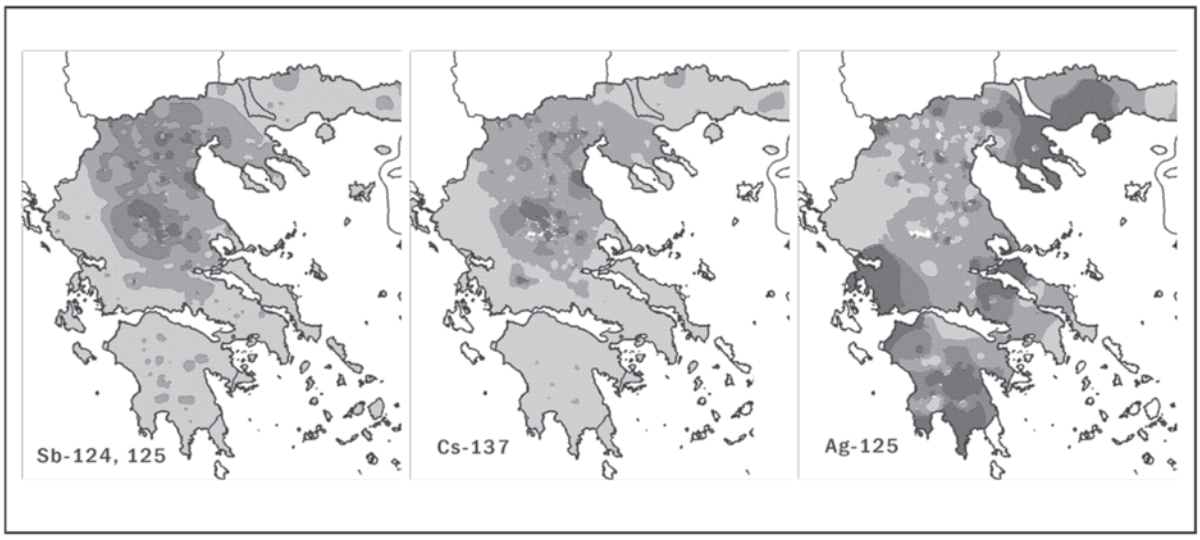



***Рис. 2.*** *Пятнистость выпадения чернобыльских Sb-124,125, Cs-137 и Ag-125 на территории континентальной Греции (по данным National Technical University of Athens, с разрешения S. E. Simopoulos; arcas.nuclear.ntua.gr/apache2-default/radmaps/page1.htm)*

точником дополнительной ионизации воздуха и изменения электромагнитных полей над всеми радиоактивно загрязненными территориями [6 и др.]. Над радиоактивно загрязненными в результате Катастрофы территориями наблюдалось значимое увеличение числа молний [11], связанное с увеличением ионизации воздуха. Этот радиогенный феномен был обнаружен и после катастрофы в Фукусиме [14]. Экологические последствия этого явления неизвестны. Неизвестны и экологические эффекты от атмосферных радиотоксинов [2]. По аналогии с радиотоксинами, возникающими при облучении в живых тканях, атмосферные радиотоксины должны быть специфичными для разных радионуклидов, и вызывать специфические радиогенные эффекты.

Динамика пространственно-временного распределения чернобыльских радионуклидов требует специального анализа по отношению к каждому из десятков дозообразующих в йодный период радионуклидов. Пока такой анализ был сделан лишь для Cs-137 (и, для некоторых территорий, для I-131).

Из кратко представленного выше материала следует:

- многократно большие мощности облучения, генерированные другими радионуклидами в период до середины октября 1996 г. требуют существенной корректировки всех расчетных уровней облучения, основанных на учете лишь Cs-137;
- расчетные эффективные дозы, полученные населением, ликвидаторами и видами живой природы могут оказаться многократно заниженными;
- специфическая для разных радионуклидов пятнистость загрязнения после Чернобыльской катастрофы исключает возможность корректного определения эффективной дозы для территорий больше порядка одного га.

***Литература***

1. *Гаврилин Ю.И. Анализ результатов радиационных исследований, проведенных после аварии на Чернобыльской АЭС // Проблемы здоровья и экологии. – 2006. – № 7. – С. 11–17.*
2. *Гагаринский А.Ю., Головин И.С., Игнатьев В.В. и др. Ядерно-энергетический комплекс бывшего Союза. Аналитический обзор. – М. : Ядерное об-во, 1994. – 106 с.*
3. *Израэль Ю.А., Богдевич И.М. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия – Беларусь). – М. : Инфосфера, 2009. – 140 с.*
4. *Ильяшук, А.Ю., Миронов В.П. Плутоний и америций на территории Беларуси: уровни загрязнения и физико-химические формы [Электронный ресурс] // Радиоэкология XXI века : межд. науч.-практ. конф. – Красноярск : Сиб. фед. ун-т, 2011. – URL: http://conf.sfukras.ru/conf/radioecology-XXI/report?memb_id=1741.*
5. *Махонько К.П., Ким В.М. Реконструкция доз от излучения $^{131}I$ по выпадениям из атмосферы суммы β-активных радионуклидов после Чернобыльской аварии : Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях : труды межд. конф., г. Москва, 24–26 апреля 2000 г. – СПб., 2000. – Т. 3. – С. 34–40.*
6. *Пельгунов А.Н. Паразиты и паразитарные системы в радиационных биогеоценозах: зона аварии Чернобыльской АЭС. – М. : Наука, 2005. – 208 с.*
7. *Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах : по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М. : Наука, 1999. – 228 с.*
8. *Яблоков А.В., Нестеренко В.Б., Нестеренко А.В. и др. Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы. – М. : Товарищество научных изданий КМК, 2016. – 826 с.*
9. *Drozdovich V., Bouville A., Chobanova N. et al. Radiation exposure to the population of Europe following the*

*Chernobyl accident // Radiation Protection Dosimetry. – 2007. – Vol. 123, No. 4. – P. 515–528.*

10. *Evangeliou N., Balkanski Y., Cozic A. et al. Fire evolution in the radioactive forests of Ukraine and Belarus: future risks for the population and the environment [Электронный ресурс] // Ecol. Monogr. – 2008. – Vol. 85. – P. 49–72. – URL: dx.doi.org/10,1890/14–1227,1.*
11. *Israelsson S., Schutte T., Pisler E. Increased occurrence of lightning flashes in Sweden during 1986 [Электронный ресурс] // J. Geoph. Res. – 1987. – Vol. 92, No. D9. – P. 10996–10998. – URL: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10,1029/JD092iD09p10996/full.*
12. *Kryshev I.I., Makhon'ko K.P., Sazykina T.G. Dose assessment and reconstruction in the areas of Russia contaminated after the Chernobyl accident. – 1994*
13. *Mousseau T.A., Milinevsky G., Kenney Hunt J. et al. Highly reduced mass loss rates and increased litter layer in radioactively contaminated areas. Oecologia, 9 p. DOI 10,1007/s00442-014-2908-8. Assessing the radiological impact of past nuclear activites and events. – Vienna : IAEA TECDOC 755, 2014. – P. 105–114.*
14. *Takeda M., Yamauchi M., Makino M. et al. 2011 Initial effect of the Fukushima accident on atmospheric electricity [Электронный ресурс] // Geophys. Res. Lett. – 2011. – Vol. 38. – L15811. – URL: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10,1029/2011GL048511/pdf.*

# О ДОЗОВОМ И ЭКОЛОГИЧЕСКОМ ПОДХОДАХ В ОЦЕНКЕ ЧИСЛА СМЕРТЕЙ ПРИ РАДИАЦИОННЫХ АВАРИЯХ (НА ПРИМЕРЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ КАТАСТРОФЫ)

А.В. Яблоков

Институт биологии развития им.Н.К. Кольцова РАН, Москва, Alexey.ablokov@gmail.com

# ABOUT DOSAGE AND ENVIRONMENTAL APPROACHES TO ESTIMATING THE NUMBER OF DEATHS AT RADIATION ACCIDENTS (ON THE EXAMPLE OF THE CHERNOBYL DISASTER)

A.V. Yablokov

Koltzov Institute of Developmental Biology RAS, Moscow, Russia

Противоречивость оценок числа дополнительных смертей, вызванных чернобыльской катастрофой вызвана тем, что расчеты велись для разных периодов после Катастрофы, не охватывали все пораженные территории и не учитывали действие всех радионуклидов. Стандартизация опубликованных оценок (на единое время, на все территории, на все радионуклиды) возможна двумя методологически разными подходами – "дозовым" и "экологическим". При всех вариантах такой стандартизации, дополнительная чернобыльская смертность, на фоне смертности от всех других причин, будет малозаметна (не более 0,5% общей смертности), но тем не менее она составит на все время не тысячи, а сотни тысяч человек.

Существуют два методологически разных подхода к оценке числа дополнительных "чернобыльских" смертей (Яблоков и др., 2016): 1) исходя из расчетов коллективных доз и радиогенных рисков ("дозовый" подход), и 2) сравнением смертности на рядом расположенных в разной степени радиоактивно загрязненных территориях ("экологический" подход).

## Оценки дополнительной смертности с использованием "дозового" подхода

В обзоре А. Клауссен и А. Розена [19] приведены данные по возможному числу радиогенных раковых заболеваний (и смертей) при пересчете на единые величины радиогенных рисков [(0,2 случая рака на чел/Зв; CI 0,09–0,35) [13] и смертности [0,1 случаев смерти от рака на чел/Зв; CI 0,05–0,19 [27] (табл. 1).

Следующим шагом стандартизации является расчет дополнительной чернобыльской смертности не только от раков, но и от всех других заболеваний. Опубликованные данные [23, 25] позволяют принять, что радиогенный риск смерти от сердечно-сосудистых заболеваний такой же, как от всех раков {допущение "1"}. В таблице 2 приведены результаты соответствующих расчетов.

Для того чтобы учесть смертность от всех радиогенных заболеваний, примем (на основании общих медицинских данных), что смертность от всех остальных заболеваний (внутренних органов, иммунных, эндокринных и генетических, для которых вероятна связь с облучением), суммарно определяют примерно такой же риск радиогенной смерти, как от раков и от сердечно-сосудистых заболеваний {допущение "2"}.

Для того чтобы сделать сопоставимыми данные разных авторов по отдельным регионам и разным периодам, учтем что:

- Беларусь, Украина и Европейская часть России получила 36% мировой коллективной дозы, остальная Европа – 55%, мир вне Европы – 11% [14];
- примем, что за первые 20 лет получено 75% коллективной дозы, за 50 лет – 80% , за 70 лет – 85% , за 80 лет – 95% {допущение "3"}.

Соответствующие расчеты приведены в таблице 3. В эту таблицу добавлены также расчеты на основе данных [17] и [24]. Все расчеты коллективных доз в приведенных в табл. 3 работах, основаны на картах радиоактивного загрязнения по цезию-137, составленных через несколько лет после Катастрофы [20], и отражают эффекты облучения только этим радионуклидом. Исклю-

*Таблица 1. Расчеты заболеваемости и смертности от всех раков с учетом единых минимальных и максимальных коэффициентов риска [19]*

| Источник | Человек | Чел/Зв | Заболеваемость | | Смертность | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Фактор риска по [13] | – | – | 0,09 | 0,35 | 0,05 | 0,39 |
| *"Чернобыльскии Форум", за первые 20 лет [18]* | | | | | | |
| Украины, Беларусь, Россия | – | 55000 | 4950 | 19250 | 2750 | 10450 |
| Международное агентство по ракам, за первые 80 лет [16] | | | | | | |
| Ликвидаторы 1986–1987 гг. | 200000 | 30000 | 2700 | 10500 | 1500 | 5700 |
| Эвакуированные | 135000 | 2400 | 216 | 840 | 120 | 450 |
| *Украина, Беларусь, Россия* | | | | | | |
| Cs-137 >555 кБк/м$^2$ | 270000 | 22500*** | 2025 | 7875 | 1125 | 4275 |
| Cs-137 37–555 кБк/м$^2$ | 6800000 | 101250*** | 9113 | 35438 | 5063 | 19238 |
| Всего | 7405000 | 156150 | 14054 | 54653 | 7808 | 29669 |
| *НКДАР ООН (оценка 2013 г.) [26], за первые 80 лет* | | | | | | |
| Европа | – | 400000 | 36000 | 140000 | 20000 | 76000 |
| *НКДАР ООН (оценка 1998 г.) [14]* | | | | | | |
| Россия, Беларусь, Украина (36%) | – | 216000 | 19440 | 75600 | 10800 | 41040 |
| Остальная Европа (53%) | – | 318000 | 28620 | 111300 | 15900 | 60420 |
| Остальной мир (11%) | – | 66000 | 5940 | 23100 | 3330 | 12540 |
| Всего | – | 600000 | 54000 | 21000 | 30000 | 114000 |
| *Министерство энергетики США [12], за первые 80 лет* | | | | | | |
| Россия, Беларусь, Украина | – | 326000 | 29340 | 114100 | 16300 | 61940 |
| Остальная Европа | – | 580000 | 52200 | 203000 | 29000 | 110200 |
| Остальной мир | – | 28000 | 2520 | 9800 | 1400 | 5320 |
| Всего | – | 934000 | 84060 | 326900 | 46700 | 177460 |
| *СССР (оценка 1986 г.) за первые 50 лет [7]* | | | | | | |
| Эвакуированные* | 135000 | 16000 | 1140 | 5600 | 800 | 3040 |
| Население на расстоянии 1000 км | 75000000 | – | – | – | – | – |
| А) Внешнее облучение | – | 290000 | 26100 | 101500 | 14500 | 55100 |
| Б) внутреннее (Cs134/137) | – | 2100000** | 189000 | 735000 | 105000 | 399000 |
| Всего | 75135000 | 2406000 | 216540 | 842100 | 120300 | 457140 |

Примечание: * – только внешнее облучение; ** – на 70 лет; *** – за первые 10 лет.

чение составляют данные, представленные СССР в МАГАТЭ в августе 1986 г. [7], которые оценивают коллективную дозу на основе влияния всех радионуклидов (кроме радиоактивных благородных газов).

В таблице 4 приведено сравнение стандартизированных оценок дополнительной чернобыльской смертности в шести опубликованных работах на основе "дозового" подхода.

Все приведенные в таблице 4 цифры (кроме расчетов по данным СССР, 1986 г.) касаются только радиоцезия и должны быть скорректированы на влияние других радионуклидов (по мнению Дж. Гофмана (1994а) – +3%, но это без учета углерода-14, хлора-26 и технеция-99). Влияние радиоуглерода рассматривается только Дж. Гофманом (1994б, см. ниже), вопрос о влиянии хлора-26 и технеция-99 справедливо поставлен Я. Фейрли и Ф. Самнером и [22], исходя из крайне длительных периодов полураспада этих радионуклидов (соответственно, 23 тыс. лет и 30 тыс. лет).

Известны две публикации с расчетами дополнительной чернобыльской смертности, выполненные авторами, не связанными с атомной индустрией, МАГАТЭ, ВОЗ и НКДАР ООН с использованием дозовой концепции [2, 3, 15].

В монографии Дж. Гофмана [2] приведен самый подробный из всех опубликованных к настоящему времени расчетов дополнительной чернобыльской онкологической смертности на основе дозового подхода (суммарно 52 стр. текста, включая 8 таблиц). В таблице 5 приведены суммарные данные из этой работы.

Если скорректировать данные Дж. Гофмана на более точные оценки выброса радиоцезия (не 73, а 132 ПБк), то число случаев смерти от раков вызванных чернобыльским радиоцезием (с принятым им коэффициентом риска 0,27 чел/Зв) должно составить [(500000 x 132): 73] = 904136 случаев. В другой монографии Дж. Гофмана [3] есть расчет числа смертных случаев от радиогенного рака, вызванного внутренним облучением радиоуглеродом (432000 случая; Гофман, 1994, с. 512). С учетом этого, суммарное число смертельных "чернобыльских" раков, вызванных радиоцезием и радиоуглеродом, составит (904136 + 432000) = 1336136. Пересчет на общее число дополнительных смертей (с учетом всех заболеваний, см. {1}, {2}) на все время составит 1336136 x 3 = 4008408 случаев.

Р. Бертелль [15], на основе общей оценки выброса всех радионуклидов по оценке НКДАР ООН 2000 г (без учета радиоуглерода), и с использованием коэффици-

*Таблица 2. Смертность от раков и от сердечно-сосудистых заболеваний (расчет автора по данным таблицы 1, исходя из допущения "1")*

| Источник | Человек | Чел/Зв | От раковот сердечно-сосудистых | | | | Σ | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Фактор риска по BEIR VII | – | – | 0,05 | 0,19 | 0,05 | 0,19 | min | max |
| *Расчет по данным "Чернобыльского Форума" [18], за первые 20 лет* | | | | | | | | |
| Украины, Беларусь, Россия | – | 55000 | 2750 | 10450 | 2750 | 10450 | 5500 | 20900 |
| *Расчет по данным Международного агентства по ракам [16], за первые 80 лет* | | | | | | | | |
| Ликвидаторы 1986–1987 гг. | 200000 | 30000 | 1500 | 5700 | 1500 | 5700 | 3000 | 114000 |
| Эвакуированные | 135000 | 2400 | 120 | 450 | 120 | 450 | 240 | 900 |
| Украина, Беларусь, Россия Cs-137 >555 кБк/м$^2$ | 270000 | 22500 | 1125 | 4275 | 1125 | 4275 | 2250 | 8550 |
| Украина, Беларусь, Россия Cs-137 37–555 кБк/м$^2$ | 6800000 | 101250 | 5063 | 19238 | 5063 | 19238 | 10126 | 38476 |
| всего | 7405000 | 156150 | 7808 | 29669 | 7808 | 29669 | 15616 | 45338 |
| *Расчет по данным НКДАР ООН (оценка 2013 г.) [26], за первые 80 лет* | | | | | | | | |
| Европа | – | 400000 | 20000 | 76000 | 20000 | 76000 | 40000 | 152000 |
| *Расчет по данным НКДАР ООН (оценка 1998 г.) [14], за первые 70 лет* | | | | | | | | |
| Россия, Беларусь, Украина (36%) | – | 216000 | 10800 | 41040 | 10800 | 41040 | 21600 | 82080 |
| Остальная Европа (53%) | – | 318000 | 15900 | 60420 | 15900 | 60420 | 31800 | 120840 |
| Остальной мир (11%) | – | 66000 | 3330 | 12540 | 3330 | 12540 | 6660 | 25080 |
| Всего | – | 600000 | 30000 | 114000 | 30000 | 114000 | 60000 | 228000 |
| *Расчет по данным Министерство энергетики США [12], за первые 50 лет* | | | | | | | | |
| Россия, Беларусь, Украина | – | 326000 | 16300 | 61940 | 16 300 | 61940 | 32600 | 123880 |
| Остальная Европа | – | 580000 | 29000 | 110200 | 29000 | 110200 | 58000 | 220400 |
| Остальной мир | – | 28000 | 1400 | 5320 | 1400 | 5320 | 2800 | 10640 |
| Всего | – | 934000 | 46700 | 177460 | 46700 | 177460 | 93400 | 354920 |
| *Расчет по данным СССР (оценка 1986 г.) [7] за первые 50 лет* | | | | | | | | |
| Эвакуированные | 135000 | 16000 | 800 | 3040 | 800 | 3040 | 1600 | 6080 |
| Население на расстоянии 1000 км Внешнее облучение | – | 290000 | 14500 | 55100 | 14500 | 55100 | 29000 | 110200 |
| Население на расстоянии 1000 км внутр. (Cs 134/137) | – | 2100000 | 105000 | 399000 | 105000 | 399000 | 210000 | 798000 |
| Всего | 75135000 | 2406000 | 120300 | 457140 | 120300 | 457140 | 240600 | 914280 |

*Таблица 3. Возможная суммарная смертность от всех радиогенных заболеваний, вызванных Чернобылем (расчета автора на основе стандартизации данных из разных публикаций с учетом допущений "1", "2" и "3", см. текст)*

| Территория, популяция | Чел/Зв | Σ от раков + сердечно-сосудистых, max | Σ от всех остальных, max | Вся радиогенная смертность, max | Расчет по данным |
|---|---|---|---|---|---|
| Беларусь, Украина, Россия | 55000 | 20900 | 10450 | 31150 | "Чернобыльский Форум", 1986–2005 гг. Если Беларусь, Украина и Россия = 36%, то 100% = 86 528. Если за 20 лет получено 75% дозы, то 100% = 114037. |
| Ликвидаторы 1986–1987 гг. | 30000 | 11400 | 5700 | 17100 | Международное агентство по ракам (оценка1996 г.) [16], 1986–2065 гг. Если Беларусь, Украина и Россия = 36% [14], то весь мир = 208352; если за 80 лет – 95% , то 100% = 219318. |
| Эвакуированные | 2400 | 900 | 450 | 1350 | |
| Украина, Беларусь, Россия Cs-137 >555 кБк/м$^2$ | 22500 | 8550 | 4275 | 12825 | |
| Украина, Беларусь, Россия Cs-137 37–555 кБк/м$^2$ | 101250 | 38476 | 19238 | 57714 | |
| Всего | 156150 | 45338 | 29669 | 75007 | |
| Европа, 0,1 мЗв | 2748 млн. | 9000 | 4500 | 13500 | Международное агентство по ракам (оценка 2006 г.) [17], за 1986–2065 гг. Если Европа – 89%, то весь мир = 140898; если за 80 лет – 95%, то 100% = 148314. |
| Европа, 0,3 мЗв | 158,5 млн. | 18800 | 9400 | 28200 | |
| Европа, 0,7 мЗв | 73,1 млн. | 13400 | 6700 | 20100 | |
| Европа, 1,8 мЗв | 54,6 млн. | 20800 | 10400 | 31200 | |
| Европа, 6,1 мЗв | 11,2 млн. | 14000 | 7000 | 21000 | |
| Всего | 572,2 млн. | 76000 | 38000 | 114000 | |
| Европа | 400000 | 152000 | 76000 | 228000 | НКДАР ООН (оценка 2013 г.), за 1986–2065 гг. Если Европа – 89%, то весь мир = 256178. |
| Россия, Беларусь, Украина (36%) | 216000 | 82080 | 41040 | 123120 | НКДАР ООН (оценка 1996 г.) [14], за 1986–2065 гг. Если за 80 лет – 95%, то 100% = 360000. |
| Остальная Европа (53%) | 318000 | 120840 | 60420 | 181260 | |
| Остальной мир (11%) | 66000 | 25080 | 12540 | 37620 | |
| Всего | 600000 | 228000 | 114000 | 342000 | |
| Россия, Беларусь, Украина (35%) | 326000 | 123880 | 61940 | 185820 | Министерство энергетики США [12], за 1986–2036 гг. Если за 50 лет получено 80% дозы, то 100% = 665475. |
| Остальная Европа (62%) | 580000 | 220400 | 110200 | 330600 | |
| Остальной мир (3%) | 28000 | 10640 | 5320 | 15960 | |
| Всего | 934000 | 354920 | 177460 | 532380 | |
| Эвакуированные, внешнее облучение | 16000 | 3040 | 3040 | 6080 | СССР (оценка 1986 г.) [7], за 1986–2055 гг. Если 1371720 за 50–70 лет составляет 85%, то 100% = 1 613 788 случаев. |
| Население на расстоянии 1000 км, внешнее облучение (на 50 лет) | 290000 | 110200 | 55100 | 165300 | |
| Население на расстоянии 1000 км, внутреннее облучение Cs 134/137 (на 70 лет) | 2100000 | 798000 | 399000 | 1197000 | |
| Всего | 2406000 | 914280 | 457140 | 1371420 | |

*Таблица 5. Число смертей от чернобыльских раков по странам от внешнего облучения цезием-134 + цезием-137, из расчета выброса 73 ПБк радиоцезия и риске смерти от облучения в 0,27 чел/Зв [2].*

| | Солидные раки | Лейкемия | Все раки | Комментарии |
|---|---|---|---|---|
| Беларусь, Украина, Россия | 207750 | 8560 | 216310 | С учетом внешнего облучения другими радионуклидами (3%, что соответствует 14564 случаям) общее число смертей составит 500015 случаев (на все время) |
| Остальная Европа | 239685 | 10228 | 249913 | |
| Остальной мир | 18468 | 761 | 19229 | |
| Всего | 465903 | 19 549 | 485452 | |

ента риска радиогенной смерти от рака 0,2 чел/Зв, получила максимальное значение возможного числа жертв в 1786657 случаев. Пересчет на общее число дополнительных смертей (с учетом равновеликой смертности и от сердечно-сосудистых, и от иных нераковых заболеваний, см. {1}, {2}) на все время составит (1786657 х 3) 5359971 случаев "чернобыльских" смертей на все время.

### Оценка дополнительной смертности с использованием "экологического" подхода

Наиболее подробное сравнение смертности на более радиоактивно загрязненных территориях с рядом расположенными менее загрязненными, произведено в России В.В. Худолеем с соавторами [8].

В каждой из шести областей России, наиболее пострадавших от чернобыльских выпадений – Брянской, Тульской, Калужской, Орловской, Рязанской и Курской (население 7418 тыс. человек на 2002 г.) в 1999 г. >5% населения проживало на территориях, почва которых была загрязнена на уровне ≥37 кБк/м$^2$. Смертность в этих областях сравнивалась со смертностью в шести соседних регионах, с теми же природными, демографическими и социально-экономическими показателями (Смоленской, Белгородской, Липецкой, Тамбовской, Владимирской областях и Республики Мордовия, население 7832 тыс. человек на 2002 г.), в которых >1% населения проживало на территориях, почва которых загрязнена на уровне ≥37 кБк/м$^2$.

Расчеты показали статистически достоверное превышение показателей стандартизованной по возрасту (рис. 1) смертности населения шести загрязненных регионов над смертностью в менее загрязненных регионах.

Аналогичная ситуация выявляется и при сравнении соседних регионов, различающихся по уровню радиоактивного загрязнения (рис. 2).

Общее число дополнительных смертей для шести более радиоактивно загрязненных регионов (рассчитанное на основании стандартизованной смертности), составляет по шести сильно загрязненным областям 60400 случаев (CI 95% 54880–65920) или 3,75% населения. Полученная величина (60400 дополнительных смертей для 1612000 человек, проживавших на территориях с уровнем радиоактивного загрязнения ≥1 Ки/км$^2$ по цезию-137 на 1987 г. в шести перечисленных выше регионах России) позволяет рассчитать среднюю дополнительную смертность за 15 лет (1990–2004 гг.) после Катастрофы для таких радиоактивно загрязненных территорий:

*Таблица 4. Сравнение оценок дополнительной чернобыльской смертности от загрязнения радиоцезием (по данным табл. 3) на 1986–2065 гг.*

| Расчеты по данным | Число смертей |
|---|---|
| МАГАТЭ и ВОЗ, 2005 г. | 114000 |
| Международное агентсво по ракам, 2006 г. | 148314 |
| Международное агенство по ракам, 1996 г. | 219318 |
| НКДАР ООН, 2013 г. | 256000 |
| НКДАР ООН, 1996 г. | 360000 |
| Министерство энергетики США, 1998 г. | 665475 |
| СССР, 1986 г. | 1614000* |

Примечание: * – на все время и для всех радионуклидов.

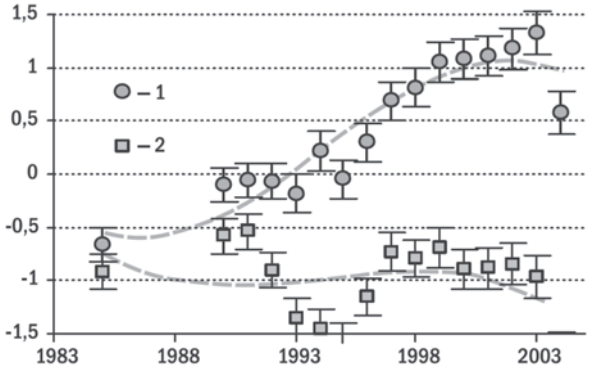



***Рис. 1.*** *Разница показателей стандартизованной смертности (на 1000 чел.) в период 1990–2004 гг. суммарно для Брянской, Тульской, Калужской, Орловской, Рязанской и Курской областей (верхняя кривая, точки) и Смоленской, Белгородской, Липецкой, Тамбовской, Владимирской областей и Республики Мордовия (нижняя кривая, квадратики). Пунктир – многолетний тренд, 0 – среднее для России. Вертикальные линии – величина стандартной ошибки [8]*

(60400 х 1000) : 1612000 = 37,5 чел/1000.

Учитывая число проживающих на всех загрязненных территориях (в Европейской России – 1789 тыс. чел. в 1999 г.; в Беларуси – 1571 тыс. чел. в 2001 г.; на Украине – 2290 тыс. чел. в 2002 г. [8]) и исходя из уровня "чернобыльской" смертности на таких территориях в 37,5 на 1000 чел., общее число "чернобыльских" смертей в Бе-

ларуси, Украине и Европейской России за тот же период составит 212000 человек (табл. 6).

Исходя из 212000 "чернобыльских" смертей за 15 лет на территориях Беларуси, Украины и России, загрязненных цезием-137 на уровне ≥37 кБк/м$^2$ можно рассчитать возможное число таких смертей для всей Европы и мира. Допустим, что уровень общей "чернобыльской" смертности (37/1000 за 15 лет) приложим к ликвидаторам (допустим, что около половины из 830 тыс. ликвидаторов (400 тыс.) живет вне загрязненных территорий), к эвакуированным и переселенным с сильно радиоактивно загрязненных территорий (350 тыс.); к эмигрировавшим с сильно радиоактивно загрязненных территорий (примем, что таких было около 5%, т.е. от 6,65 млн чел. – 280 тыс.). В этих четырех группах населения дополнительная смертность за те же годы (1990–2004 гг.) могла составить [(400000 + 350000 + 280000) x 37]: 1000 = 38110 чел. Таким образом, дополнительная "чернобыльская" смертность в Беларуси, Украине и Европейской России, вызванная Чернобыльской катастрофой, за период 1990–2004 гг. могла составить (212000 + 27750) = 250110 чел. Примем, что в Европе за пределами Украины, Беларуси и Европейской России, на территориях, загрязненных по цезию-137 на уровне ≥37 кБк/м$^2$, проживало в 1990–2004 гг. около 20 млн чел. Предположим, что уровень "чернобыльской" смертности на этих территориях был вдвое ниже благодаря йодной профилактике и лучшей социально-экономической ситуации (т.е. 18,5/1000). Тогда дополнительная "чернобыльская" смертность для этих территорий за первые 15 лет после Катастрофы составит [(20000000 x 18,5) : 1000] 370000 чел. Примем, что для остальных около 500 млн европейцев, затронутых в 1986 г. чернобыльскими радиоактивными выпадениями на уровне <37 кБк/м$^2$ [17], уровень дополнительной смертности был в десять раз ниже, чем на европейских территориях с плотностью загрязнения ≥37 кБк/м$^2$, т.е. 1,85/1000). Тогда дополнительная "чернобыльская" смертность за 15 первых лет после Катастрофы могла бы составить на таких территориях [(500000000 x 1,85) : 1000] = 925000 чел. Примем, что за пределами Европы на территориях с чернобыльским загрязнением <37 кБк/м$^2$ проживало в 1990–2004 гг. 63 млн чел. (11% от общего числа попавших под чернобыльские радионуклиды; [14]). Примем, что для них уровень дополнительной "чернобыльской" смертности также будет 1,85/1000. Тогда дополнительная "чернобыльская" смертность вне Европы за первые 15 лет после Катастрофы составит [(63000000 x 1,85) : 1000] = 116550 чел.

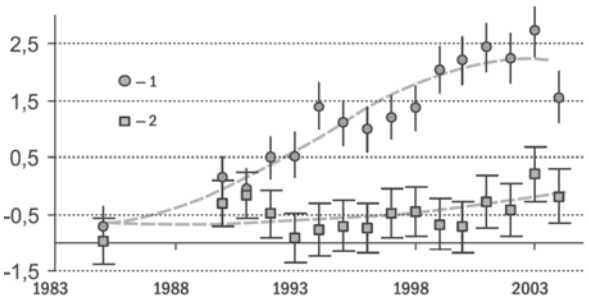



***Рис. 2.*** *Динамика показателей стандартизированной по возрасту смертности (на 1000 чел.) за 1990–2004 гг. в Тульской (сильное радиоактивное загрязнение, кружки) и Липецкой (слабое радиоактивное загрязнение, квадраты). Пунктир – линии трендов, вертикальные линии – величина стандартной ошибки [8]*

Суммируя приведенные выше оценки (250110 + 370000 + 925000 + 116550), получаем, что общая дополнительная "чернобыльская" смертность за первые 15 лет после Катастрофы во всем мире могла составить 1661660 человек. Если за первые 20 лет после Катастрофы получено 75% кумулятивной коллективной дозы (см. выше раздел 1), то смертность на все время может быть (1161660 x 100) : 75 = 2215500. Конечно, полученные величины являются "прикидочными" и требуют дальнейшего уточнения.

Второе направление "экологического" подхода к оценке числа жертв развивается в работах М.В. Малько (Объединенный институт атомных исследований НАН Беларуси) [24]. Принятая им методология основана на сравнении спонтанного, до-чернобыльского тренда онкологической заболеваемости с после-чернобыльским. Такой подход возможен только для Беларуси, в которой была налажена централизованная регистрация раковых

*Таблица 6. Общее число дополнительных "чернобыльских" смертей в Беларуси, Украине и России (Европейская часть) на загрязненных (≥37 кБк /м$^2$ по цезию-137 на 1987 г.) территориях за 1990–2004 гг. [8]*

| | Украина (2002 г.) | Европейская Россия (1999 г.) | Беларусь (2001 г.) | Всего |
|---|---|---|---|---|
| Население загрязненных территорий (1990–2002 гг.) | 2290000 | 1 789 000 | 1571000 | 5650000 |
| Число дополнительных смертей | 86000 | 67000 | 59000 | 212000 |

*Таблица 7. Расчет общего числа жертв на основании данных М.В. Малько [24]*

| Территория, популяция | От раков, max | От сердечно-сосудистых, max | От всех остальных, max | Вся радиогенная смертность, max | Комментарии |
|---|---|---|---|---|---|
| Европа | 382100 | 382100 | 382100 | 1146300 | Если Европа – 89%,то 100% = 1287978; если за 70 лет получено 85%, то 100% = 1515076 |

заболеваний задолго до Катастрофы. М.В. Малько [24] рассчитал соотношение между официально принятыми уровнями радиоактивного (по цезию-137) загрязнения территории, и числом возникших на этих территориях новых случаев раковых заболеваний. В таблице 7 представлены расчеты числа жертва, исходя из числа радиогенных раков определенных М.В. Малько для Европы, с применением положений {1}, {2}, {3} и {4} (см. раздел 1).

**Обсуждение и заключение**

Основные неопределенности оценок числа жертв при "дозовом" подходе связаны с:

- существенными различиями в оценке количества выброшенных радионуклидов из взорванного реактора (от 5 до 95%) и, соответственно, величины коллективной дозы;
- различиями в использованных оценках величины радиогенного риска раковой заболеваемости и смертности;
- неустранимой неточностью в определениях популяционных доз (связанной, в том числе, с пятнистостью распределения радионуклидов по территориям, специфическим воздействием и взаимодействием многих дозообразующих радионуклидов, изменением уровня облучения во времени (в период "йодного удара" и последующего хронического облучения), индивидуальной изменчивостью внутреннего облучения);
- неточностью определения числа людей в пределах выделенных дозовых интервалов, связанной, в основном, с интенсивной миграцией облученного населения с загрязненных территорий.

Приведенные в табл. 5 расчеты сделаны, исходя из радиогенного риска смертельных раков в 0,19 чел/Зв (максимальное значение 95%-го доверительного интервала), и предположения, что радиогенная смертность от всех остальных болезней вдвое выше (см. {1}, {2}). Если учесть, что официально принятый средний коэффициент радиационного риска (один случай смерти на 0,1 чел/Зв) может быть существенно заниженным [4, 21 и др.], то использование даже максимального значения диапазона величины этого риска, дает заниженные результаты. Кроме того, все приведенные выше расчеты по "дозовой" методологии занижены и потому, что исходные данные относятся не ко всем выброшенным в ходе Катастрофы радионуклидам, а только к радиоцезию. Повсеместно на радиоактивно загрязненных территориях цезий-137 стал дозообразующим только спустя два года после Катастрофы. До того суммарная доза от других радионуклидов местами была выше, чем доза от цезия-137.

Главная неопределенность оценок числа жертв при "экологическом" подходе связана с трудностями корректного выбора территорий для сравнения. Так, в расчетах В.В. Худолея и др. [8] не учитывается что:

- не все выбранные для сравнения с более радиоактивно загрязненными территории оказываются радиоактивно "чистыми" (в Белгородской, Липецкой, Тамбовской и Смоленской областях и Мордовии около 200 тыс. человек проживало в условиях загрязнения ≥37 кБк/м$^2$ по цезию-137 на 1987 г.; это означает, что различия по уровню смертности среди населения, проживающего на радиоактивно загрязненных и незагрязненных территориях, могут быть более значительными);
- территории с загрязнением по цезию-137 ≥1 37 кБк/м$^2$ (на 1987 г.) были не только в шести взятых для расчета регионах, но и еще в 12 областях России; это означает, что величина общероссийской смертности, используемая для сравнения с более радиоактивно загрязненными регионами, должна быть "взвешена", чтобы снять возможное влияние Чернобыля.

Напомним и об условности выделения радиационно "чистых" территорий. Уровень безопасности проживания (<37 кБк/м$^2$), принятый для управленческих решений по минимизации последствий Катастрофы, не означает, что на территориях с меньшей плотностью радиоактивного загрязнения не будет присутствовать дополнительная "чернобыльская" смертность. Действие ионизирующей радиации на организм человека не имеет порога, и каким бы малым не было радиоактивное загрязнение, при рассмотрении больших групп населения это загрязнение обязательно должно привести к негативным изменениям в состоянии здоровья (включая увеличение смертности).

Другой источник неопределенности в "экологическом" подходе – трудность учета эффекта миграции. По аналогии с ситуацией в Беларуси и Украине [11], можно предположить, что такая миграция в России могла составить около 10%. Это также делает расчеты В. Худолея и др. [8] заниженными.

Чтобы оценить, как будет расти число жертв Катастрофы в будущем, надо учесть взаимодействие противоположных по вектору процессов, среди которых:

- постепенное сокращение площади сильно радиоактивно загрязненных после Катастрофы территорий (по мере физического распада цезия-137 и стронция-90);
- увеличение интенсивности радиоактивного загрязнения некоторых территорий в результате распада плутония и образования америция-241;
- распространение генетических нарушений, которые приведут к увеличению смертности среди потомков облученных родителей на протяжении нескольких ближайших поколений (даже если они будет жить на радиоактивно чистых территориях);
- сокращение числа потомков, доживающих до 20 лет в семьях, где родители подвергались хроническому облучению в малых дозах ("до-репродуктивная" смертность, см. [6];
- эффект отбора на выживание менее радиоактивно чувствительных особей [1, 9, 10].

При оценке общего числа жертв радиационных катастроф необходимо также учитывать число выкидышей, вызванных дополнительным облучением. Этот вопрос заслуживает отдельного рассмотрения.

***Литература***


1. *Глазко Т.Т., Архипов Н.П., Глазко В.И. Популяционно-генетические последствия экологических катастроф на примере чернобыльской аварии. – М. : МСХА им. К.А. Тимирязева, 2008. – 556 с.*
2. *Гофман Дж. Рак, вызываемый обучением в малых дозах: независимый анализ проблемы / пер. с англ. – М. : Социально-экологический союз, 1994а. – Т. 2. – 208 с.*
3. *Гофман Дж. Чернобыльская аварии: радиационные последствия для настоящего и будущих поколений. – Минск : Вышейшая Школа, 1994б. – 574 с.*
4. *ЕКРР. Рекомендации 2003 Европейского Комитета по Радиационному Риску. Выявление последствий для здоровья облучения ионизирующей радиацией в малых дозах для целей радиационной защиты. Регламентирующее издание. Брюссель, 2003 / пер. с англ. – М. : ЦЭПР, 2004. – 218 с.*
5. *НКДАР ООН. Последствия облучения для здоровья человека в результате Чернобыльской аварии. Научное приложение "D" к Докладу НКДАР ООН 2008 года Генеральной Ассамблее. ООН. – Нью Йорк, 2012. – 182 с.*
6. *Радзиховский А.П., Кейсевич Л.В. Человечество против человека. – Киев : Феникс, 2002. – 456 с.*
7. *СССР. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ. 1986. – Цит. по: GRS, 1987. Gellschalt fur Reactorsicherheit mbH: Neuere Erkenntnisse zum Unfall im Kernrkraftwerk Tschernobyl. As of October 1986, GRS-S-40 (2nd edition, February 1987) p. 70.*
8. *Худолей В.В., Блоков И.П., Садовничик Т. и др.. Попытка оценки последствий Чернобыльской катастрофы для населения, проживающего на радиационно-загрязненных территориях России // В кн.: Блоков И. П. (Ред.) Последствия Чернобыльской аварии: оценка и прогноз дополнительной смертности и раковых заболеваний. – М. : Центр независимой экологической экспертизы РАН, 2006. – С. 3–19.*
9. *Яблоков А.В. Некоторые проблемы экологии и радиационной безопасности // Мед. радиол. Радиац. безоп. – 1998. – Т. 43, № 1. – С. 24–29.*
10. *Яблоков А.В. Миф о безопасности малых доз радиации. – М. : ЦЭПР, 2002. – 91 с.*
11. *Яблоков А.В., Нестеренко В.Б., Нестеренко А.В. и др. Чернобыль: последствия Катастрофы для человека и природы. – М. : Товарищество научных изданий КМК, 2016. – 826 с.*
12. *Anspaugh L.R., Catlin R.J., Goldman N. The global impact of the Chernobyl reactor accident // Science. – 1988. – Vol. 242. – P. 1513–1519.*
13. *BEIR VII, 2006. Advisory Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation [Электронный ресурс]. – BEIR VII Report, phase 2: Health risks from exposure to low levels of ionizing radiation. P. 279, Table 12,5. – URL: http:/www.hap.edu/openbook.htp?record_id=11340&page=8.*
14. *Bennet B. Assessment by UNSCEAR of Worldwide Doses from the Chernobyl Accident // Proc. IAEA Conf. One Decade after Chernobyl: Summing up to Consequencies of the Accident. – Vienna, April 8–12, 1996.*
15. *Bertell R. First assessment of the actual death toll attributable to the Chernobyl disaster based upon conventional risk methodology // ECRR Chernobyl: 20 years on health effects of the Chernobyl accident / C.C. Busby, A.V. Yablokov (eds.). – Aberystwyth : Green Audit Press, 2009. – P. 245–249.*
16. *Cardis E., Anspaugh L., Ivanov V.K. et al., 1996. Estimation long term health effects of the Chernobyl accident // Proc. IAEA Conf. One decade after Chernobyl: summing up to consequencies of the accident. – Vienna, April 8–12, 1996. – P. 241–271.*
2. *Cardis E., Krewski D., Boniol M. et al. Estimates of the cancer burden in Europe from radioactive fallout from the Chernobyl accident // Int. J. Cancer. – 2006. – Vol. 119. – P. 1224–1235.*
3. *Chernobyl Forum. Health effects of the Chernoby. 1. Accident and special health care programmes. report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Health" [Электронный ресурс] / B. Bennett, M. Repacholi, Zh. Carr (Eds.). – Geneva : WHO, 2006. – 167 p. – URL: who.int/ionizing_radiation/chernobyl/WHO%20Report%20on%20Chernobyl%20Health%20Effects%20July2006.pdf).*
4. *Claussen A., Rosen A. The health effects of the nuclear disasters in Fukushima and Chernobyl. 30 years living with Chernobyl, 5 years living with Fukushina [Электронный ресурс]. – 2016, 84 p. http://www.psr.org/assets/pdfs/chernobyl-report.pdf).*
5. *Cort M. de, Tsaturov Yu.S. (eds.). Atlas on Cesium contamination of Europe after the Chernobyl nuclear plant accident (ECSC–EEC–EAEC, Brussels–Luxemburg. – Eur. Rep. No. 16733, 46 p. + 65 plates. – 1998.*
6. *IPPNW, 2014. Gefaren ionisierender Strahlung. Results of the meeting of experts in Ulm on October 19, 2014 [Электронный ресурс]. – IPPNW information, January 2014, p.3. – URL: (http://www.local-power-for-peace.org/info/Ulmer_Expertentreffen_Gefahren_ionisierender_Strahlung.pdf).*
7. *Fairlie I., Sumner D. The other report of Chernobyl (TORCH) [Электронный ресурс]. – Berlin, 2006. – 91 pp. – URL: (http://www.greens- efa.org/cms/topics/dokbin/118/118499the_other_report_on_chernobyl_torch@en.pdf).*
8. *Little M.P., Azizova T.V., Bazyka D. et al. Systematic review and meta-analysis of circulatory disease from exposure to low-level ionizing radiation and estimates of potential population mortality risks // Envir. Health Perspect. – 2012, No. 120. – P. 1503–1511.*
9. *Malko M.V. Assessment of Chernobyl malignant neoplasms in European countries // Сайт Гринпис России. Доклады и материалы, 2008. – URL: http://www.greenpeace.org/russia/ru/press/reports/assessment-of-chernobyl-malign.*
10. *Shimizu Y., Kodama K., Hashi N. et al. Radiation exposure and circulatory diseases risk Hiroshima and Nagasaki atomic bomb survivors. 1953–2003 // BMJ. – 2010. – No. 340. – P. b5349.*
11. *UNSCEAR 2013 [Электронный ресурс]. Sources, effects and risks of ionizing radiation – UNSCEAR 2013 Report. Vol. 1, Annex A: Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami. 02.04.14. p. 9 – URL: unscear.org/docs/reports/2013/13–85418_Report_2013_Annexc_A.pdf.*
12. *WHO. 2013. Global report on Fukushima nuclear accident details health risks [Электронный ресурс]. 28.02.13. – URL: (http://www.who.int/mediacentre/news/release/2013/fukushima_report_20130228/en/).*

# ИЗМЕНЕНИЕ ВТОРИЧНОГО СООТНОШЕНИЯ ПОЛОВ КАК ИНДИКАТОР РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

А.В. Яблоков

Институт биологии развития им. Н.К. Кольцова РАН, Москва, Alexey.yablokov@gmail.com

# CHANGING THE SECONDARY SEX RATIO AS AN INDICATOR OF RADIOACTIVE CONTAMINATION

A.V. Yablokov

Koltzov Institute of Developmental Biology RAS, Moscow, Russia

Давно известно [13], что ионизирующее облучение каким-то образом меняет вторичное (при рождении) соотношение полов, вызывая повышенную дородовую гибель зародышей и плодов мужского пола у млекопитающих. Доступность демографической статистики (ежегодное число новорожденных мальчиков и девочек является общедоступным демографическим показателем во всех странах) позволяет проанализировать пространственно-временные тренды соотношения полов по отношению к воздействию воздействия масштабных аварийных и других атропогенных выбросов радионуклидов в окружающую среду. Целью настоящего сообщения является не обстоятельный обзор, а лишь привлечение внимания к этой проблеме.

## Динамика соотношения полов после Чернобыльской катастрофы

Уже более десяти лет назад стало ясно, что эффект повышенной гибели мальчиков характерен и для чернобыльского облучения. Ниже приведены некоторые данные по повышенной гибели мальчиков до рождения по странам.

В Чехии в 1950–1999 гг. соотношение полов (мальчики/девочки) при рождении было каждый месяц больше 1, за исключением ноября 1986 г., когда мальчиков родилось много меньше (рис. 1). Других причин повышенной смертности мальчиков на 8–12-й неделе пренатального развития, кроме влияния Чернобыльского облучения, не просматривается [5].

Обобщенные данные по динамике вторичного соотношения полов для Беларуси, Украины и России показывают статистически достоверное изменение этого показателя в 1983 г. (авторы публикации связывают этот скачок с аварией на Чернобыльской АЭС в 1983 г., что требует дополнительного обоснования) и после 1986 г. (рис. 2).

Обобщенные данные по изменениям числа мертворождений после Катастрофы для ряда европейских стран (полученные путем анализа официальной демографической статистики) представлены на рисунке 3.

По-видимому, во всех европейских странах произошло некоторое смещение соотношения полов среди новорожденных в 1987 г. и последующем годах. Это показано на примере некоторых стран методом определения “точки изменения тренда”: тренд 1980–1986 гг. резко и достоверно (p = 0,01) отличается от тренда 1987–1993 гг. (рис. 3).

Изменение соотношения полов среди мертворожденных и живорожденных было статистически значимо после Чернобыльской катастрофы в Дании, Германии, Венгрии, Норвегии, Польше и Латвии (рис. 4).

Статистически достоверное изменение вторичного соотношения полов (выраженные в соотношении числа новорожденных мальчиков к общему числу родов) обнаруживаются сразу после Катастрофы для всех постсоветских территорий (кроме Прибалтики), а также в Швеции, Финляндии. Австрии и Норвегии, и особенно заметны для Беларуси, Украины и России (рис. 5).

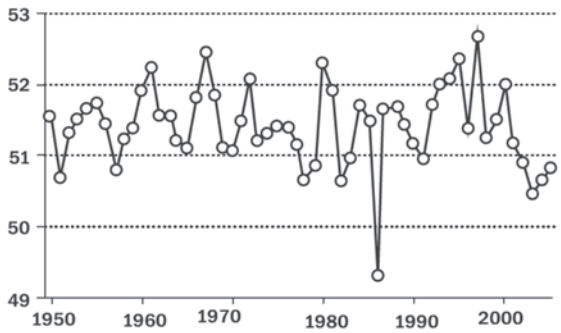



***Рис. 1.*** *Процент мальчиков среди новорожденных в Чехии в ноябре каждого г. в период 1950–2005 гг. Только в ноябре 1986 г. мальчиков было меньше 50% [6]*

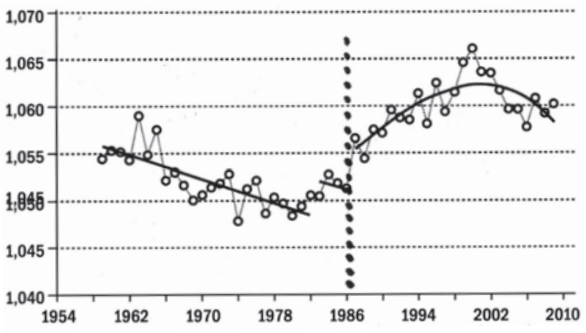



***Рис. 2.*** *Динамика среднегодовых значений вторичного соотношения полов суммарно для Беларуси, Украины и России, 1954–2014 гг. [7]*

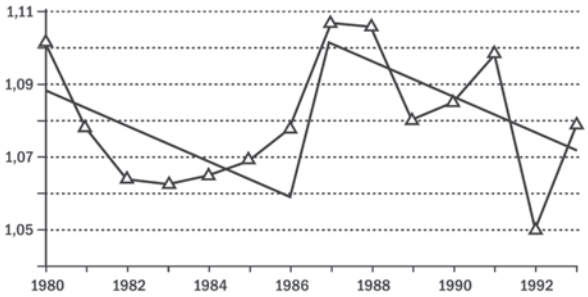



***Рис. 3.*** *Динамика соотношения полов и мертворождаемости [(число мертворождений/живорождений мальчиков) / (число мертворождений/живорождений девочек)] в период 1980–1993 гг. суммарно для Венгрии, Германии, Дании, Исландии, Латвии, Польше и Швеции [11]*

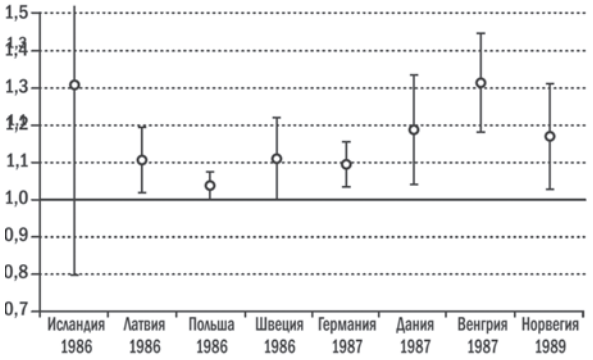



***Рис. 4.*** *Вторичное соотношение полов [(число мертворождений/живорождений мальчиков) / (число мертворождений/живорождений девочек); вертикальные линии – 95% статистический разброс)] в 1986–1989 гг. для Исландии, Латвии, Польши, Швеции, Германии, Дании, Венгрии и Норвегии [12]*

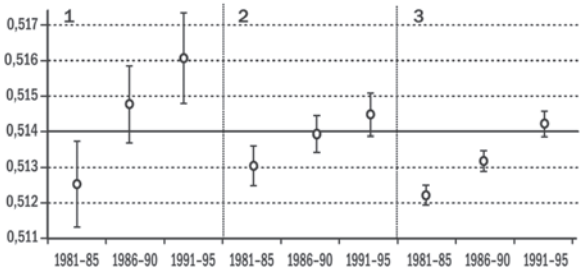



***Рис. 5.*** *Изменения среднего отношения числа новорожденных мальчиков / общее число родов в Беларуси, Украине и России за пять лет до Катастрофы и два пятилетия после Катастрофы (1 – Беларусь, 2 – Украина, 3 – Россия) [3]*




***Рис. 6.*** *Динамика вторичного соотношения полов на Кубе, 1958 – 2011 гг. [7]*

В 1988 г. произошло резкое изменение (до того много лет стабильного) вторичного соотношения полов на Кубе (рис. 6). Это совпало с поставками из СССР большого количества радиоактивно загрязненных продуктов [7].

### Динамика вторичного соотношения полов после ядерных испытаний

На рисунке 7 представлена динамика показателя вторичного соотношения полов в период 1945–2010 гг. в Европе в США и суммарно в пяти странах Европы (Германия, Великобритания, Франция, Италия, Испания), а на рисунке 8 – содержание строниция-90 на почве, выпавшего от атмосферных ядерных испытаний в начале 1960-х гг.

### Обсуждение и заключение

Приведенные выше данные (несмотря на их некоторую противоречивость) показывают, что изменение вторичного соотношения полов (число мальчиков, число девочек среди новорожденных), говорящее об увеличении до-родовой гибели зигот, зародышей и плодов муж-

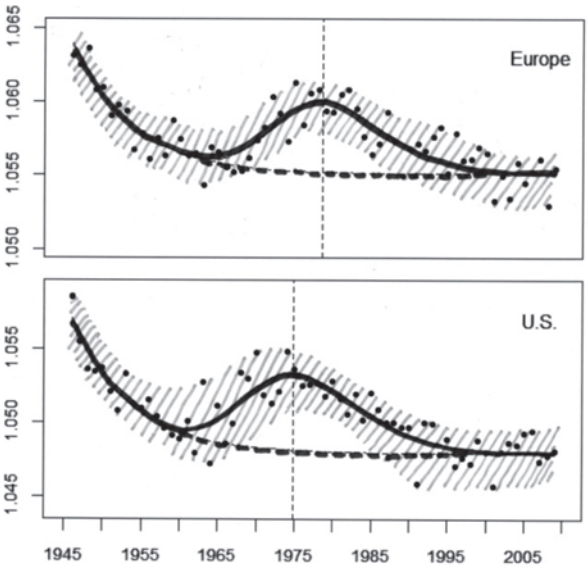



***Рис. 7.*** *Вторичное соотношение полов (число мальчиков/ число девочек среди новорожденных) суммарно в Германии, Великобритании, Франции, Италии и Испании, и в США в 1995–2010 гг. Вертикальный пунктир – годы максимального отклонения от многолетнего тренда [4]. Штриховка – АЯ*

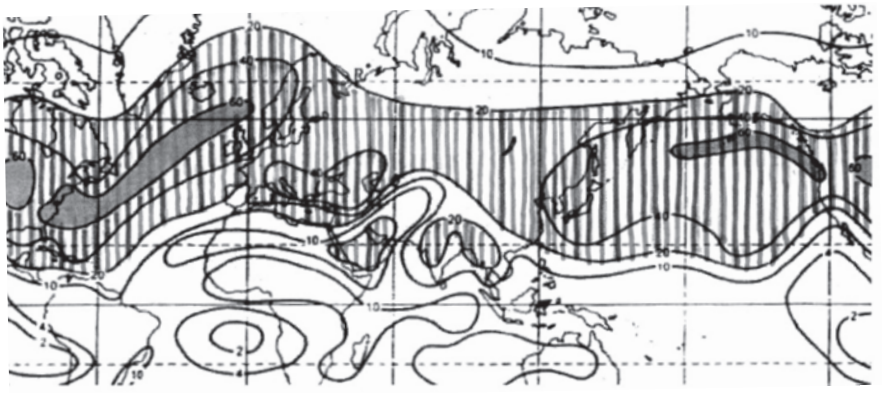


***Рис. 8.*** *Содержание стронция-90 (Ки/км$^2$) на поверхеости Северного полушария в 1963–1964 гг. [1]. Заштрихованы (АЯ) пространства с плотностью загрязнения е"20 Ки/км$^2$*

ского пола, по-видимому, оказывается распространенной реакций среди населения на дополнительное антропогенное облучение.

Стоило бы более детально проанализировать как особенности дородовой смертности (соотношение полов среди абортусов, среди мертворожденных и т.д.), так и динамику вторичного соотношения полов на территориях, загрязненных разными радионуклидами (на "чернобыльских территориях" это возможно для цезия-137, строницяе-90, изотопов плутония, америция-241, радиоуглерода) при разной плотности загрязнения. Тут могут быть неожиданные открытия, связанные с возможно специфическим влиянием разных радионуклидов на процессы размножения и развития (обзор см. [2]).

По приблизительным оценкам [11], эффект дифференцированной пренатальной смертности за первые 25 лет после Катастрофы составил около одного миллиона погибших в Евразии. По более детальным подсчетам [3], это число составило только на территории бывшего СССР за первые 10 лет после Катастрофы более 2 млн., из которых 1,09 млн. приходятся на Беларусь и Украину. Еще большей должны балы быть дифференцированная дородовая смертность после ядерных испытаний.

Было бы интересно проанализировать динамику вторичного соотношения полов в регионе Восточно-Уральского радиоактивного следа, в регионах влияния Семипалатинского и Новоземельского и Тоцкого ядерных полигонов, вокруг АЭС в разных странах (в том числе – вокруг аварийной Фукусимы) и радиационно-опасных предприятий ядерного комплекса.

***Литература***


1. *Израэль Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. – СПб. : Пресс-погода, 1996. – 264 с.*
2. *Яблоков А.В., Нестеренко В.Б., Нестеренко А.В. и др. Чернобыль: последствия Катастрофы для человека и природы. – М. : Товарищество научных изданий КМК, 2016. – 826 с.*
3. *Grech V. The Chernobyl accident, the male to female ratio at birth and birth rates // Acta Medica (Hradec Kralove). – 2014. – Vol. 57, No. 2. – P. 62–67.*
4. *Korblein A. Infant mortality after the atmospheric nuclear weapon tests [Электронный ресурс]. – 2016. – URL: (https://www.researchgate.net/publication/278848373_Infant_mortality_after_atmospheric_nuclear_weapon_tests). – doi: 10.13140/RG.2.1.2711.0565.*
5. *Peterka M., Peterkova R., Likovsky Z. Chernobyl: prenatal loss of four hundred male fetuses in the Czech Republic // Reproduc. Toxicol. – 2004. – Vol. 18. – P. 75–79.*
6. *Peterka M., Peterkova R., Likovska Z. Chernobyl: relationship between the number of missing newborn boys and the level of radiation in the Czech regions // Environ. Health Perspect. – 2007. – Vol. 115, No. 12. – P. 1801–1806.*
7. *Scherb H., Kusmierz R., Voigt K. Increased sex ratio in Russia and Cuba after Chernobyl: a radiological hypothesis // Environ. Health. – 2013. – Vol. 12. – P. 63.*
8. *Scherb H., Voigt K. Trends in the human sex odds at birth in Europe and the Chernobyl nuclear power plant accident // Reprod. Toxicol. – 2007. – Vol. 23, No. 4. – P. 593 – 599.*
9. *Scherb H., Voigt K. The human sex odds at birth after the atmospheric atomic bomb tests and after Chernobyl // Envir. Sci. Pollut. Res. – 2010. – Vol.18. – P. 697–707.*
10. *Scherb H., Voigt K. Adverse genetic effects induced by chemical or physical environmental pollution // Envir. Sci. Pollut. Res. – 2011. – Vol. 18. – P. 695–696.*
11. *Scherb H., Weigelt E., Bruske-Hohlfeld I. European stillbirth proportions before and after the Chernobyl accident // Int. J. Epidemiol. – 1999. – Vol. 28. – P. 932–940.*
12. *Scherb H., Weigelt E., Bruske-Hohlfeld I. Regression analysis of time trends in perinatal mortality in Germany 1980–1993 [Электронный ресурс] // Environ. Health Perspect. – 2000. – Vol. 108. – P. 159–165. – URL: ehponline.org/docs/2000/108p159–165scherb/abstract.html.*
13. *Schull W.J., Neel J.V. Radiation and the sex ratio in man // Science. – 1958. – Vol. 128, No. 3320. – P. 343–348.*

# РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В АТМОСФЕРНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ СНЕГОВОГО ПОКРОВА УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Е.Г. Язиков, А.В. Таловская, Е.А. Филимоненко, В.В. Литау, Т.Е. Адильбаева, Т.С. Шахова

Томский политехнический университет, Томск, Россия, yazikovEG@tpu.ru

# RADIOACTIVE ELEMENTS IN SOLID AEROSOL PARTICLES DEPOSITED IN SNOW WITHIN THE URBANIZED TERRITORIES

E.G. Yazikov, A.V. Talovskaya, E.A. Filimonenko, V.V. Litay, T.E. Adil'baeva, T.S. Shahova

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Представлены результаты изучения радиогеохимических особенностей атмосферных выпадений снегового покрова урбанизированных территорий Западной Сибири и Казахстана. Выявлены пониженные концентрации радиоактивных элементов в пробах с фоновых территорий и территории объектов нефтегазодобычи. Повышенные концентрации урана выявлены в пробах с территории с редкометалльным производством и горнодобывающего месторождения. Смешанная природа радиоактивных элементов характерна для большей части изучаемых территорий, где расположены объекты теплоэнергетики. Специфичными особенностями территорий с размещением объектов ядерно-топливного цикла характерно присутствие "горячих" частиц. Представлены результаты изучения концентрации радиоактивных элементов в пылях различных производств.

The report presents the obtained data on studying the radiogeochemical features of solid aerosol particles deposited in snow within urban areas of Western Siberia and Kazakhstan. It is noticed that the lowered values of radioactive elements are characteristic for areas background and where extract oil and gas. The raised concentration of uranium was marked in areas with rare metals manufacture and mining manufacture. For the majority of industrial regions the mixed nature of receipt of radioactive elements for the account of industrial where is power plants. Specific feature of territories with the enterprises of a nuclear-fuel cycle is presence of "hot" particles. It was studied concentration of radioactive elements in the solid particles emitted by different pants.

Городские территории наиболее подвержены воздействию предприятий со сложным специфичным производством. Размещение предприятий в бассейне реки Обь формирует особый характер атмосферных выбросов, которые улавливаются на естественном планшете, представленном снеговым покровом. Многолетние исследования в данных районах позволяют отметить особые тенденции, которые связаны преимущественно со спецификой производства, типом промышленных пылей и их фракционным составом.

Концентрации радиоактивных элементов в твердом осадке снегового покрова изменяются от низких значений на территории нефтегазодобывающего района (U – 0,5 мг/кг, Th – 4,5 мг/кг) при повышенном торий-урановом отношение равном 9. Тогда как для урбанизированных территорий с разнопрофильным производством

*Таблица 1. Содержания радиоактивных элементов в твердом осадке снега урбанизированных территорий с разнопрофильным производством*

| № | Районы | U, мг/кг | Th, мг/кг | Th / U |
|---|---|---|---|---|
| 1 | НГДР (Томская обл., г. Стрежевой) | 37 x 0,5 / (0,1 – 1,2) | 37 x 4,5 / (0,5 – 7,1) | 9 |
| 2 | УДР (Кемеровская обл., г.Междуреченск) | 22 x 3,9 / (2,1 – 6,7) | 22 x 10,4 / (5,7 – 19) | 2,6 |
| 3 | ГДР (Хакасия, Тейское м-ие) | 5 x 4,8 / (0,8 – 10,2) | 5 x 3,9 / (2,3 – 5) | 0,8 |
| 4 | РММО (Алтайский край, г. Рубцовск) | 13 x 3,3 / (0,5 – 7) | 13 x 10,1 / (3,9 – 24) | 3,1 |
| 5 | РРП (Томская обл., г. Томск) | 69 x 2,8 / (0,3 – 7,7) | 69 x 6,7 / (0,8 – 11,5) | 2,4 |
| 6 | РЯТЦ (Томская обл., г. Северск) | 60 x 3,2 / (0,8 – 8) | 60 x 11,4 / (3,2 – 22) | 3,6 |
| 7 | РНХП (Томская обл., Томский нефтехимический комбинат) | 23 x 3,9 / (0,6 – 12,6) | 23 x 14,6 / (11,2 – 25,8) | 3,7 |
| 8 | РРМП (Восточный Казахстан, Ульбинский комбинат) | 3 x 5,6 / (5,3 – 6,8) | 3 x 3,9 / (2,8 – 7,4) | 0,7 |
| 9 | ТЭК (Томская обл., ГРЭС-2) | 5 x 3,5 / (2,8 – 4,2) | 5 x 7,8 / (3,9 – 10,5) | 2,2 |
| 10 | НПР (Казахстан, г. Павлодар) | 5 x 2,5 / (1,3 – 2,2) | 5 x 9,3 / (3,8 – 5,5) | 3,7 |
| 11 | РРП (Омская обл., г. Омск) | 169 x 3,2 / (1,8 – 5,6) | 169 x 7,7 / (4,0 – 15) | 2,4 |
| 12 | НПР (Омская обл., г. Омск) | 4 x 6,9 / (0,9 – 4,0) | 4 x 8,2 / (7,2 – 8,4) | 1,2 |
| 13 | СХР (Томская обл., Томский район, сельские нас. пункты) | 110 x 3,6 / (0,5 – 10,3) | 110 x 15,4 / (1,6 – 64) | 4,3 |
| 14 | ТЭК (Омская обл., г. Омск, ТЭЦ-5) | 12 x 3,2 / (2,8 – 4,2) | 12 x 8,5 / (7,6 – 10,6) | 2,6 |
| 15 | ТЭК (Казахстан, г. Караганда, ТЭЦ-3) | 13 x 2,1 / (1,5 – 2,9) | 13 x 4,8 / (4,1 – 6,4) | 2,3 |
| 16 | Региональный фон [3] | 0,2 | 2,9 | 14,5 |

Примечание: в числителе – среднее; знаменателе – разброс значений и количество проб; районы: НГДР – нефтегазодобывающий; УДР – угледобывающий; ГДР – горнодобывающий; РММО – машиностроения и металлообработки; РРП – разнопрофильное производство; РЯТЦ – с предприятиями ядерно-топливного цикла; РНХП – нефтехимическое производство; РРМП – редкометалльное производство; ТЭК – теплоэнергетический комплекс; НПР – нефтеперерабатывающее производство; СХР – сельскохозяйственный; Рфон – региональный фон.

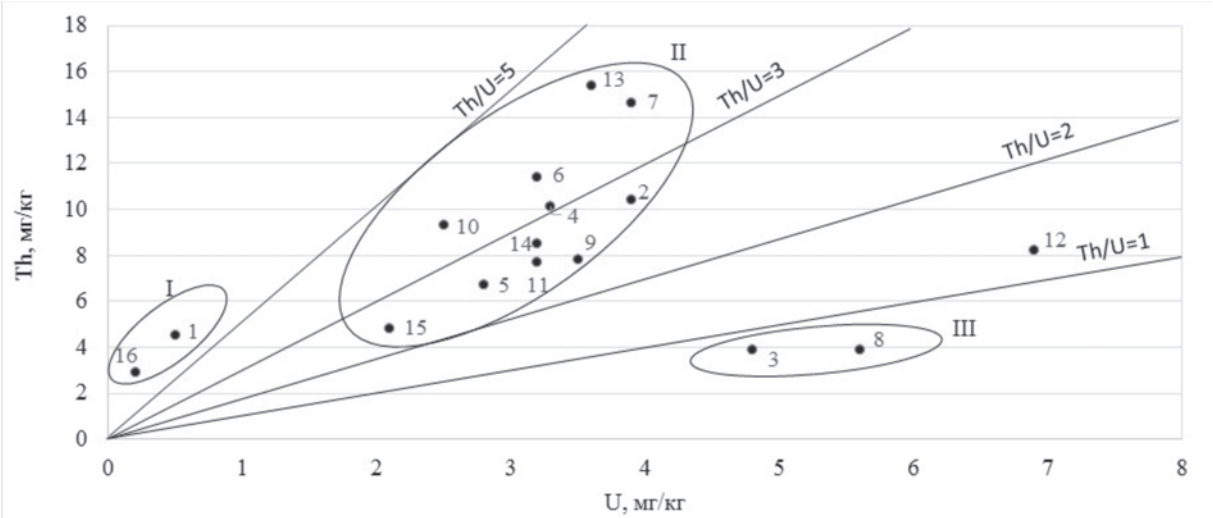



***Рис. 1.*** *Радиогеохимическая типизация пылеаэрозольных выпадений в снеговом покрове урбанизированных территорий с разнопрофильным производством: 1 – нефтегазодобывающий; 2 – угледобывающий; 3 – горнодобывающий (железорудный); 4 – машиностроения и металлообработки, 5 – разнопрофильное производство, г. Томск (Язиков и др., 2010), 6 – с предприятиями ядерно-топливного цикла; 7 – нефтехимическое производство, г. Томск; 8 – редкометаллического производства; 9 – теплоэнергетического комплекса, г. Томск, 10 – нефтеперерабатывающее производство, г. Павлодар; 11 – разнопрофильное производство, г. Омск; 12 – нефтеперерабатывающее производство, г. Омск, 13 – сельскохозяйственный, 14 – теплоэнергетического комплекса, г. Омск; 15 – теплоэнергетического комплекса, г. Караганда; 16 – фон [3]*

*Таблица 2. Содержание радиоактивных элементов (мг/кг) в промышленных пылях различных производств*

| Промышленная пыль | U, (мг/кг)/пробы | Th, (мг/кг)/пробы | Th/U |
|---|---|---|---|
| Цементная пыль в снеговом покрове (строительная индустрия, НПФ “Квадро”, г. Томск) | 5/3 | 9,9/3 | 2,0 |
| Зола уноса в снеговом покрове (теплоэнергетика, ГРЭС–2, г. Томск) | 7,5/5 | 13,7/5 | 1,8 |
| Шлак (теплоэнергетика, ГРЭС–2, г. Томск) | 6,3/1 | 11,5/1 | 1,8 |
| Сварочная аэрозоль (ремонтно–механическое производство) | 3,9/1 | 5,8/1 | 1,2 |
| Промышленная пыль (металлургическое производство) | 3,5/4 | 6,1/4 | 1,7 |
| Промышленная пыль (металлообрабатывающее производство) | 3,7/10 | 12,2/10 | 3,3 |
| Тальк (пыль стабилизирующих добавок, нефтехимическое производство) | –/1 | –/1 | – |
| Онокс–20 (пыль стабилизирующих добавок, нефтехимическое производство) | –/1 | 0,06/1 | – |
| Стеарат кальция (пыль стабилизирующих добавок, нефтехимическое производство) | –/1 | –/1 | – |
| Пыль полипропилена (пыль стабилизирующих добавок, нефтехимическое производство) | –/1 | –/1 | – |
| Пыль карбамида (пыль стабилизирующих добавок, нефтехимическое производство) | –/1 | 2,3/1 | – |

Примечание: данные ИНАА; в числителе – среднее и количество проб; “–” – ниже предела обнаружения.

содержание урана изменяется от 2,5 до 3,9 мг/кг при торий-урановом отношении от 2,6 до 3,7 ед. Однако для районов с редкометалльным (U – 5,6 мг/кг, Th – 3,9 мг/кг; Ульбинский комбинат, Восточный Казахстан) и горнодобывающим (U – 4,8 мг/кг, Th – 3,9 мг/кг; Тейское железорудное месторождение, п. Вершина Теи, Хакасия) производством концентрации урана – повышенные, а торий-урановое отношение – пониженное (табл. 1).

Типизация урбанизированных территорий по величине торий-уранового отношения в твердом осадке снега позволяет выделить три характерных области (рис. 1). Для первой области (I) отношение Th/U равно более 5 ед. (ториевая природа). Для этой группы характерны территории с низкими содержаниями радиоактивных элементов. Такие значения торий-уранового отношения характеризуют фоновый район Западно-Сибирского региона и район нефтегазодобывающего комплекса. Для второй области (II) величина Th/U изменяется от 2 до 5 ед. В эту группу попадает довольно большое количество районов с разнопрофильным производством, в том числе и с теплоэнергетическим комплексом. Они характеризуются смешанной природой поступления естественных радиоактивных элементов от различных производств. Для третьей области (III) Th/U отношение близко к 1 ед. и ниже. В эту группу входят промышленные районы, в производстве которых отмечаются повышенные концентрации урана. Среди них выделяется территория с редкометалльным производством в Восточном Казахстане представленная Ульбинским комбинатом и район добычи железной руды на Тейском место-

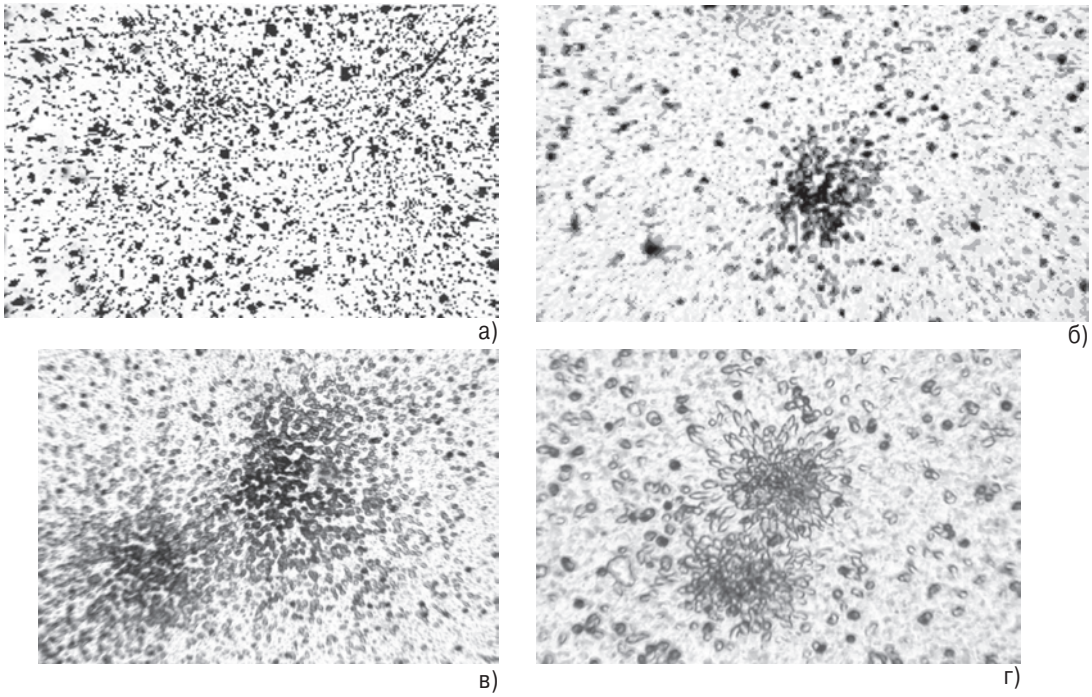



***Рис. 2.*** *Характер распределение треков от осколков деления урана-235 в твердом осадке снега. Детектор лавсан. Увел. 160–180$^x$: а) равномерное – в нефтегазодобывающем районе; б) отдельные скопления – в угледобывающем районе; в, г) скопления и микровключения собственных минералов – в районе с предприятиями ядерно-топливного цикла*

*Таблица 3. Содержание радиоактивных элементов в различных фракциях твердого осадка снегового покрова урбанизированных территорий*

| Промышленная пыль | U, (мг/кг)/пробы | Th, (мг/кг)/пробы | Th/U |
|---|---|---|---|
| *Район машиностроения и металлообработки (в основном пыль металлообработки)* | | | |
| Валовая проба | 4,6/1 | 10,2/1 | 2,2 |
| Магнитная фракция | <1/1 | <0,5/1 | – |
| Электромагнитная фракция | 4,4/1 | 10,6/1 | 2,4 |
| Немагнитная фракция | 4,5/1 | 9,2/1 | 2,0 |
| *Район разнопрофильного производства (преимущественно цементная пыль)* | | | |
| Валовая проба | 5/1 | 9,9/4 | 2,0 |
| Магнитная фракция | <1/1 | 6,5/1 | – |
| Немагнитная фракция | 4,6/1 | 8,1/1 | 1,8 |
| *Угледобывающий район (преимущественно угольная пыль)* | | | |
| Валовая проба | 3,3/1 | 11/1 | 3,3 |
| Магнитная фракция | <1/1 | 7/1 | – |
| Электромагнитная фракция | 1,4/1 | 7,8/1 | 5,6 |
| Немагнитная фракция | 2/1 | 4,7/1 | 2,4 |

Примечание: данные ИНАА; содержание/количество проб; <1 – ниже предела обнаружения.

рождение в Хакасии. Данные производства характеризуются как техногенным поступлением урана в случае работы предприятий с редкометалльной специализацией, так и природными повышенными концентрациями в твердофазных выделениях горнодобывающего предприятия. В данном случае Тейское железорудное месторождение относится к типу магнезиально-скарновых метасоматических месторождений. Изучая содержание радиоактивных элементов в промышленных пылях различных производств (строительная индустрия, теплоэнергетика, ремонтно-механическое производство, металлообрабатывающее производство, нефтехимическое производство и др.), следует отметить, что в данном случае выделяется теплоэнергетика (табл. 2).

Магнетитовые руды связаны исключительно с магнезиальными метасоматическими породами, хотя в целом рудная залежь сопровождается достаточно мощным ореолом известковых скарнов и околоскарновых пород. Спецификой твердофазных выделений в снеговом покрове территории с предприятиями ядерно-топливно-

го цикла на юге Томской области (г. Северск) по данным f-радиографии является неравномерный характер распределения делящихся радиоактивных элементов, которые представлены как единичными треками, так и в виде многочисленных разнообразных по своему размеру звезд (рис. 2 в, г). Присутствие треков в виде звездчатых выделений характеризует как собственные минеральные образования оксида урана, установленные нами современными минералогическими методами, так и возможно присутствие "горячих" частиц [2, 4, 5]. Фиксируются повышенные концентрации урана и тория в золе уноса и шлаке, что соответствует специализации углей Кузнецкого бассейна [1, 7]. Кроме этого отмечаются наиболее высокие концентрации тория в промышленной пыли металлообрабатывающего производства. Торий-урановое отношение преимущественно меньше 2,5 ед., что характеризует преимущественно урановую природу.

Детальное изучение твердого осадка снега отдельных производств некоторых специфических районов с выделением из валовых проб различных фракций, в т.ч. магнитной, электромагнитной и немагнитной, позволило получить следующие результаты [6]. На предприятии Рубцовского завода тракторных запасных частей (Алтайский край) в пыли металлообработки фиксируются повышенные концентрации радиоактивных элементов в электромагнитной и немагнитной фракциях (табл. 3).

В районе разнопрофильного производства в месте расположения бетонно-растворного узла строительной организации (НПФ "Квадро", г. Томск) в цементной пыле уран и торий сосредоточен преимущественно в немагнитной фракции. В угледобывающем районе ощущается влияние угольной индустрии с воздействием разрезов (Ольжерасский, Томусинский, Междуреченский, Сибиргинский, Красногорский), шахт (Распадская, Томская), обогатительной фабрики (ЦОФ "Сибирь") и многочисленных котельных, причем повышенные содержания тория фиксируются в электромагнитной фракции, а урана в немагнитной.

Особенностью техногенных потоков рассеяния является высокая неоднородность распределения в них химических элементов. С удалением от источника выбросов величина пылевой нагрузки уменьшается, что хорошо демонстрируется на примере различных территорий (рис. 3). Фоновые районы характеризуются низкой пылевой нагрузкой (7 кг/км$^2$·сут), тогда как на территориях сельских населенных пунктов она возрастает до 39

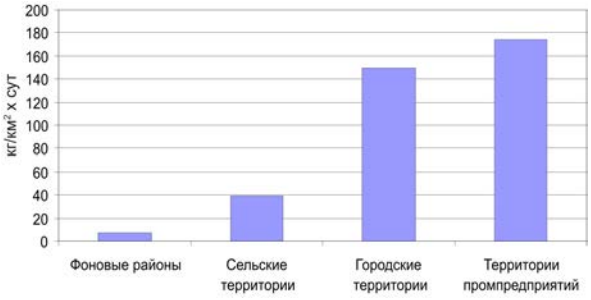



***Рис. 3.*** *Среднесуточная величина пылевой нагрузки на территориях с различной степенью урбанизации Западной Сибири*

кг/км$^2$·сут, а на городских территориях в среднем равна 150 кг/км$^2$·сут и в зоне влияния промышленных предприятий фиксируется на уровне 174 кг/км$^2$·сут. Анализ имеющейся радиогеохимической информации показывает, что в Западно-Сибирском регионе на территориях с различной степенью урбанизации уровни накопления радиоактивных элементов в пылеаэрозольных выпадениях по сравнению с фоновыми районами многократно превышают их (табл. 4). Так, например, для городских территорий и промпредприятий по урану значения превышают соответственно в 14,5 и 20,5 раз, тогда как для тория в 3,1 и 4,1 раз. При этом торий-урановое отношение соответствует смешанной природы.

Таким образом, по данным изучения радиогеохимических особенностей твердофазных выделений снегового покрова урбанизированных территорий разнопрофильных промышленных районов отмечается, что пониженные значения радиоактивных элементов характерны для фоновых районов и нефтегазодобычи. Повышенные концентрации урана отмечаются в районах с редкометалльным производством и горнодобывающего производства. Для большинства промышленных районов характерна смешанная природа поступления радиоактивных элементов за счет производственной и строительной пыли, а также влияния теплоэнергетического комплекса. Специфической особенностью территорий с предприятиями ядерно-топливного цикла является присутствие в твердофазных выделениях "горячих" частиц. Городские территории в зоне воздействия промышленных предприятий испытывают существенные техногенные нагрузки, которые в значительной степени

*Таблица 4. Средняя величина элементов (X) и коэффициенты концентраций (КК) в твердом осадке снега на территориях с различной степенью урбанизации Западной Сибири*

| Элемент | Фон | Сельские территории | | Городские территории | | Территории промышленных предприятий | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | X±δ | X±δ | КК | X±δ | КК | X±δ | КК |
| U,мг/кг | 0,2±0,15 | 3,6±0,2 | 18 | 2,9±0,17 | 14,4 | 4,1±0,2 | 20,7 |
| Th,мг/кг | 2,9±0,6 | 15,4±0,8 | 5,3 | 9,1±0,33 | 3,1 | 12,1±2,9 | 4,2 |
| Th/U | 14,5 | 4,3 | – | 3,1 | – | 3,0 | – |
| Кол-во проб | по данным [3] | 110 | – | 147 | – | 47 | – |

Примечание: X±δ – среднее и стандартная ошибка; Zc – суммарный показатель загрязнения.

определяют экологическое состояние территорий и влияют на здоровье населения.

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержки гранта РФФИ (№ 16–45–700184 р_а) и гранта компании BP (2016 г.).*

***Литература***

1. *Редкие элементы в углях Кузнецкого бассейна / С.И. Арбузов, В.В. Ершов и др. – Кемерово : Изд-во КПК, 2000. – 246 с.*
2. *"Горячие частицы" – как радиационно-опасный фактор в зоне действия предприятий ядерного топливного цикла / Л.П. Рихванов, Ю.Г. Зубков и др. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. межд. конф. – Томск : Изд-во ТПУ, 1996. – С. 188–190.*
3. *Шатилов А.Ю. Вещественный состав и геохимическая характеристика пылевых атмосферных выпадений на территории Обского бассейна : автореф. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, ТПУ, 2001. – 23 с.*
4. *Язиков Е.Г. Радиоактивные элементы в природных средах урбанизированных территорий со сложной техногенной нагрузкой юга Западной Сибири // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. III Межд. конф., г. Томск, 23–27 июня 2009 г. / Томский полит. ун-т. – Томск, 2009. – С. 695–701.*
5. *Язиков Е.Г., Таловская А.В., Жорняк Л.В. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв: монография. – Томск : Изд-во ТПУ, 2010. – 264 с.*
6. *Язиков Е.Г., Шатилов А.Ю. Особенности накопления микроэлементов в магнитных фракциях природных сред некоторых урбанизированных территорий Западной Сибири // Экологическая геофизика и геохимия: матер. межд. конф., г. Дубна, 5–9 октября 1998 г. – М., , 1998. – С. 92–93.*
7. *Arbuzov S.I., Volostnov A.V., Rikhvanov L.P. et al. Geochemistry of radioactive elements (U, Th) in coal and peat of northern Asis (Siberia, Russian Far East, Kazakhastan, and Mongolia) // International Journal of Coal Geology. – 2011. – Vol. 86 (4).*

# НЕРАВНОВЕСНЫЙ УРАН В ТВЕРДЫХ ФАЗАХ В КИМБЕРЛИТАХ И ВМЕЩАЮЩИХ ИХ ПОРОДАХ АРХАНГЕЛЬСКОЙ АЛМАЗОНОСНОЙ ПРОВИНЦИИ

Е.Ю. Яковлев, Г.П. Киселев, С.В. Дружинин

ФИЦКИА РАН, Архангельск, Россия, e-mail: yakov24lev99@mail.ru

# NONEQUILIBRIUM URANIUM IN KIMBERLITES AND ENCLOSING ROCKS ARKHANGELSK DIAMONDIFEROUS PROVINCE

E.U. Yakovlev, G.P. Kiselev, S.V. Druzhinin

Federal Research Centre for Integrated Study of the Arctic of the Russian Academy of Sciences, Arkhangelsk, Russia, e-mail: yakov24lev99@mail.ru

На примере кимберлитовых трубок Зимнебережного района Архангельской алмазоносной провинции выполнены исследования изотопного состава урана в кимберлитах и вмещающих породах. Установлено, что околотрубочное пространство кимберлитовых тел сопровождается резким нарушением изотопного равновесия урана в сторону увеличения дочернего изотопа $^{234}U$. Избытки изотопа урана-234 могут рассматриваться в качестве локального поискового признака кимберлитовых трубок.

On example kimberlite pipes of Zimneberezhny district of the Arkhangelsk diamond province were made studies of the isotopic composition of uranium in the surrounding rocks and kimberlites. It was established that near-contact zone kimberlite bodies is accompanied by a sharp violation of isotopic equilibrium in the direction of increasing the daughter isotope $^{234}U$. Excesses of the uranium-234 isotope can be considered as a local search feature kimberlite pipes.

Существующие в настоящее время проблемы в применении традиционных методов прогноза и поисков месторождений алмазов на территории Архангельской области, заставляют искать другие подходы решения данных проблем [2]. Одним из таких направлений, активно развиваемых в последние годы, выступает выявление в кернах поисковых скважин признаков околорудных изменений вмещающих отложений, связанных с воздействием на них кимберлитовых тел, тектонических деформаций в горных породах, приконтактовые изменения, увеличение концентраций радиационных дефектов в кварцах вмещающих и перекрывающих отложений [1]. В связи с этим, целью работы являлось изучение степени фракционирования изотопов урана во вмещающих породах и кимберлитовых трубок Зимнебережного района Архангельской алмазоносной провинции.

В качестве объектов исследования были выбраны кимберлитовые трубки Архангельская и Пионерская Золотицкого поля. Исследуемые трубки входят в состав месторождения алмазов им. М.В. Ломоносова. Вмещающая кимберлиты песчано-глинистая формация мощностью около 920 м отнесена к верхнему отделу вендской системы и представлена отложениями трех свит: усть-пинежской, мезенской и падунской. Комплекс перекрывающих пород представлен отложениями среднекаменноугольного возраста, общая мощность которых

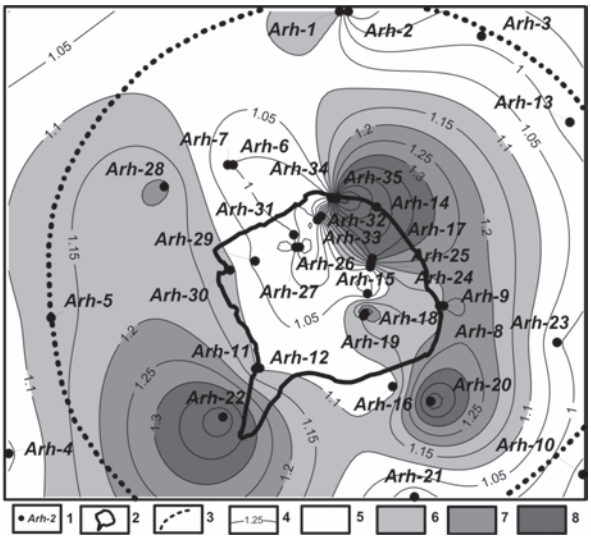



***Рис. 1.*** *Изменение изотопного отношения урана $\gamma = {}^{234}U/{}^{238}U$ в породах и рудах трубки Архангельская: 1 – точки отбора и шифр проб; 2 – контур трубки; 3 – верхний контур карьера; 4 – изолинии величины γ; 5–8 – пределы изменения величины γ: менее 1,1 (5), от 1,1 до 1,2 (6), от 1,2 до 1,3 (7), более 1,3 (8)*

возрастает с юга на север с 28 до 55 м, и четвертичного возраста. В разрезе среднекаменноугольных отложений развиты песчаники с редкими маломощными прослоями алевролитов, известняков и гравелитов. Четвертичные образования представлены различными генетическими типами: флювиогляциальными, ледниковыми, озерными, озерно-болотными и аллювиальными.

В вертикальном разрезе трубка Пионерская представляет собой две сближенные трубки с общим раструбом и относится к двухкорневым диатремам. Жерловая часть трубки выполнена автолитовыми брекчиями и ксенотуфобрекчиями, которые слагают самостоятельные рудные столбы. Кратерная часть трубки сложена осадочно-вулканогенными образованиями двух основных типов пород – туфогенных и туфогенно-осадочных.

У трубки Архангельская также сохранилась кратерная часть, выполненная толщей осадочно-туфогенных пород средней суммарной мощностью до 131,1 м. Жерловая часть выполнена двумя разновидностями кимберлитов: автолитовыми брекчиями и туфо-, ксенотуфобрекчиями, слагающими самостоятельные рудные столбы.

С целью определения содержания и изотопного состава урана в кимберлитах и вмещающих отложениях были отобраны пробы к карьере трубки Архангельская и из кернов трех скважин на трубке Пионерская. Препараты готовили путем измельчения породы массой 100 г до размера фракций 0,075 мм. Из гомогенизированной таким образом пробы брали навеску массой 10 г и подвергали полному растворению воздействием раствора концентрированных кислот HF и $HClO_4$ в соотношении 4:1. Кимберлитовый материал, содержащий труднорастворимые минеральные включения, дополнительно подвергали спеканию с $Na_2CO_3$ при температуре 900 °С. После этого породу переводили в азотнокислый раствор, из которого изотопы урана экстрагировали 30-процентным раствором трибутилфосфата в толуоле с последующей очисткой от мешающих радионуклидов с близкими энергиями альфа-частиц. Выход урана контролировали по активности введенного в препарат индикатора – искусственного изотопа $^{232}U$ (0,0265 Бк).

Источники для альфа-спектрометрического определения готовили путем электролитического осаждения урана на диски из нержавеющей стали диаметром 34 мм. Измерения выполнялись на полупроводниковом альфа-спектрометре серии “Прогресс” с кремниевым детектором площадью 400 мм$^2$ и разрешающей способностью 30 кэВ.

С целью определения закономерностей пространственного положения значений отношения альфа-активностей четных изотопов урана нами была составлена карта-схема изменения величины изотопного отношения $^{234}U/^{238}U = \gamma$ в кимберлитах и вмещающих породах по площади карьера трубки Архангельская (рис. 1). Изотопное отношение урана ($^{234}U/^{238}U = \gamma$) меняется от 0,86 до 1,60. Концентрация урана колеблется в пределах 0,61–4,07 ppm. Приведенная на рисунке 1 схема изменения величины γ в кимберлитах и вмещающих породах показывает, что значения неравновесного урана изменяются по площади закономерно и образуют вокруг контура трубки аномалию концентрической формы с величинами γ более 1,1 приуроченную к экзоконтактам трубки с вмещающими отложениями венда. Такая аномалия свидетельствует об активных процессах фракционирования изотопов урана, происходящих в настоящее время на контакте трубки с вмещающими породами. В кимберлитах в центре трубки значения γ близки к равновесным. В удаленных от трубки вмещающих породах мы наблюдаем такую же закономерность, что говорит об отсутствии здесь условий для разделения изотопной пары урана. Для распределения содержания урана, исследованного альфа-спектрометрическим методом (рис. 2), характерна аналогичная картина, выражающаяся в формировании повышенных значений, приуроченных к околотрубочному пространству. Однако для жерловой части, а также нижнего разреза кратерной фации характерны низкие концентрации урана менее 1,4 ppm.

Схема отбора образцов на трубке Пионерская представлена на рисунке 3. Образцы представлены кернами трех скважин. Характерные спектры изотопов урана показаны на рисунке 4.

Полученные данные показывают, что значения изотопного отношение урана в автолитовых брекчиях и вмещающих отложениях, удаленных от трубки характеризуются близкими к равновесным величинами отношение $^{234}U/^{238}U$ при относительно равномерном распределении по глубине в интервале до 1 км. Близкие к равновесным значения отношения альфа-активностей четных изотопов урана свидетельствуют о стабильном состоянии этих пород на протяжении долгого времени при отсутствии влияния современных экзогенных процессов, способных привести к изотопному фракционированию. В твердой фазе образцов керна скважины, расположен-

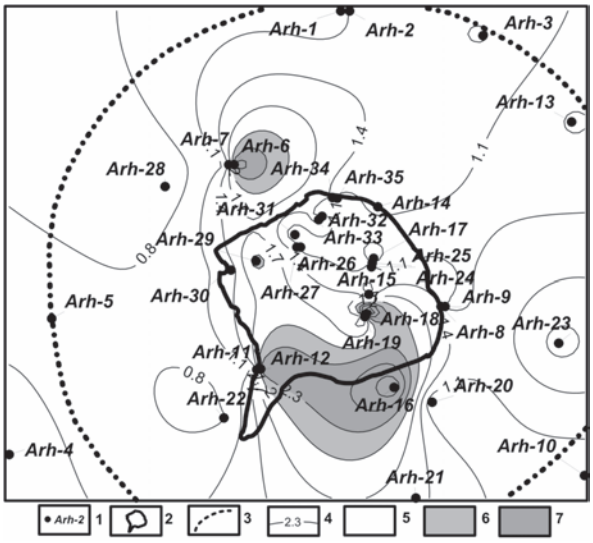



***Рис. 2.*** *Изменение концентрации урана (ppm) в породах трубки Архангельская: 1 – точки отбора и шифр проб; 2 – контур трубки; 3 – верхний контур трубки; 4 – изолинии концентрации урана; 5–7 – пределы изменения концентрации урана: менее 2 (5), от 2 до 2,3 (6), более 2,3 (7)*




***Рис. 3.*** *Схема размещения опробованных скважин на трубке Пионерская*

ной в приконтактовой области наблюдается резкое нарушение изотопного равновесия урана до 3,75 ед. активности, что для горных пород является аномальным. Для этих образцов характерен широкий диапазон вариации значений $^{234}U/^{238}U$ от 0,85 до 3,57. Таким образом, уран-изотопное неравновесие в породах околотрубочного пространства трубки Пионерская свидетельствует об активных процессах фракционирования урана при взаимодействии рудного вещества и вмещающих образований.

Результаты исследования изотопов урана в кимберлитах и вмещающих породах сводятся к следующему:

1. Кимберлиты и вмещающие породы, находящиеся на удалении от границы трубки характеризуются близким к равновесному уран-изотопному составу, что свидетельствует об их стабильном состоянии и об отсутствии в них на современном этапе процессов, способных привести к изотопному фракционированию;
2. Во вмещающих отложениях в ближней зоне к кимберлитовых трубок, приуроченных к экзоконтактам резко нарушается изотопное равновесие уранового ряда;
3. Возрастание индикаторного изотопного отношения $^{234}U/^{238}U$ во вмещающих породах при приближении к границе трубки, свидетельствует о существовании в околотрубочном пространстве области взаимодействия кимберлитов и вмещающих отложений;
4. Околорудные изменения горных пород, относимые в настоящее время к перспективным поисковым признакам на алмазы, отчетливо выделяются по возрастанию избытка изотопа $^{234}U$, что, на наш взгляд, является новым поисковым критерием проявления кимберлитового магматизма на территории Архангельской алмазоносной провинции.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований в рамках научного проекта № 16–35–00153.

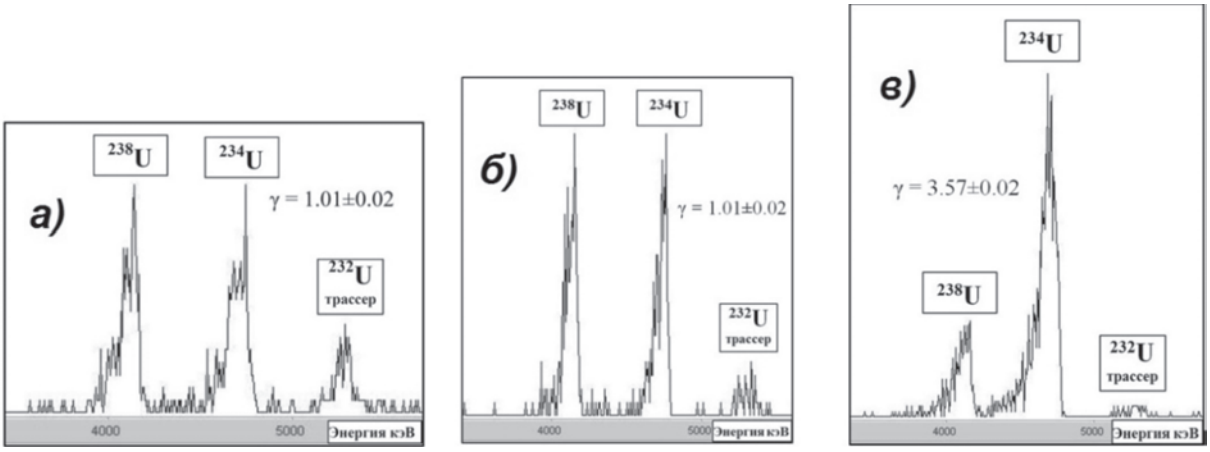



***Рис. 4.*** *Альфа-спектры изотопов урана в кимберлитах и вмещающих породах трубки Пионерская. а) скважина 1490, проба P-kim8; б) скважина 1000/1, проба P-9wmp; в) скважина П-4mz, проба P-4mz*

***Литература***

1. *Васильев И.Д. Геологические структуры в околотрубочном пространстве трубки Архангельская и их использование для поисков коренных месторождений алмазов в Зимнебережном районе : дис. … канд. геол.-мин. наук. – М. : МГРИ-РГГРУ, 2010.*
2. *Стогний В.В., Коротков Ю.В. Поиск кимберлитовых тел методом переходных процессов. – Новосибирск : Малотиражная типография 2D, 2010. – 121 с.*

# U И TH В ПРИРОДНЫХ СРЕДАХ Г. УСТЬ-КАМЕНОГОРСКА (РЕСПУБЛИКА КАЗАХСТАН)

А.Р. Ялалтдинова[1], Л.П. Рихванов[1], Н.В. Барановская[1], Дж. Ким[2]

[1]Томский политехнический университет, Томск, Россия, yalaltdinova.aly@mail.ru, rikhvanov@tpu.ru, nata@tpu.ru

[2]Технологический университет Труа, Труа, Франция, junbeum.kim@utt.fr

# U AND TH IN NATURAL ENVIRONMENTS OF UST-KAMENOGORSK (KAZAKHSTAN)

A.R. Yalaltdinova[1], L.P. Rikhvanov[1], N.V. Baranovskaya[1], J. Kim[2]

[1]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

[2]University of Technology Troyes, Troyes, France

В статье рассматривается содержание U и Th в почвенном покрове, пылеаэрозолях и листьях тополя черного (Populus nigra L.) на территории высоко урбанизированного города Казахстана – Усть-Каменогорска. Самое высокое содержание урана наблюдается в твердой фазе снегового покрова, концентрация варьирует от 1,7 до 19,7 мг/кг. Наибольшее содержание тория отмечается в почвенном покрове: от 3,0 до 21,5 мг/кг, при средней величине 7,5 мг/кг. Наименьшее значение как урана, так и тория было получено для золы листьев тополя. В пространственном отношении стоит также отметить, что концентрация урана в листьях и почве уменьшается по мере удаления от промышленной зоны, на территории которой расположен Ульбинский металлургический завод, во всех направлениях. В изменении содержания тория строгой тенденции не прослеживается, но минимальные значения Th/U отношения отмечаются также вблизи промышленной зоны. По мере приближения к источнику поступления изменяется также форма нахождения урана в листьях тополя: происходит переход от рассеянной формы к форме собственных микроминералов, что было установлено по результатам проведения f-радиографического исследования сухих листьев тополя.

The article deals with the U and Th content in the soil cover, dust aerosols and black poplar leaves (Populus nigra L.) in the territory of highly urbanized city of Kazakhstan, which is called Ust-Kamenogorsk. The highest uranium content is observed in the solid phase of the snow cover, the concentration varies from 1.7 to 19.7 mg/kg. The highest content of thorium is noted in the soil cover: from 3.0 to 21.5 mg / kg, with an average value of 7.5 mg / kg. The lowest values f both uranium and thorium are obtained for ash poplar leaves. It is worth noting that in the spatial respect the uranium content in the poplar leaves and in the soil decreases with increasing distance from the industrial zone, where the Ulba Metallurgical Plant is located, in both directions. Strict tendency in thorium content changes is not observed, but the minimum of Th/U ratios is also located close to the industrial zone. With decreasing distance from the source a form of uranium in the poplar leaves changes from scattered one to the form of microminerals, which was established based on the results of the f-radiography of dried poplar leaves.

## Введение

Город Усть-Каменогорск характеризуется наличием большого числа источников техногенных загрязнений, среди которых можно выделить промышленные предприятия, транспорт, сельхозпредприятия, автозаправки, предприятия пищевой отрасли, частный жилой сектор, свалки твердых бытовых отходов. Основное воздействие на окружающую среду оказывают транспорт и промышленные предприятия, среди последних одним из основных загрязнителей выступает АО УМЗ (Ульбинский металлургический завод) [4]. С 1997 г. УМЗ входит в состав Национальной атомной компании “Казатомпром” – национального оператора по импорту-экспорту урансодержащих и других материалов двойного назначения. Производство завода, помимо бериллиевой и танталовой продукции, включает производство топлива для атомных электростанций (изготовление топливных таблеток из слабообогащенной по изотопу урана 235 двуокиси урана) [12].

При наличии такого рода предприятий на территории города необходимо следить за содержанием радиоактивных элементов в различных природных средах, отражающих как долговременное загрязнение, так и сезонное [5]. К первому типу относится накопление загрязняющих веществ в почве. Зимний период может быть охарактеризован через изучение элементного состава твердой фазы снежного покрова, летний, в свою очередь, – накоплением элементов в листьях древесных растений, например, тополя черного (*Populus nigra L.*), эффективность использования которого в качестве биоиндикатора была доказана не однократно, в том числе авторами [9, 15].

Таким образом, целью данной работы было изучение особенностей распределения урана и тория в почвенном покрове, пылеаэрозолях и листьях тополя черного на территории высоко урбанизированного города Казахстана – Усть-Каменогорска.

## Материал и методы

Все компоненты природной среды были отобраны в 2011 г. Отбор листьев тополя черного (*Populus nigra L.*) и почв был произведен по равномерной сети по всему городу, с детализацией в районах расположения действующих в настоящее время промышленных предприятий. Всего было отобрано 103 пробы почвы и 101 проба листьев, при этом 100 пробных площадок удалось совместить.

Листья тополя в первичной сырой массе порядка 50–100 г (20–30 листьев без черенков с одного дерева) отбирались на территории г. Усть-Каменогорска по стандартной методике [11, 13] из нижней части кроны, на высоте 1,5–1,8 м с максимально возможного количества ветвей, растущих в разных направлениях. Сразу после отбора листья промывались небольшим количеством дистиллированной воды и высушивались при комнатной температуре. Обобщенно подготовку можно представить в виде последовательного измельчения, взвешивания перед озолением, озоления в муфельной печи (в фарфоровых тиглях) при температуре 550 °С в течение 2 ч с момента достижения заданной температуры до получения равномерно озоленного материала белого или светло-серого цвета, а также взвешивания после озоления.

Отбор почвы на всей территории проводился с поверхностного слоя (0–10 см), предварительно очищенного от дернового горизонта, пробоотборной лопаткой. Работы по отбору и подготовке проб выполнялись с учетом ГОСТ 28168–89 и ГОСТ 17,4,4,02–84. Пробы упаковывались в полиэтиленовые мешочки, завязывались и нумеровались. Подготовка проб к аналитическим исследованиям включала несколько этапов: пробы просушивались при комнатной температуре до воздушно-сухого состояния, удалялись включения (камни, стекло и др.), далее, после ручного измельчения, почва просеивалась через сито с диаметром отверстий 1 мм. Затем, 100–150 г от каждой пробы измельчалось до размера пудры (0,074 мм) на виброистирателе. Отбор и пробоподготовка проводились Петровой Л.В., бывшей магистранткой Томского политехнического университета под руководством Н.А. Осиповой и Л.П. Рихванова [7].

Также был произведен отбор пылеаэрозольной составляющей снегового покрова в зоне воздействия промышленной зоны, в пределах которой расположен Ульбинский металлургический завод, всего было отобрано 6 снеговых проб: по 1 пробе в северном и северо-западом направлениях и по 2 пробы к югу и юго-востоку. Все работы выполнялись с учетом методических рекомендаций [2, 6, 10]. Отбор проб снега был произведен методом шурфа на всю глубину снегового покрова, за исключением пяти сантиметрового слоя, находящегося в соприкосновении с почвой, чтобы исключить возможность литогенного загрязнения проб. Объем пробы был подобран таким образом, чтобы вес твердого осадка после фильтрации составлял не менее 1 г. Пробоподготовка состояла из таяния снега при комнатной температуре, фильтрации, дальнейшего высушивания, просеивания, взвешивания и истирания твердого осадка [14]. Исследовалась фракция размером менее 1 мм.

Для количественного определения содержания урана и тория во всех природных средах применялся метод инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА). Облучение осуществляли тепловыми нейтронами с потоком $2 \cdot 10^{13}$ нейтр./(см$^2$·с), продолжительность облучения – 20 ч. Измерения производились на гамма-спектрометре с германий-литиевым детектором.

Дополнительно изучались формы нахождения радиоактивных элементов методом f-радиографии в листьях тополя и методом электронной микроскопии в пылеаэрозолях.

С целью проведения f-радиографии из основания листа вырезался прямоугольник размером 3·1,5 см (что соответствует размеру входного отверстия канала реактора для последующего облучения пробы). Соответствующего размера пластинки слюды плотно прикладывались к подготовленному листу с обеих сторон, закреплялись скотчем по бокам для более плотного прилегания и оборачивались фольгой. Облучение проб было проведено в канале реактора при плотности потока тепловых нейтронов порядка $10^{18}$ нейтр./(см$^2$·с). После облучения на реакторе и спадания наведенной радиоактивности выполнялись операции по травлению детектора плавиковой кислотой по следующей методике: слюду опускали в кювету с плавиковой кислотой на 20 мин в закрытом вытяжном шкафу, 30 мин промывали в щелочной воде и высушивали фильтровальной бумагой.

Оба анализа проводились на Томском исследовательском ядерном реакторе ИРТ–Т в аккредитованной лаборатории ядерно-геохимических методов исследования Томского политехнического университета с применением аттестованных методик (аналитики – с.н.с. А.Ф. Судыко, Л.Ф. Богутская).

Метод электронной микроскопии был применен для изучения пылеаэрозольных частиц на сканирующем электронном микроскопе Hitachi S-3400N (разрешение в 10 нм при ускоряющем напряжении 3 кВ) с приставкой для микроанализа в лаборатории электронно-оптической диагностики Международного инновационного образовательного центра “Урановая геология” ТПУ (аналитик С.С. Ильенок).

## Результаты и их обсуждение

Содержание урана и тория в изученных природных средах, а также торий-урановое отношение, рассчитанное для различных сред г. Усть-Каменогорска, представлено в таблице 1.

Самое высокое содержание урана наблюдается в твердой фазе снегового покрова, концентрация варьирует от 1,7 до 19,7 мг/кг, максимальное значение было зафиксировано в 300 м к северу от промышленной зоны, в направлении хвостохранилища УМЗ. Почвы г. Усть-Каменогорска характеризуются содержаниями урана от 1,29 до 18,0 мг/кг, при среднем значении 2,9 мг/кг. Максимум наблюдается к востоку от предприятия, недалеко от проходной УМЗ. Содержание урана в золе листьев тополя черного (наименьшее среди изученных сред на территории г. Усть-Каменогорска) изменяется в широких пределах от 0,008 до 3,2 мг/кг, при среднем значе-

*Таблица 1. Содержание урана и тория, торий-урановое отношение в природных средах г. Усть-Каменогорска*

| | U, мг/кг | Th, мг/кг | Th/U |
|---|---|---|---|
| Пылеаэрозольная составляющая снегового покрова (6 проб) | 7,3 | 5,2 | 1,1 |
| Почвенный покров (103 пробы) | 2,9 | 7,5 | 2,9 |
| Зола листьев тополя черного (*Populus nigra L.*) (101 проба) | 0,52 | 0,22 | 0,9 |

нии 0,52 мг/кг. Значение 3,2 мг/кг было также зафиксировано к востоку от предприятия.

Содержание тория в пылеаэрозольных выпадениях варьируется от 4 мг/кг до 6,3 мг/кг. Максимально зафиксированное значение было отмечено в 2 км к северо-западу от промзоны УМЗ. В почвенном покрове тория от 3,0 до 21,5 мг/кг, при средней величине 7,5 мг/кг. Наименьшее значение тория, так же, как и для урана, отмечается для золы листьев тополя, оно колеблется в пределах от 0,01 до 1 мг/кг. В пространственном отношении максимальное значение отмечается в точке южнее северной промышленной зоны, ближе всего к трубам ТЭЦ.

Природные и техногенные аномалии находят отражение в изменении отношения тория к урану в различных природных средах. Так для почв вне зон техногенного воздействия характерно Th/U отношение близкое к 3,0–4,5, тогда как в зонах техногенной трансформации почв этот показатель становится существенно ниже [8]. Не смотря на то, что среднее по городу значение незначительно ниже 3, пробы, отобранные вблизи промышленной зоны, характеризуется значением Th/U отношения, близким к 2. Это в свою очередь приводит к изменению отношения элементов в живых организмах и является информативным показателем степени техногенной трансформации природной среды. Живое вещество, как отмечал В.И. Вернадский [3], выступает концентратором урана. Это утверждение было также доказано Н.В. Барановской [1]. На территории города как в сухом веществе, так и в зольном остатке листьев тополя черного Th/U превышает единицу только в 25 пробах из 101, что указывает на повышенные уровни поступления урана в окружающую среду и накопление его живым веществом. При этом минимальные значения (от 0,05 до 0,5) отмечаются возле границы промышленной зоны (рис. 1), схожая картина наблюдается и для почвенного покрова.

В пространственном отношении стоит также отметить, что концентрация урана в листьях и почве уменьшается по мере удаления от промышленной зоны во всех направлениях. Наиболее ярко это прослеживается по направлениям преобладающих ветров (северо-западном и юго-восточном). Ареолы максимального накопления урана пространственно приурочены к ее местоположению на территории. Содержания тория вблизи УМЗ

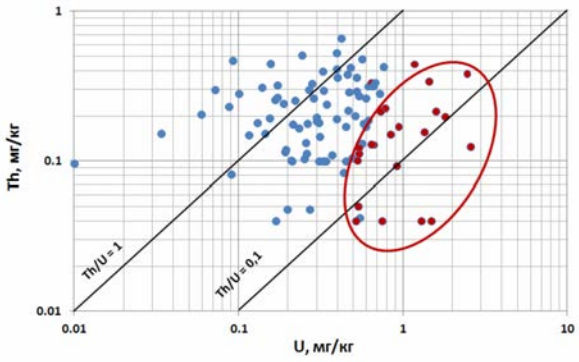



***Рис. 1.*** *Th/U в сухом веществе листьев тополя черного (*Populus nigra L.*) на территории г. Усть-Каменогорска (точки, окрашеные в красный и обведенные красным ареолом – пробы, отобранные вблизи промышленной зоны, в пределах которой расположен Ульбинсккий металлургический завод)*

напротив незначительны, и в целом характер его распределения более пятнистый.

С целью установления вероятности поступления химических элементов в живые организмы из почвы или из атмосферного воздуха, во-первых, был произведен расчет коэффициента биологического накопления, который рассчитывается как отношения содержания элемента в золе листьев тополя к его содержанию в почве места произрастания. Из изученных 100 проб содержание урана в золе листвы больше содержания в почве, что в теории может означать его переход из почвы, только в одной точке, расположенной к востоку от промзоны. Во-вторых, было проведено более детальное исследование пылеаэрозольных выпадений. Согласно ранее проведенным исследованиям авторов [16], уран концентрируются в пылеаэрозолях на данной территории, что может указывать на вероятность поступления его на поверхность листа из атмосферного воздуха. Кроме того, с помощью электронного микроскопа были сделан снимок частицы с содержанием оксида урана (рис. 2) в пробе, которая была отобрана между промзоной и хвостохранилищем УМЗ.

Более того, по результатам f-радиографии было установлено, что по мере приближения к Ульбинскому металлургическому комбинату не только увеличивается концентрация урана в листьях и почве, и уменьшается величина торий уранового отношения, но также увеличивается плотность треков от осколков вынужденного деления радионуклидов на единицу площади и количество микровключений делящихся радионуклидов высокой плотности, так называемых “звезд”.

В листьях тополя черного, произраставшего в непосредственной близости к УМЗ, было зафиксировано обилие звезд и треков от осколков деления. В пробе было зафиксировано 28 скоплений различной степени интенсивности, в остальной части пробы в целом распределение относительно равномерное с высокой плотностью треков (рис. 3).

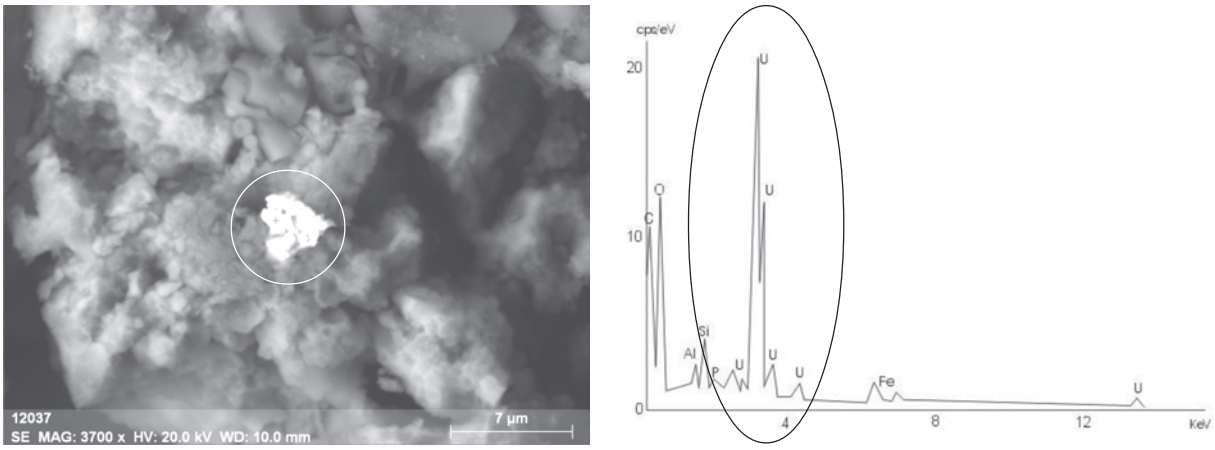
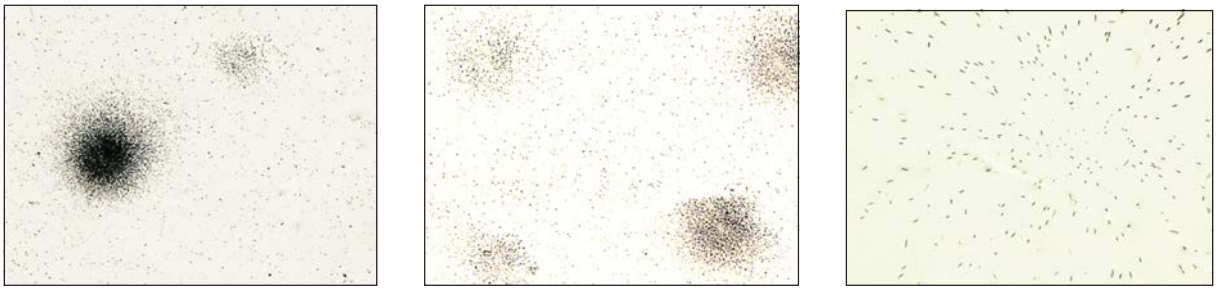



***Рис. 2.*** *Частица, в составе которой отмечается наличие оксидов урана (~37% U), выявленная по результатам изучения пылеаэрозолей на электронном микроскопе с приставкой Bruker для элементного анализа*



а) б) в)

***Рис. 3.*** *Формы нахождения делящихся радионуклидов (U) в листе тополя, произраставшего вблизи Ульбинского металлургического завода по данным f-радиографии: а, б) – микровключения собственных минералов урана, увел. х50; в) – молекулярная форма неструктурного рассеяния, увел. х200*

## Выводы

Таким образом, на территории г. Усть-Каменогорска было проведено изучение содержания и распределения радиоактивных элементов в пылеаэрозольной составляющей снегового покрова, почвенном покрове и листьях тополя черного. Максимальное накопление урана отмечается для пылеаэрозолей, тория – почвенный покров, при этом минимальное торий-урановое отношение, которое может указывать на техногенное воздействие, наблюдается для золы листьев тополя черного.

Пространственно максимальные концентрации урана и наименьшие значения торий-уранового отношения приурочены к зоне влияния Ульбинского металлургического завода. Распределение тория имеет более пятнистый характер распределения.

По результатам анализа возможных путей поступления урана в живые организмы, наиболее вероятным представляется поступление из атмосферного воздуха.

В листьях тополя черного на территории г. Усть-Каменогорска были выявлены закономерности изменения формы нахождения урана от рассеянной к форме собственных микроминералов по мере приближения к Ульбинскому металлургическому заводу.

***Литература***

1. Барановская Н. В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экоистем : автореф. дис. … докт. биол. наук. – Томск, 2011. – 46 с.
2. Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова. – Л. : Гидрометеоиздат, 1985. – 185 с.
3. Вернадский В.И. Проблемы бигеоохимии. – М.: Изд-во АН СССР, 1940. – Т.1. – 47 с.
4. Комплексная оценка экологии и здоровья населения промышленного города / А.Б. Самакова, А.А. Белоног, В.С. Якупов и др. – Алматы : Багира, 2005. – 300 с.
5. Красовская И.А., Галкин А.П. Методические основы комплексной оценки эколого-геологического состояния городских территорий // Ученые записки УО ВГУ им. П.М. Машерова. – 2006. – Т. 5. – С. 223–239.
6. *Назаров И.М., Фридман Ш.Д., Ренне О.С. Использование сетевых снегосъемок для изучения загрязнения снежного покрова // Метеорология и гидрология. – 1978. – № 7. – С. 74–78.*
7. *Рихванов Л.П., Осипова Н.А., Петрова Л.А. Геохимические особенности почв и почвогрунтов г. Усть-Каме-*

*ногорска // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2012. – №1 (18). – С. 54–62.*

8. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск: Изд-во ТПИ, 1997. – 384 с.
9. *Элементный состав листвы тополя как биогеохимический индикатор промышленной специализации урбасистем // Л.П. Рихванов, Д.В. Юсупов, Н.В. Барановская и др. // Экология и промышленность России. – 2015. – № 6. – С. 58–63.*
10. *Руководство по контролю загрязнения атмосферы. РД 52.04.186 № 2932–83. – М. : Госкомгидромет, 1991. – 693 с.*
11. *Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых / под ред. А.П. Соловова, А.Я. Архипова, В.А. Бугрова и др. – М. : Недра, 1990. – 335 с.*
12. Ульбинский металлургический завод : [Электронный ресурс]. – URL: http://www.ulba.kz (дата обращения: 02.04.2015).
13. Уфимцева М.Д., Терехина Н.В. Фитоиндикация экологического состояния урбогеосистем Санкт-Петербурга. – СПб. : Наука, 2005. – 339 с.
14. *Язиков Е.Г. Экогеохимия урбанизированных территорий юга Западной Сибири : автореф. дис. … докт. геол.-мин. наук. – Томск, 2006. – 47 с.*
15. *Ялалтдинова А.Р., Барановская Н.В., Рихванов Л.П. Влияние выбросов промышленных предприятий г. Усть-Каменогорска на формирование элементного состава листьев тополя // Вестник Иркутского государственного технического университета. – 2014. – № 2 (85). – С. 108–113.*
16. *Ялалтдинова А.Р. Элементный состав растительности как индикатор техногенного воздействия на территории г. Усть-Каменогорска : дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск : ТПУ, 2015. – 172 с.*

# АНАЛИЗ МАКРОМАСШТАБНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ $^{137}$CS ПОЙМЫ Р. ЕНИСЕЙ

Т.В. Ярославцева[1], В.Ф. Рапута[2]

[1]Институт гигиены Роспотребнадзора, Новосибирск, Россия , tani-ta@list.ru
[2]Институт вычислительной математики и математической геофизики СО РАН, Новосибирск, Россия, raputa@sscc.ru

# AN ANALYSIS OF THE MACRO-SCALE POLLUTION OF $^{137}$CS OF RIVER YENISEI FLOODPLAIN

T.V. Yaroslavtseva[1], V.F. Raputa[2]

[1]Institute of Hygiene of Rospotrebnadzor, Novosibirsk, Russia, tani-ta@list.ru
[2]Institute of Computational Mathematics and Mathematical Geophysics SB RAS, Novosibirsk, Russia, raputa@.sscc.ru

Numerical analysis of aero-gamma survey data in 1993 of river valley Yenisei was conducted. It is shown that macroscale pollution floodplain from Krasnoyarsk MCC to Igarka is determined by a relatively small number of factors, which primarily include the structural features of the left and right banks, due to the Coriolis force, and the influence of the major tributaries – the Angara and Stony Tunguska. Pollution of flood left bank of $1^{37}$Cs, as well as a total of both banks, it can be described satisfactorily using the basic hydrological characteristics: the water flow in the river and the height of the flood.

## Введение

При обработке и интерпретации результатов экспериментальных исследований радиоактивного загрязнения долины Енисея методами постановок прямых и обратных задач переноса примеси могут возникнуть значительные затруднения, связанные с неадекватностью используемых математических моделей имеющимся объемам данных наблюдений. Эти трудности, как правило, усугубляются дискретным характером данных измерений и непрерывным описанием процессов переноса и трансформации радиоактивных примесей. При прямом моделировании переноса радионуклидов в речном русле необходимо задание большого числа гидрологических параметров, характеристик распределения нуклидов в системах вода-взвесь и вода-донные отложения и т.д., что в конечном итоге значительно сужает область применимости этих моделей, несмотря на их, достаточно универсальный характер [1–3]. При использовании постановок обратных задач нежелательно слишком детальное описание процессов миграции радионуклидов, поскольку это может привести к большим трудностям их обоснования и численной реализации.

*Количественные закономерности крупномасштабного радиоактивного загрязнения поймы р. Енисей.* Загрязнение поймы реки радионуклидами связано в основном с протекающими в ней паводковыми явлениями. Наиболее интенсивно этот процесс происходил, по-видимому, при разрушении прудов-отстойников Красноярского горно-химического комбината во время паводков 1966, 1972, 1988 гг., отличавшихся высоким подъемом воды в реке [4]. В связи с этим представляется целесообразным провести на данных наблюдений предварительный количественный анализ распределения радионуклидов по берегам реки в зависимости от ее основных гидрологических характеристик.

Поскольку процессы загрязнения берегов носили непрерывный характер, то анализ и интерпретация данных точечных наблюдений по редкой и нерегулярной сети может вызвать значительные затруднения. Для этих целей удобнее использовать данные аэро-гамма съемок

долины реки Енисей, позволяющие получить практически непрерывную и масштабную картину загрязнения. Наиболее представительной в этом отношении является аэрогамма спектральная съемка 1993 г. долины реки. Измерения носили систематический характер, проводились по обоим берегам реки [5–7].

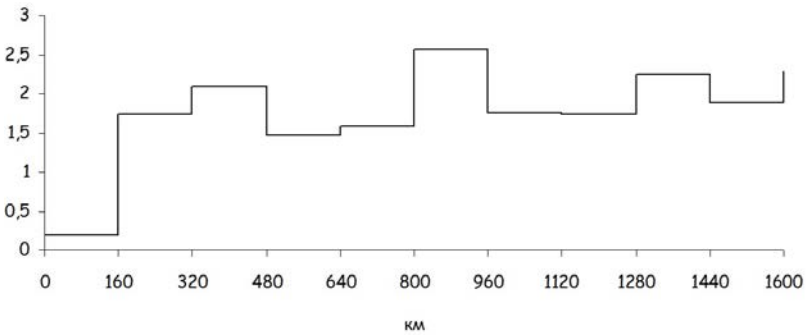



***Рис. 1.*** *Отношение плотностей радиоактивности $^{137}Cs$ левого берега к правому*

Данные были получены в рамках очередного этапа аэро-гамма-радиационного мониторинга территории России. Обследование долины р. Енисей проводилось по двум маршрутам по левому и правому берегам Енисея от Красноярска до г. Дудинка (т.е. фактически до впадения реки в Северный Ледовитый океан), длина каждого маршрута составила 1760 км.

Радиоактивное загрязнение поймы $^{137}Cs$ представлено как по средним, так и по максимальным значениям, что создает определенные удобства для анализа протекающих процессов. Большое пространственное осреднение дает возможность выделить факторы, влияющие на картину загрязнения поймы регионального и глобального масштаба. Анализ максимальных значений позволяет проводить исследование процессов загрязнения, имеющих локальный характер, связанных как с особенностями береговой полосы, так и с гидродинамическими характеристиками речной системы.

Анализ данных для средних значений показывает немонотонное убывание уровней загрязнения по мере удаления от места сброса, как для левого берега, так и для правого. Следует отметить, что кроме начального 160-километрового интервала загрязнение левого берега заметно преобладает над правым. Такое различие объясняется тем, что левый берег более низменный и в целом скорости течения реки у этого берега ниже, что способствует более эффективному осаждению взвесей, несущих на себе радионуклиды. Следует также отметить, что в данном случае проявляется косвенное действие глобального геофизического фактора – силы Кориолиса. Не монотонность убывания уровней загрязнения для левого и правого берега в значительной степени объясняется наличием крупных притоков – Ангары, Подкаменной и Нижней Тунгуски, впадающих в Енисей справа.

Для получения более полного количественного описания действия этих двух факторов полезно рассмотреть отношение уровней радиоактивности для средних значений левого и правого берега, которое представлено на (рис. 1).

Рассмотрение (рис. 1) позволяет выявить некоторые качественные и количественные закономерности перераспределения $^{137}Cs$ между берегами. В диапазоне расстояний 320–480, 800–960, 1280–1440 км происходит относительное превышение плотности радиоактивности левого берега над правым примерно в 2–2,5 раза, что связано, как отмечалось выше, с впадением крупных рек: Ангары, Подкаменной и Нижней Тунгуски. Для остальных расстояний уровень отношения находиться в пределах 1,5–1,7 раза. Т.е. для этих диапазонов расстояний основную роль играет сложившаяся структура берегов, а в конечном итоге следствие действия кориолисовых сил. Анализ (рис. 1) и гидрологических данных позволяет сделать предположение, что загрязнение поймы левого берега зависит от значительно меньшего числа факторов, чем правого. Например, для левого берега влияние крупных речных притоков справа должно проявляться опосредовано.

Рассматриваемое соотношение плотностей радиоактивности между левым и правым берегом является характеристикой крупномасштабного перераспределения радионуклидов в речной системе Енисея во время паводков и может быть использовано в прогностических целях.

*Закономерности загрязнения левого берега.* Как уже отмечалось выше, левый берег Енисея имеет более однородный характер и вследствие этого следует ожидать, что его загрязнение будет определяться меньшим числом факторов. На наш взгляд одним из основных факторов, влияющих на уменьшение концентрации радионуклида в воде, а следовательно, плотности загрязнения поймы, является разбавление в связи с увеличением расхода воды вниз по течению реки. Изучение гидрологической информации [8–9] и характер осаждения взвесей, содержащих радионуклиды, показывает, что высота подъема паводковых вод, также может оказаться значимым фактором, влияющим на формирование загрязнения поймы. При этом следует отметить, что чем больше высота подъема воды, тем большее количество взвеси содержится в столбе воды над затапливаемым местом и, следовательно, выше плотность радиоактивных выпадений.

Учет этих факторов представлен следующей зависимостью:

$$F(p,R,h) = p(x)\cdot R(x) \,/\, h(x), \quad (1)$$

которую в дискретном виде представим в двух вариантах:

$$F_j = R_j \cdot p^{cp}{}_j \,/\, h_j, \quad (2)$$

$$F_j = (R_j + R_{j+1}) \cdot p^{cp}{}_j \,/\, 2 : (h_j + h_{j+1}) \,/\, 2 = \\ = (R_j + R_{j+1}) \,/\, (h_j + h_{j+1}) \cdot p^{cp}{}_j; \quad j = 1, \ldots, n, \quad (3)$$

где $R_j$, $h_j$ – расход воды и высота подъема паводка на j-том сечении реки, $p^{cp}_j$ – среднее значение плотности радиоактивности на j-том интервале расстояний.

На (рис. 2а) и (рис. 2б) представлены графики, описываемые формулами (2), (3), в процентном выражении относительно максимальных значений. Плотность радиоактивных загрязнений была использована в осредненном виде по интервалам расстояний 160 км [6, 7].

Представленная графическая информация позволяет сделать вывод о том, что соотношения (2), (3) сравнительно мало изменяются в диапазоне расстояний от 160 до 1600 км. Отсюда следует, что плотность радиоактивности поймы левого берега Енисея для этих расстояний можно оценить, исходя из следующих формул:

$$F_j = k = \text{const}, \quad (4)$$

$$p^{cp}_j = k \cdot (h_j + h_{j+1}) / (R_j + R_{j+1}), \quad j = 1, \ldots, n \quad (5)$$

Коэффициент $k$ в соотношении (5) может быть определен с использованием данных наблюдений на одном или нескольких интервалах.

На (рис. 3) изображен график функции (3) применительно к правому берегу.

Представленная зависимость показывает, что загрязнение правого берега происходит более сложным образом. В этом случае необходим дополнительный учет влияния крупных притоков для получения более адекватного описания картины загрязнения.

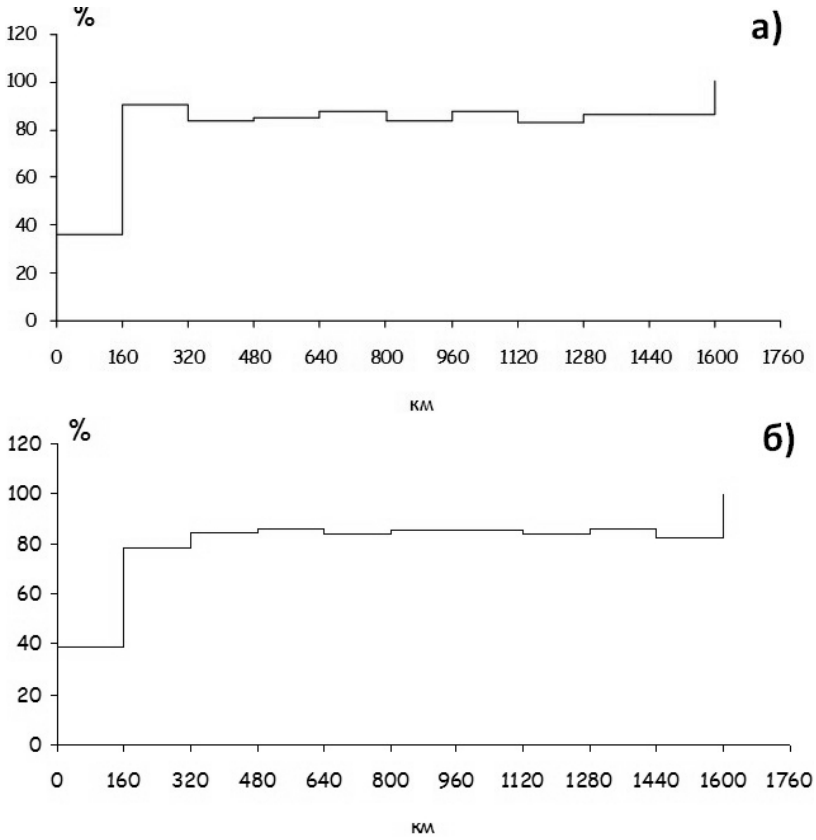



***Рис. 2.*** *Произведение расхода воды на осредненную плотность радиоактивности левого берега, деленное на максимальную величину подъема паводка. а) – расчет по формуле (2), б) – по формуле (3)*

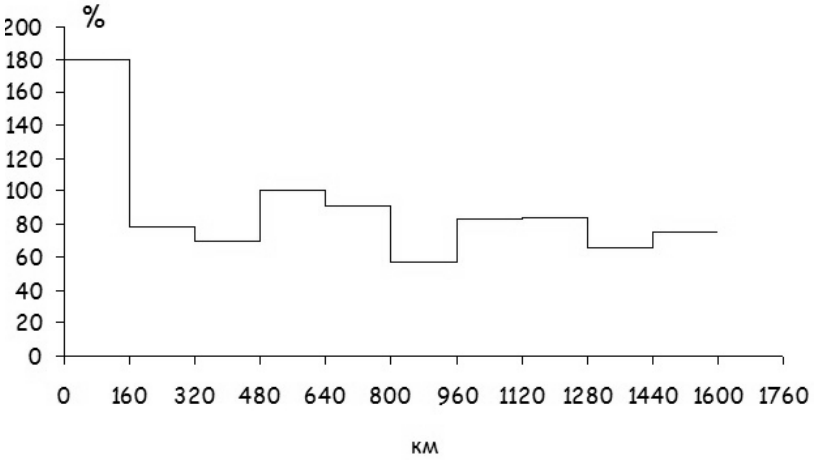



***Рис. 3.*** *Произведение расхода воды на плотность радиоактивности правого берега, деленное на максимальную величину подъема паводка (расчет по формуле (3))*

## Заключение

Проведенное исследование позволяет сделать следующие выводы:

- данные аэро-гамма съемки 1993 г. показывают, что макромасштабное загрязнение поймы реки Енисей определяется относительно небольшим числом факторов, к которым в первую очередь относятся сформированные структурные особенности левого и правого берега, обусловленные опосредованным действием силы Кориолиса, и влиянием крупных притоков – Ангары, Подкаменной и Нижней Тунгуски;
- загрязнение поймы левого берега $^{137}Cs$, а также суммарно обеих берегов, вполне удовлетворительно можно описать в рамках основных гидрологических характеристик: расхода воды в реке и высоты паводка. Полученные количественные зависимости могут быть использованы для прогноза загрязнения поймы;
- для более адекватного описания загрязненности

правого берега необходимо провести дополнительный учет влияния крупных притоков Енисея.

***Литература***


1. *Борзилов В.А. и др. Прогнозирование вторичного радиоактивного загрязнения рек тридцатикилометровой зоны Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. – 1989. – № 2. – С. 5–13.*
2. *Новицкий М.А. Модель долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле // Метеорология и гидрология. – 1993. – № 1. – С. 80–83.*
3. *Дегерменджи А.Г., Косолапова Л.Г., Белолипецкий В.М. Математическое моделирование динамики радиоэкологических и гидрофизических характеристик речных систем (р. Енисей) // Сибирский экологический журнал. – 1996. – № 5. – С. 473–483.*
4. *Носов А.В. Исследование механизмов миграции радиоактивных веществ в пойме Енисея // Метеорология и гидрология. – 1997. – № 12. – С. 84–91.*
5. *Контарович Р.С., Федоткин А.Ф., Керцман В.М. Аэрогаммаспектрометрическая съемка долины реки Енисей. – ГНПП "Аэрофизика" Мингео РФ. Отчет по теме "Атлас" Росгидромета, 1993.*
6. *Квасникова Е.В., Керцман В.М., Назаров И.М. и др. Исследование долины и водосбора р. Енисей аэро-спектральным методом // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях : труды международной конференции. – СПб. : Гидрометеоиздат, 2000. – С. 549–554.*
7. *Израэль Ю.А., Квасникова Е.В., Назаров И.М. и др. Радиоактивное загрязнение цезием-137 территории России на рубеже тысячелетий // Метеорология и гидрология. – 2000. – № 4. – С. 20–31.*
8. *Соколов А.А. Гидрография СССР. – Л. : Гидрометеоиздат, 1964.*
9. *Бахтин Н.П. Река Енисей. – Л. : Гидрометеоиздат, 1961.*


# MODEL TESTING OF RADIOACTIVE CONTAMINATION CS-137 OF SOILS AND BOTTOM SEDIMENTS IN THE ROMACHKA RIVER (TOMSK REGION, RUSSIA)


O.S. Dmitrieva[1,2], L.P. Rikhvanov[2], P. Boyer[3], C. Quantin[1]

[1]University of Paris Sud, IDES, Orsay Cedex, France
[2]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia
[3]Institut de Radioprotection et de Surete Nucleaire (IRSN), France



This paper presents results of testing models for the radioactive contamination of river water and bottom sediments by $^{137}$Cs. The scenario for the model testing is based on data from the Romashka River, which was contaminated as a result of accidents at the Siberian Chemical Combine (Russia, Region of Tomsk). The input data include the following: estimates of inventories of $^{137}$Cs in the floodplain of the downstream part of Romashka River; the estimated annual runoff of $^{137}$Cs from the downstream part of Romachka River; data on the precipitation, hydrological and hydrochemical characteristics of the river. The endpoints of the scenario are model predictions of the activity concentrations of $^{137}$Cs in water and bottom sediments along the Romachka River in 2012–2013. Calculations for the Romashka scenario were performed by the Institute of radioprotection and nuclear safety (model CASTEAUR and HAMSTER. As a whole, the radionuclide predictions for$^{137}$Cs for all considered models. At the same time the CASTEAUR model estimate the activity concentrations of $^{137}$Cs and in water more precisely than in bottom sediments.



***Key words:*** contamination, water, bottom sediments, tom river, model, testing.


## Introduction

During last decades, a number of projects have been launched to validate models for predicting the behaviour of radioactive substances in the environment. Some of these projects were dedicated to the prediction of the behaviour of the radionuclides in the freshwater environment (Onishy, 1994; Kryshev et al., 1999; Monte et al., 2000, 2002). Both the BIOMOVS (BIOspheric Model Validation Study; BIOMOVS, 1990) and the VAMP (VAlidation of Model Predictions; IAEA, 2000) projects stimulated intensive efforts at improving the reliability of the models aimed at predicting the migration of $^{137}$Cs in lakes (IAEA, 2000) and of $^{137}$Cs in rivers (Smith et al., 2004).

The scenario for the present model testing is based on data from the Romashka, Pesotchka Rivers (Siberia, Russia), which ware contaminated mainly during the period 1978–1993 as a result of discharges of liquid radioactive waste into the river [1]. The Romashka River is an appropriate aquatic system for the assessment of radioactive impact on human populations and the natural environment, as well as for studying the processes of radionuclide migration and accumulation. The results of this work can help in assessing the capabilities of the models to deal with the processes that drive radionuclide transfer in river systems and more specifically to the bottom sediments.

Context

Contamination of rivers and soils of the Tomsk region by domestic, urban and industrial activities: consequences on the metal dynamics in the Tom River catchment.

This paper aims at studying the impact of the present anthropogenic activities in the region of Tomsk on the contamination of soils and rivers located in the Tom River watershed. This river, which joins the Ob downstream to Tomsk, receives waters of Ushayka, river crossing the city of Tomsk from east to west, and those crossing the Siberian chemical complex (SCC) of Seversk, the so known under the name of Tomsk-7, situated 15 km downstream to Tomsk. The Ouchaika River drains forest and agricultural areas upstream then the city of Tomsk, in particular the East part of the city, in which are implanted various chemical and petrochemical industries. Furthermore, the city of Tomsk rejects important quantities of domestic effluents in Ushayka

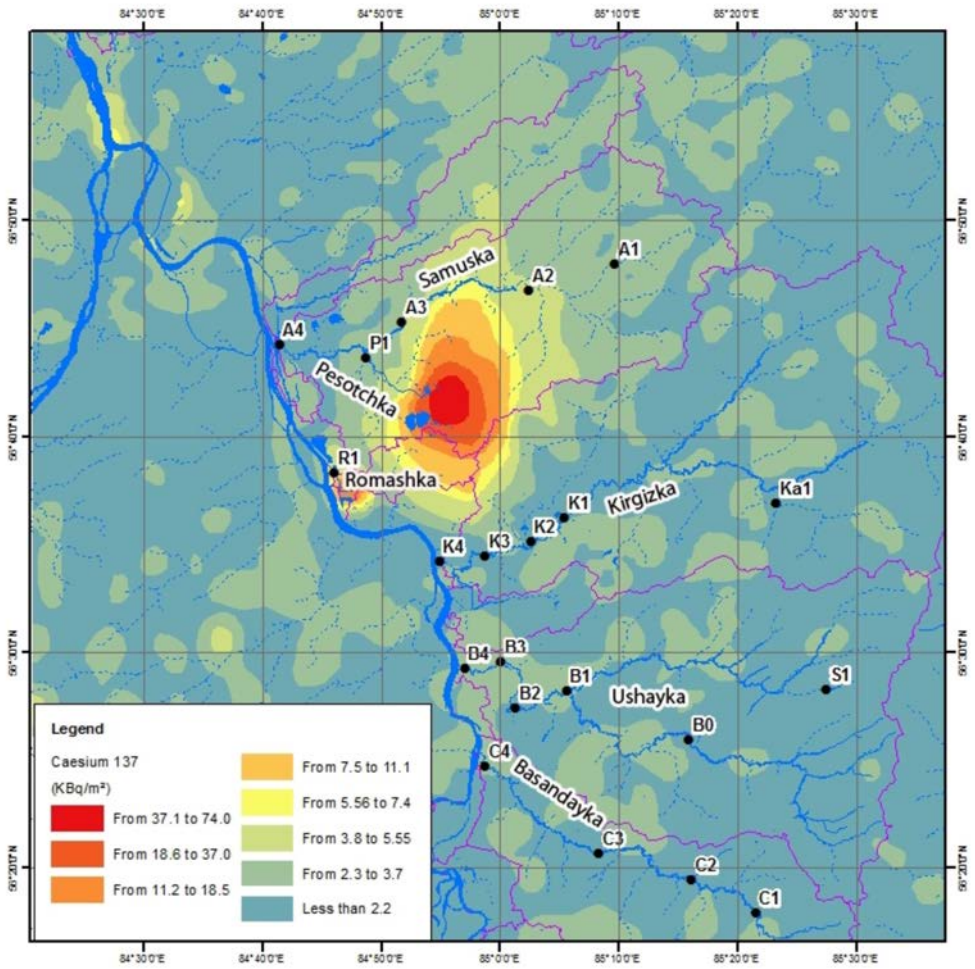



***Fig. 1.*** *Watersheds of study area (sampling map) and caesium contamination of soils around SCC*

River. The SCC of Seversk, originally dedicated to the military nuclear power, contains 5 nuclear reactors out of function, dedicated to the production of electricity and plutonium, various radiochemical and chemical installations, as well as numerous ponds of storage of radioactive wastes. Seversk is crossed the Romashka channel. The studies led further to the accident of 1993 revealed a strong contamination in radionuclides ($^{137}$Cs, $^{90}$Sr, I, U, Th) of the areas situated at once on the West by Seversk drained by the Romashka channel, as well as in the North towards the river Samuska. If some studies have shown that the SCC of Seversk contributed significantly to the contamination of the Ob [2, 3], situated in hundreds of km downstream, no information is available concerning the impact of the global urban and industrial activities of the region of Tomsk on the quality of waters and soils surroundings.

In the urban watersheds, the main "natural" and anthropological sources of contamination are the atmospheric deposits, the erosion of soils, channel banks and deposits of alluvial plain, runoff, leaks of sewer systems when they exist, the effluent discharges directly in channels, industrial or mining activities, automobile activity, or remobilisation from bottom sediments.

The methods used for this study involved hydrological and soil science investigations, bulk and isotopic geochemistry, mineralogy, spectroscopy alpha, beta, gamma.

### Description of the Tom river scenario

A number of industrial facilities of federal significance are functioning in the town of Tomsk and its vicinity. They are: the Siberian Chemical Combine, the Tomsk Oil-Chemical Combine, radio-technical, instrumental, electrotechnical and other plants mostly belonging to the military-industrial complex.

Fig. 1 demonstrates that, according to the survey data, an increase of Cs-137 is detected not only to the north-east from the SCC along the main wind rose, but to the south-west as well, forming local spots of soil contamination by this radionuclide with the fallout density up to 10–20 kBq/m$^2$ (between the Prosino and Gubino villages) and increased accumulation with 2–3-fold excess relatively to the regional background (1,85 kBq/m$^2$ ).

### Description of the model Romashka river: Run-off modelling with HAMSTER

There is the modeling of the average annual flow of run-off and analytical solutions adopted in the case of

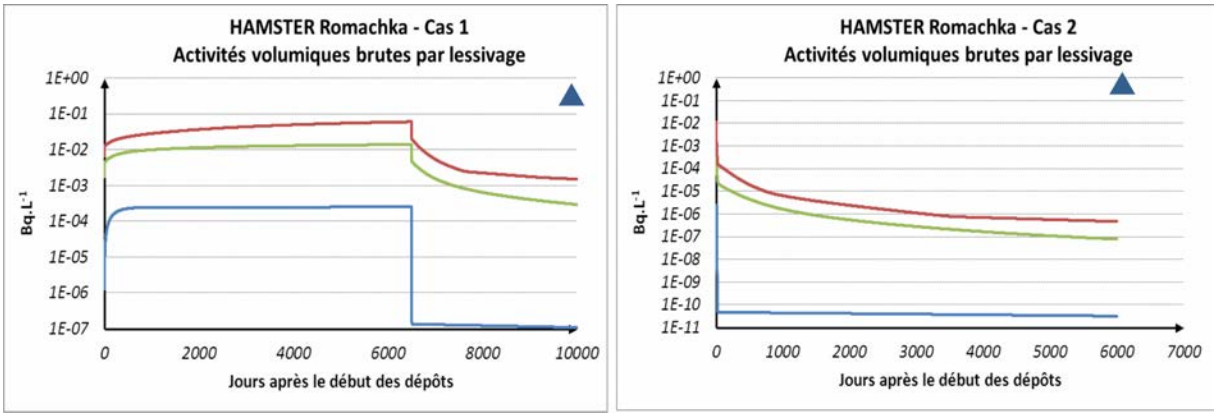



***Fig. 2 and 3.*** *Hamster modeling application for Romashka river*

atmospheric deposition of accidental types modeled by a square-wave signal. This evaluation has two major sources of uncertainty related to the modeling of run-off (a transfer function), and the related modeling source term.

Surface catchment of the Romashka River is equal to 110 km$^2$. Total deposit: 3,7 E$^{11}$ Bq (crossing deposits and surfaces watershed)

Uncertainties on deposit periods suppose two scenarios:

- Case 1) Constant deposit during operated period.
- Case 2) Single deposit after the last accident with Cs$^{137}$ (1978) (Figure 2 and 3).

Concentration levels observed in the Romashka river cannot be explained by the run-off of Cs$^{137}$ deposited on the watershed, but mostly by direct discharges during operation of the site.

## Model CASTEAURv0,1

Four modules of the code CASTEAURv0,1 were used: hydrographical, hydraulic, sedimentary and radioecological models for the water and the solid matter [1].

- The hydrographical model describes the geometry of the river. Based on a succession of reaches, constituting a linear hydrographic network, the aim of the model is to give a linear grid as a function of a precise space step determined by the user. To this end, a simplified trapezium bathymetric form is considered to describe the sections. The variables are the hydrographical parameters at each space step: length, width, bank angle and slope. The input data are a linear succession of reaches.
- The hydraulic module assesses the spatial and temporal evolutions of the water column. The modelling is based on two equations allowing the determination of the water flow and the water depths.
- The sediment model calculates the stocks and the fluxes of matter in the water column and the bottom sediments. The model can take into account several classes of matter and considers three bottom sediment layers: an interface, an active and a passive layer. The interface layer is a very fine layer, recent deposited but not yet compacted. It is assumed that whatever the matter, their behaviour in this layer is always non-cohesive. The active layer results from the compaction of the interface layer. It is called active because the interstitial water remains sufficiently mobile to allow the dissolved radionuclide phases to be exchanged with the column by interstitial diffusion. The compaction of the active layer feeds the passive layer. In this third layer consolidation becomes strong enough to reduce the mobility of interstitial water and the exchange of dissolved radionuclide phases become negligible. The bottom sediment layers are characterized by: maximal thickness of the interface layer, water content of the interface layer, maximal thickness of the active layer, water content of the active layer, coefficient of consolidation of the active layer, water content of the passive layer, and coefficient of consolidation of the passive layer [4, 5].
- The radioecological model uses the results provided by the hydraulic and sediment models to compute the spatio-temporal distributions of the radionuclides activities (Bq) in their dissolved and solid forms in the different compartments: water column, interface, active and passive layers. Considering the small thickness of the interface layer, an equilibrium hypothesis between this layer and the water column is assumed. Thus, these two compartments are combined in the radioecological model [6, 7].

The variables of the radioecological model are the activities in the different components: dissolved and particulate activities in the water column, in the interface, active and passive layers.

The input data are: radioactive decay, coefficient of equilibrium between dissolved and solid phases, specific radionuclide import under particulate and dissolved phases [9].

Two kinds of radionuclide fluxes are taken into account: between reaches and components, and between solid and dissolved phases.

## Description of the Tom River scenario

The present model is able to predict distribution of radioactive elements in the bottom sediments, water of the Romachka river. Input parameters are flow (Q), coefficient of Kd, suspended matter disribution, Caesium inventory within the watershed and chronology of accidents.

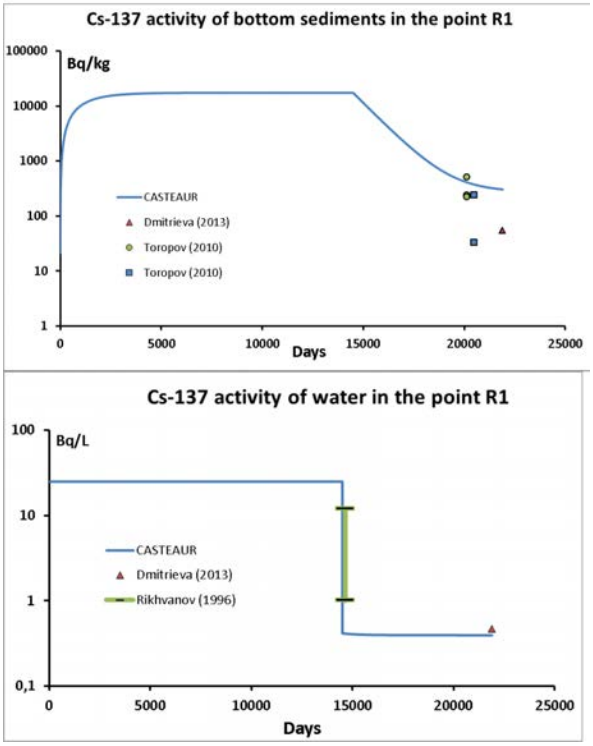



***Fig. 4 and 5.*** *Casteaur modeling application for Romashka river*

## Conclusion

Results feature good qualitative and quantitative agreement with experimental data. Field results indicate metal contamination of suspended matter and soils, radioactive contamination of soils and bottom sediments

For $^{137}$Cs the agreement between empirical data and model predictions was good, but not for all the observations of $^{239,240}$Pu in the river water-bottom sediment system. The modelling of $^{239,240}$Pu distribution proved difficult because, in contrast to $^{137}$Cs, most of models have not been previously tested or validated for plutonium.

As shown in this paper, models make use of different hypotheses to approach the complex problem of modelling the physical and chemical behaviour of radioactive substances in water bodies. The equations that are used by models represent more or less coarse approximations of complex processes that, in principle, depend on a variety of environmental, hydraulic and hydro chemical characteristics of the water body.

***References***

1. *Boyer P., Beaugelin-Seiller K., Ternat F. et al. A dynamic box model to predict the radionuclide behaviour in rivers for medium and lon-term periods // Radioprotection. – 2005. – Vol. 40, Suppl. 1. – P. S307–S313.*
2. *Gauthier-Lafaye et al. Radioisotope contaminations from releases of the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia, Russia) // Journal of Environmental Radioactivity. – 2008. – Vol. 99. – P. 680–693.*
3. *Goutal N. et al. Assessment, validation and intercomparison of operational models for predicting tritium migration from routine discharges of nuclear power plants: the case of Loire River. Accepted by Journal of Environmental Radioactivity. Green Cross Russia report, 1997.*
4. *Modelling of the transfer of radiocaesium from deposition to lake ecosystems. Report of the VAMP Aquatic Working Group. IAEA-TECDOC-1143. – Vienna, Austria : IAEA, 2000.*
5. *Radioactive contamination of the Techa river by $^{90}$Sr, $^{137}$Cs and $^{239,240}$Pu (South Urals, Russia). Scenario and model testing / I. Kryshev, P. Boyer, N. Dzyuba et al. – IAEA, 2007.*
6. *Krylov A.L., Nosov A.V., Kryshev A.I. et al. Assessment of concentration of radioactive substances in river water and bottom sediments // Meteorology and Hydrology. – 2007. – No. 7. – P. 81–92 (in Russian).*
7. *Kryshev I.I., Ryazantsev E.P. Ecological Safety of the Nuclear Energy Complex of Russia. – Moscow, 2000 (in Russian).*
8. *The Radiation Situation in the Territory of Russia and Contiguous States in 1996 / K.P. Makhon'ko (ed.). Yearbooks. – Obninsk : Typhoon, 1997 (in Russian).*
9. *Monte L., Perianez R., Kivva S. et al. Assessment of state-of-the-art models for predicting the remobilisation of radionuclides following the flooding of heavily contaminated areas: the case of Prypiat River floodplain / / Journal of Environmental Radioactivity. – 2006. – Vol. 88. – P. 267–288.*
10. *Onishy Y. Contaminant transport modeling in surface waters. Computer modeling of free-surface and pressurised flow / M.H. Chaudhy, L.W. Mays (eds.) // NATO ASI Series E, Applied Sciences. – 1994. – Vol. 274. – P. 313–341.*

# RESEARCH OF RADIOACTIVITY THE TECHNOGENIC WASTE OF PRIMORSKY TERRITORY

R.S. Fediuk, D.A. Khramov

Far Eastern Federal University, Vladivostok, Russia, roman44@yandex.ru

The article deals parameters of specific effective activity for the man-made materials of Primorye Territory: fly ash the thermal power plants, and a variety of drop-out crushing of granite rubble Wrangel field. It was revealed that the ash of the Primorye TPP and Partizansk TPP exceed the permissible parameters of radioactivity, so their use should be limited to the construction. Ashes of Vladivostok TPP-2 and Artem TPP satisfy specific effective activity indicators and are accepted for use in construction. Screenings granite rubble Wrangel field can also be used for all kinds of construction work.

The most important tasks of our time are the reduction of energy efficient building composites produce, improvement of the environment, the optimization of the system "man-material-environment". These problems are typical for the Far Eastern region of Russia, the priority development of which is the most important task of the state.

Building materials industry is widely used as a structural material concrete on cement binder and natural aggregates. At the same time in the Far East as a result of the mining industry and the fuel and energy complex formed large-capacity waste ash and rubble crushing screenings on the rocks of different composition.

It seems necessary to optimize the processes of structure of concrete mixtures through the use of industrial waste, which will increase the strength characteristics. This will help to improve the environmental situation in the region through the use of industrial waste.

In Primorye, there are large deposits of granite. Accordingly, after processing it remains screenings of various fractions which can be used in concrete manufacture.

For additive in cementitious composites is of interest to study the composition and origin of fly ash the Primorye thermal power plants.

Vladivostok TPP-2 produces a burning coal with VIR-technology, which is based on modern aerodynamics receptions and after modernization creates two combustion zone in the combustion chamber – the low-temperature vortex at the bottom of the firebox and the high temperature at the top, providing an intensive post-combustion. Dispersed flow of fuel and air and recirculation inside the furnace movement are powerful tools of low-emission combustion with high thermal efficiency of the furnace.



***Fig. 1.*** *Universal spectrometric complex USC "Gamma Plus"*

The main project of fuel for thermal power station-2 fixed Pavlovsky lignite incision Chihez field. Pavlovsky lignite refers to the mark "B". Grossly thick, dark mud color prevails on shine matt (less semi). The structure of the coal streak-banded and lenticular-banded. Initially, the plant material is dominated by coal remnants of stem wood, leaf parenchyma and cow tissue. The composition is dominated by coal vitrinite (80–99%). Brown coal, mined by open method. Main characteristics of coal: for the first stage of the calorific value – 2920 kcal/kg, ash content – 41%, humidity – 8,8%.

Artem TPP runs on coal, and therefore there is scientific interest in the comparison of fly ashes the Vladivostok TPP-2 and Artem TPP. In addition, to ensure the sample were investigated ash thermal power plants other edge: Primorye TPP (Luchegorsk) and Partizansk TPP.

In an analysis of the literature, it was found that materials such as crushed granite screenings and ash thermal power plants have some radioactivity. Due to the fact that the concept of the thesis is aimed at creating conditions for the environmental safety of the home, it was necessary to quantitatively check the background radiation of said materials.

The specific (volumetric) activity of beta- and gamma-emitting nuclides in the samples was determined by counting spectrometric method using a universal spectrometric complex USC "Gamma Plus" (Fig. 1).

The research was conducted according to the requirements of the following normative documents: GOST 27451–87. "The measuring ionizing radiation General Specifications", GOST 26864–86 "Spectrometers of energies of ionizing radiation. the basic parameters of measurement methods", TU 4362–002–46554900–06 (PLUS.412131,002TU)"Universal spectrometric complex USC "Gamma Plus". Technical conditions."

The principle of operation of the complex is based on the transformation of the working volume of the gamma-ray energy detector or beta particles in flashes of light (scintillation), the intensity of which is proportional to the energy lost by the gamma-quantum or beta-particle detector.

Light flash, entering the photoelectric multiplier (PEM), are converted to the flow of electrons, which are multiply under the influence of the applied potential difference, resulting in the output of the PEM generated pulses of electric current, whose amplitude is proportional to the

*Table 1. Mineral composition of granite aggregate*

| Rock | Mineral content, % by weight | | |
|---|---|---|---|
| | feldspars | quartz | biotite |
| granite | < 65 | 25–30 | 5–10 |

*Table 2. Determination of specific effective activity dropout crushed granite*

| Indicator | Unit of measurement | Result (A) |
|---|---|---|
| Activity $^{40}K$ | Bq/kg | 322±78 |
| Activity $^{232}Th$ | | 19,5±5,7 |
| Activity $^{226}Ra$ | | 21,63±5,43 |

*Table 3. Determination of specific effective activity of fly ash the TPPs Primorye Territory*

| Indicator | The measurement result (A), Bq/kg | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Primorye TPP | Vladivostok TPP | Artem TPP | Partizansk TPP |
| Activity $^{40}K$ | 496,9±101 | 392±89 | 342±68 | 516,9±101 |
| Activity $^{232}Th$ | 153,6±20,3 | 31,5±19,7 | 29,5±15,7 | 193,2±22,3 |
| Activity $^{226}Ra$ | 163,1±9,36 | 37,63±6,32 | 27,23±5,93 | 113,1±6,37 |
| $A_{eff} = A_{Ra} + 1{,}31A_{Th} + 0{,}085A_K$ | >398 | 80±30 | 93±20 | >410 |

particle energy lost in the detector. This circumstance provides a fundamental possibility of measuring the energy spectrum of the detected gamma – or beta radiation.

A signal detecting unit is amplified, formed and converted to a voltage pulse. This pulse is applied to the input of analog-to-digital converter, where it is sorted in the amplitude is converted into a digital code that allows you to record and remember the information received in the computer's memory.

For fine-grained concrete used Fractionated screening crushing granite rubble Wrangel deposit (Primorye), the main rock-forming mineral is quartz and feldspars (Table. 1). Granite rock has a different background radiation, it is necessary to identify specific effective activity of natural radionuclides $A_{eff}$ the material. To obtain the value of $A_{eff}$ measured specific activity of radium $^{226}Ra$ – $A_{ra}$, thorium $^{232}Th$ – $A_{Th}$ and potassium $^{40}K$ – $A_K$ and folded by the formula: $A_{eff} = A_{ra} + 1{,}31A_{Th} + 0{,}085A_K$.

Test results on the spectrometric complex "USC Gamma Plus" are given in Table 2.

In accordance with the Table 2 effective activity is 73±10 Bq/kg. Controlled screening refers to the first class of materials (less than 370 Bq/kg) in accordance with GOST 30108–94 "Building materials and products. Determination of specific effective activity of natural radionuclides". This material can be used for all kinds of construction work.

If further studies estimate determined radioactivity ash on spectrometric complex "USC Gamma Plus" (Table 3). Analyzing the results, it should be noted that the effective activity of the specific evils of Vladivostok TPP-2 and Artem TPP is less than 370 Bq/kg, and in accordance with GOST 30108–94 "Building materials and products. Determination of specific effective activity of natural radionuclides" can be attributed to the first-class materials are used for all kinds of construction work.

Ash of Primorye TPP and Partizansk TPP exceed the permissible parameters of radioactivity, so not suitable for use in construction.

Thus, the most according to GOST 25592–91 "Slag mix thermal power plants for concrete" ashes of Vladivostok TPP and Artem TPP, which are getting for further research.

***References***


1. *Fediuk R.S. High-strength fibrous concrete of Russian Far East natural mate-rials // IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering. – 2016. – Vol. 116. – doi: 10.1088/1757–899X/116/1/012020.*
2. *Fediuk R.S., Yushin A.M. Composite binders for concrete with reduced permeability // IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering. – 2016. – Vol. 116 . – C. doi: 10.1088/1757–899X/116/1/012021.*
3. *Fediuk R.S., Khramov D.A. Physical equipment spectroscopic study of coal ash // Modern Construction and Architecture. – 2016. Vol. 1. – P. 57–60. – doi: 10.18454/mca.2016.01.11.*
4. *Fediuk R.S., Khramov D.A. Research on porosity of the cement stone of composite binders // International Research Journal. – 2016. – Vol. 1 (43), Issue 2. – P. 77–79. – doi: 10.18454/IRJ.2016.43.039.*

# ИССЛЕДОВАНИЕ ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ И ОЦЕНКА РАДИОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ В НЕКОТОРЫХ НЕФТЯНЫХ ПРОМЫСЛАХ МОНГОЛИИ

Н. Норов[1], Г. Оюунболор[2], М. Эрдэнэтуяа[3]

[1]Монгольский государственный университет, Улан-Батор
[2]Комиссия по ядерной энергии Монголии, Улан-Батор
[3]Монгольский университет по науке и технологии, Улан-Батор, nnnorov@yahoo.com

# STUDY ON NATURAL RADIOACTIVITY AND ASSESSMENT OF RADIOLOGICAL HAZARDS IN SOME OIL EXPLORATION FIELDS OF MONGOLIA

N. Norov[1], G. Oyunbolor[2], M. Erdenetuya[3]

[1]National University of Mongolia, Ulaanbaatar
[2]Nuclear Energy Agency, Government of Mongolia, Ulaanbaatar
[3]Mongolian University of Science and Technology, Ulaanbaatar

This work was focused on determination of specific radioactivity of $^{238}U$, $^{232}Th$, $^{40}K$ and $^{137}Cs$ in soil samples, effective equivalent dose and radiation background in around some petroleum exploration fields of Matad town, Tamtsag basin of Dornod province and Zuunbayan town of Dornogovi province. We determined dose rate and specific radioactivity of natural and artificial radioactive isotopes around petroleum exploration fields by using the HP-Ge gamma-spectrometer. The results were compared with the world mean value.

## Introduction

The geological fieldworks conducted in Mongolia have revealed many similarities between the Chinese Erlian, Hailar basins and Eastern Mongolian basins such as Tamtsag and East Gobi.

Laboratory analysis of oil samples from Zuunbayan, Tsagaan Els fields shows that crude oil from East Gobi is similar to the Chinese crude (high pour point and waxy crude) in Erlian and Hailar basins and even better in case of Tamtsag basin.

Petroleum contains a certain amount of natural radioactive elements. As a result of uranium and thorium decay and leaching process in the host rocks radium radioisotopes are constantly formed ($^{226}Ra$, $^{228}Ra$). There is an intensive exchange of radium between oil and prop up waters in natural traps, which results an excess of radium in oil. During field development injected water intensely come into the oil reservoir, the contact surface increases dramatically, and radium goes into the stream of water percolation.

It is important to make some research work on radiation monitoring, especially on determination of natural radioactive elements in industrial wastes.

Thus, it is necessary to make radiation background researches in places, where there are biggest petroleum resources in Mongolia, such as Zuunbayan, Matad and Tamtsag.

There are measurement results of dose rate and specific radioactivity of some natural and man-made radioactive isotopes around petroleum exploration field of Matad town and Tamtsag basin of Dornod province and Zuunbayan town of Dornogovi province by using the HP-Ge gamma-spectrometer. Soil samples were taken from the petroleum exploration field of Matad town, Tamtsag basin of Dornod province, Zuunbayan town of Dornogovi province and analysed for specific radioactivity of $^{238}U$, $^{232}Th$, $^{40}K$ and $^{137}Cs$.

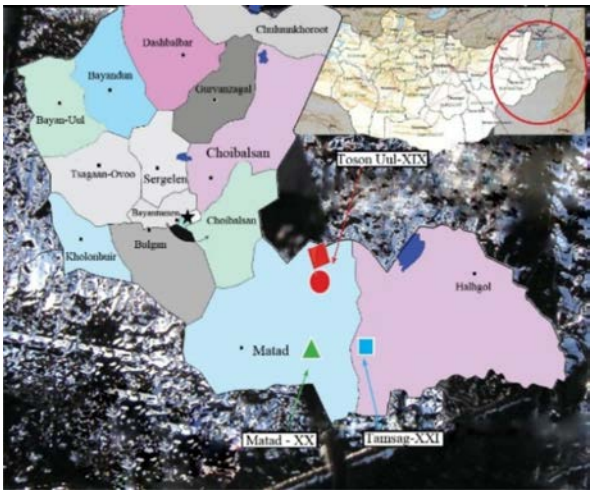



***Fig. 1.*** *East Gobi basin, Mongolia*

## Methodology

In order to evaluate the inventory of the environmental radiation levels in the Matad town and Tamtsag basin of Dornod province and Zuunbayan town of Dornogovi province, soil samples were appropriately collected and analyzed in the laboratory by gamma spectrometry. Surface soil of vicinity of the Matad town and Tamtsag basin of Dornod province and Zuunbayan town of Dornogovi province was sampled from 15x15 cm square area and 5 cm in depth. Soil sample was put into the Marinelli-beaker with capacity of 700 mL and measured for 3600 s at gamma spectrometry of Nuclear Research Center, National University of Mongolia. The samples were measured for 3600s in a high resolution gamma-spectrometry system, incorporating an HPGe detector of 20% relative efficiency and a computerized multichannel analyzer of 4096 channels.

Gamma measurements were performed with a typical

high-resolution gamma spectrometer based on a shielded High-Purity Germanium (HPGe) detector, coaxial type, with 52 $cm^3$ effective volume and energy resolution of 2,0 keV FWHM for the 1332 keV gamma ray line of $Co^{60}$. The detector was coupled to the Multi Channel Analyzer system (MCA) and PC board card S-100 Canberra analyzer. The spectrometer was calibrated using 1000, 700mL Marinell liquid calibration source of $Am^{241}$, $Cd^{109}$, $Co^{57}$, $Co^{139}$, $Cs^{139}$, $Y^{88}$ and $Co^{60}$ traceable to international standards and emitting γ-rays in the energy range of 59–1836 keV. Calculated values of specific activity of $Ra^{226}$, $Th^{232}$, $K^{40}$ and $Cs^{137}$ were based on the most intensive gamma energy of 609,3 keV ($Bi^{214}$), 581,3 keV ($Tl^{209}$), 1460 and 661,7 keV, respectively. The following formula has been used to determine the specific activity of radioactive isotope within soil by using the total absorption peak [2]:

$$A = N(Ei) / [k \cdot \varepsilon_0(Ei) \cdot k_\gamma \cdot m \cdot t]$$

Where: $A$ – specific radioactivity (Bq/kg); $N(E_i)$ – area under of total absorption peak γ-rays with the energy $E_i$; $k$ – geometry factor of the detector; $\varepsilon_0(Ei)$ – detector efficiency; $k_\gamma$ – gamma ray emission factor; $m$ – sample mass (kg); $t$ – measuring time (sec);

External gamma radiation levels around the petroleum exploration field were measured using gamma survey meters (AT-6130, ATOMTEX Russian Company) and showed results of measurement in table1. Absorbed gamma dose rate in the air at 1 m above the ground surface for the uniform distribution of radionuclides (U-238, Th-232 and K-40) were calculated by following formula by using the following equation [3, 4]:

$$P_{abs} = 0{,}427\, A_u + 0{,}662\, A_{Th} + 0{,}043\, A_K$$

Where: $A_{Ra}$, $A_{Th}$, $A_K$ – Ra-226, Th-232, K-40 – the specific activity (Bq/kg); $P_{abs}$ – absorbed dose rate (nGy/h)

The effective equivalent dose from gamma-ray of radioactive isotopes was obtained by the equation (Study of Soil Radioactivity around Central region of Mongolia, 2009):

$$D(мSv) = 0.2 \cdot P(nGy \text{ / hour}) \cdot 0.7(Sv/Gy) \cdot 8760 \text{ (hourr/year)}$$

## Experimental results

The results of the radionuclide determination in soil samples are presented in Tables 1, 2, 3 and 4.

Lowest value of radium specific radioactivity belongs to sample number 20, highest value of radium belongs to sample number 6, lowest value of thorium specific radioactivity belongs to sample number 20, highest value of thorium belongs to sample number 6, lowest value of potassium specific radioactivity belongs to sample number 8, highest value of potassium radioactivity belongs to sample number 10, lowest value of cesium specific radioactivity

*Table. 1. Radioactivity levels in soil samples and absorbed dose rate (Dornod Matad town)*

| No. | Sample name | Specific activity of elements, (Bq/kg) | | | | Content of elements | | | $P_{abs}$ (nGy/h) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $^{226}Ra$ | $^{232}Th$ | $^{40}K$ | $^{137}Cs$ | U, ppm | Th, ppm | K, % | |
| 1 | sample №1 | 19,6 | 11,6 | 1026 | 5,3 | 1,6 | 2,8 | 3,4 | 60,2 |
| 2 | sample №2 | 39,8 | 13,4 | 1064 | 6,8 | 3,3 | 3,3 | 3,5 | 71,6 |
| 3 | sample №3 | 24,1 | 10,5 | 1062 | 15,9 | 2,0 | 2,6 | 3,5 | 62,9 |
| 4 | sample №4 | 40,6 | 9,3 | 1094 | 2,2 | 3,3 | 2,3 | 3,7 | 70,5 |
| 5 | sample №5 | 21,8 | 11,4 | 1070 | 1,8 | 1,8 | 2,8 | 3,6 | 62,8 |
| 6 | sample №6 | 45,3 | 14,8 | 995 | 3,7 | 3,7 | 3,6 | 3,3 | 71,9 |
| 7 | sample №7 | 33,6 | 12,1 | 1066 | 6,4 | 2,8 | 3,0 | 3,6 | 68,2 |
| 8 | sample №8 | 17,5 | 5,1 | 559 | 1,2 | 1,4 | 1,3 | 1,9 | 34,9 |
| 9 | sample №9 | 36,6 | 11,2 | 971 | 2,1 | 3,0 | 2,8 | 3,2 | 64,9 |
| 10 | sample №11 | 27,8 | 10,9 | 1061 | 17,2 | 2,3 | 2,7 | 3,5 | 64,8 |
| 11 | sample №10 | 30,7 | 12,2 | 1119 | 1,0 | 2,5 | 3,0 | 3,7 | 69,3 |
| 12 | sample №12 | 18,4 | 7,2 | 942 | 2,5 | 1,5 | 1,8 | 3,1 | 53,1 |
| 13 | sample №13 | 17,8 | 9,8 | 1057 | 1,1 | 1,5 | 2,4 | 3,5 | 59,6 |
| 14 | sample №14 | 34,1 | 13,1 | 1103 | 16,3 | 2,8 | 3,2 | 3,7 | 70,6 |
| 15 | sample №15 | 25,2 | 7,7 | 866 | 12,7 | 2,1 | 1,9 | 2,9 | 53,1 |
| 16 | sample №16 | 25,7 | 9,0 | 876 | 3,1 | 2,1 | 2,2 | 2,9 | 54,6 |
| 17 | sample №19 | 22,6 | 7,9 | 711 | 14,2 | 1,9 | 1,9 | 2,4 | 45,4 |
| 18 | sample №17 | 28,0 | 9,6 | 880 | 10,6 | 2,3 | 2,4 | 2,9 | 56,1 |
| 19 | sample №18 | 29,0 | 9,4 | 1086 | 1,0 | 2,4 | 2,3 | 3,6 | 65,3 |
| 20 | sample №20 | 15,5 | 4,2 | 856 | 3,0 | 1,3 | 1,0 | 2,9 | 46,2 |
| **Average** | | 27,7 | 10,0 | 973 | 6,5 | 2,3 | 2,5 | 3,2 | – |
| **World mean [2, 3]** | | 25,0 | 25,0 | 370,0 | 12,3 | 2,0 | 6,1 | 1,2 | – |

*Table 2. Radioactivity levels in soil samples and absorbed dose rate (Zuun-Bayan)*

| № | Specific activity of elements, (Bq/kg) | | | | Content of elements | | | $P_{abs}$ (nGy/h) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K | $^{137}$Cs | U, ppm | Th, ppm | K, % | |
| 1 | 31 | 33 | 1089 | 12 | 2,6 | 8,1 | 3,6 | 82 |
| 2 | 32 | 28 | 1062 | 6 | 2,6 | 6,8 | 3,5 | 78 |
| 3 | 29 | 19 | 930 | 25 | 2,4 | 4,6 | 3,1 | 65 |
| 4 | 21 | 22 | 1048 | 43 | 1,7 | 5,3 | 3,5 | 69 |
| 5 | 59 | 53 | 2396 | 67 | 4,9 | 12,9 | 8 | 163 |
| 6 | 22 | 25 | 1066 | 26 | 1,8 | 6,1 | 3,6 | 72 |
| 7 | 13 | 14 | 967 | 7 | 1,1 | 3,4 | 3,2 | 56 |
| 8 | 14 | 13 | 833 | 15 | 1,1 | 3,3 | 2,8 | 51 |
| 9 | 28 | 17 | 989 | 13 | 2,3 | 4,2 | 3,3 | 66 |
| 10 | 18 | 18 | 946 | 17 | 1,5 | 4,4 | 3,2 | 60 |
| 11 | 30 | 19 | 876 | 20 | 2,4 | 4,6 | 2,9 | 63 |
| 12 | 22 | 20 | 893 | 17 | 1,8 | 4,8 | 3 | 61 |
| 13 | 28 | 22 | 1023 | 20 | 2,3 | 5,4 | 3,4 | 71 |
| 14 | 24 | 31 | 1046 | 17 | 1,9 | 7,6 | 3,5 | 75 |
| 15 | 31 | 31 | 460 | 9 | 2,6 | 7,7 | 1,7 | 25 |
| 16 | 9 | 7 | 324 | 8 | 0,7 | 1,8 | 1,1 | 23 |
| 17 | 12 | 13 | 434 | 6 | 1 | 3,3 | 1,4 | 33 |
| Average | 25 | 23 | 964 | 17 | 2,1 | 5,5 | 3,2 | 66 |
| **World mean values [1]** | **25** | **25** | **370** | **27** | **2,0** | **5,2** | **1,4** | **43** |

*Table. 3. Radioactivity levels in soil samples and absorbed dose rate (Tamtsag basin)*

| No. | Sample name | Specific activity of elements, (Bq/kg) | | | | Content of elements | | | Accumulation of $Cs^{137}$, ($kBq/m^2$) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $^{226}$Ra | $^{232}$Th | $^{40}$K | $^{137}$Cs | U, ppm | Th, ppm | K, % | |
| 1 | Borehole19–3 | 23,7 | 26,2 | 783,6 | 5,2 | 1,9 | 6,4 | 2,6 | 1,0 |
| 2 | In front of the industry base | 14,4 | 16,4 | 773,6 | 12,5 | 1,2 | 4,0 | 2,6 | 2,4 |
| 3 | Borehole 19 | 18,2 | 22,7 | 746,3 | 20,8 | 1,5 | 5,6 | 2,5 | 4,0 |
| 4 | Borehole 19–10 | 17,4 | 15,6 | 877,8 | 13,2 | 1,4 | 3,8 | 2,9 | 2,5 |
| 5 | Camp of Chinese worker | 19,8 | 16,9 | 864,9 | 8,9 | 1,6 | 4,1 | 2,9 | 1,7 |
| 6 | Borehole 19–12 | 13,7 | 15,5 | 727,2 | 11,6 | 1,1 | 3,8 | 2,4 | 2,2 |
| Average | | 17,9 | 18,9 | 795,6 | 12 | 1,5 | 2,7 | 2,7 | 2,3 |
| **World mean values [1]** | | **25** | **25** | **370** | **27** | **2,0** | **6,1** | **1,2** | **5,1** |

*Table. 4. Population annual effective equivalent dose from cosmic rays and soil*

| Location | Cosmic rays | | Ground soil | | Cesium-137 | | Total |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | nGy/h | μSv | nGy/h | μSv | $kBq/m^2$ | μSv | μSv |
| Zuunbayan | 50 | 428 | 66 | 81 | 17 | 30 | 539 |
| Erdene-Tsagaan | 43 | 369 | 57,2 | 69 | 7,7 | 13 | 451 |
| Matad | 39 | 358 | 63,8 | 78 | 5,8 | 10 | 446 |
| Tamtsag | 39 | 335 | 52,8 | 64 | 2,4 | 22 | 421 |
| **World mean [1]** | **43** | **370** | **50** | **61** | **27** | **47** | **478** |

belongs to sample number 10, 18, highest value of cesium radioactivity belongs to sample number 11. In sample number 20 we can see the same lowest values of radium and thorium. In sample number 6 can see the same highest values of radium and thorium.

*Table 5. The specific activity of natural radioactive isotopes in waste water*

| No. | Sample | Volume specific activity (Bq/l) | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | $^{214}$Pb | $^{214}$Bi | $^{222}$Rn | $^{226}$Ra |
| 1 | Borehole 19–27 | 34,5 | 40,7 | 37,6 | 52,6 |
| 2 | Borehole 19–31, 710m | 995,6 | 1347 | 1171 | 11,1 |
| 3 | Borehole 19–27 , 654m | 1820,6 | 2344 | 2082 | <0,4 |

Lowest value of radium specific radioactivity belongs to sample number 16, highest value of radium belongs to sample number 5, lowest value of thorium specific radioactivity belongs to sample number 16, highest value of thorium belongs to sample number 5, lowest value of potassium specific radioactivity belongs to sample number 16, highest value of potassium radioactivity belongs to sample number 5, lowest value of cesium specific radioactivity belongs to sample number 2, 17, highest value of cesium radioactivity belongs to sample number 5. In sample number 16 we can see the same lowest values of radium, thorium and potassium. In sample number 5 can see the same highest values of radium, thorium and potassium.

Lowest value of radium specific radioactivity belongs to sample from borehole 19–12, highest value of radium belongs to sample from borehole 19–3, lowest value of thorium specific radioactivity belongs to sample from borehole 19–12, highest value of thorium belongs to sample from borehole 19–3, lowest value of potassium specific radioactivity belongs to sample from borehole 19–12, highest value of potassium radioactivity belongs to sample from borehole 19–10, lowest value of cesium specific radioactivity belongs to sample from borehole 19–3, highest value of cesium radioactivity belongs to sample from borehole 19. In sample from borehole 19–12 we can see the same lowest values of radium, thorium and potassium. In sample from borehole 19–3 can see the same highest values of radium, thorium.

In Matad town and Tamtsag basin population annual effective equivalent dose from cosmic rays was 1.1 times lower than world mean. In Zuunbayan town population annual effective equivalent dose from cosmic rays was 1.15 times higher than world mean.

The results of the radionuclide determination in Tamsag XIX potential area samples, where waste water samples were collected from 19–31 well, from 710m above sea level and located in north latitude $47^0 1^I 474^{II}$, east longitude $116^0 18^I 247^{II}$. Also boring liquid waste samples were collected from 19–13–2 well, from 659m above sea level and located in north latitude $47^0 54^I 474^{II}$, east longitude $116^0 15^I 597^{II}$ . The results are presented in table 5.

## Conclusion

1. Average specific activity of $^{238}$U in Erdenetsagaan town of Sukhbaatar province was 1,1 times higher than world mean, in Tamsag basin of Dornod province was 1,4 times lower than world mean, in other points it was comparable with world mean.
2. Average specific activity of $^{232}$Th in Zuunbayan town of Dornogovi province was comparable with world mean value. In other points it was 1.3–2.5 times lower than world mean.
3. Average specific activity of $^{40}$K in above mentioned points was 2.3–2.6 times higher than world mean. It depends on soil structure.
4. Annual equivalent effective dose from external exposure of Zuunbayan town of Dornogovi province was 1.13 times higher than world mean. In other points it was lower than world mean.
5. The specific activity of $Ra^{226}$ and $Th^{232}$ of soil samples, which were collected from waste water distributed surfaces of 19–3$^{rd}$ well, was 1.4 and 1.5 times higher than the other samples. It means soil surface was polluted by oil.
6. Lowest value of Cesium in above mentioned points shows that in this area soil erosion was very high.

***References***


1. *Sourses, Effects and Ricks of Ionizing Radiation : United Nations Scientific Committee on the effects of the atomic radiation, Report of the General Assembly. – New York, 1993.*
2. *Erkhembayar Ts., Norov N., Khuukhenkhuu G. et al. Study of soil radioactivity around Central region of Mongolia // First International Ulaanbaatar Conference on Nuclear Physics and Appllications / American Institute of Physics, Melville, New York. – 2009. – Vol. 1109. – P. 148–151.*
3. *Erkhembayar Ts., Orkhonselenge A., Tuya S. et al. Estimation of soil erosion and desertification of Uvurkhangai province in Mongolia by radioactive nuclides // Scientific transactions of MUST. – 2013. – No. 14/147. – P. 217–222.*
4. *Norov N., Davaa S., Shagjjamba D. Study of soil radioactivity by gamma spectrometer method / National University of Mongolia // Scientific transactions. – 1998. – No. 5/138. – P. 51–57.*

# THE CAUSES OF HIGH NATURAL RADIOACTIVITY IN THE SOILS AND RADIOECOLOGICAL PROBLEMS IN AREAS WITH HIGHLY RADIOACTIVE SOILS

L.P. Rikhvanov[1], A.N. Zlobina[1], Nanping Wang[2], N.V. Baranovskaya[1], I.A. Matveenko[1]

[1]Tomsk Polytechnic University, anastasiyazl@mai.ru, rikhvanov@tpu.ru
[2]China University of Geosciences, Beijing, China, 1996010992@cugb.edu.cn

There are several provinces on the globe that have a high content of natural radioactive elements in soil. Examples are the soils of Minas-Gerais State in Brazil, soils of Kerala State in India, soils of Nuie Island and soil in the South-Chinese Province Guangdong [1].

The character of soil radioactivity varies from pure uranium radioactive (U >Th, which is typical for soil of Niue Island) to mixed uranium-thorium (Th/U >2.5–5) and thorium (Th/U >5, as it is in the soil of Guangdong Province). For the

*Table 1. The chemical composition of soil Guangdong Province by the instrumental neuron activation analysis*

| Elements | Ca, % | Na, % | Fe, % | Th | U | Ta | La | Ce | Sm | Nd | Zn |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Content, g/t | 0.22 | 0.04 | 1.6 | **43.6** | **9.2** | 8.4 | 17.6 | **89** | 3.5 | **14.5** | 68.6 |
| Elements | Eu | Tb | Lu | Yb | Cr | Au | Hf | Ba | As | Br | Cs |
| Content, g/t | 0.2 | 1.2 | 1.1 | 7.4 | 18 | 0.0003 | 9.6 | 51 | 2.1 | 4.9 | 9.5 |

*Table 2. The chemical composition of soil of Auvergne region by the instrumental neuron activation analysis*

| Elements | Sm | Ce | Ca, % | Lu | U | Th | Cr | Yb | Au | Hf | Ba | Sr | Nd | As | Ag |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Content, g/t | 2.14 | 29.3 | 2.53 | 0.103 | 6.44 | 4.6 | 11.7 | 0.8 | 0.002 | 2.26 | 482 | 30 | 20.8 | 24.3 | 0.5 |
| Elements | Br | Cs | Tb | Sc | Rb | Fe, % | Zn | Ta | Co | Na, % | Eu | La | Sb | | |
| Content, g/t | 5.8 | 96.51 | 0.33 | 3.2 | 443.8 | 1.19 | 108.9 | 7.01 | 2.19 | 0.48 | 0.65 | 11.3 | 1.28 | | |

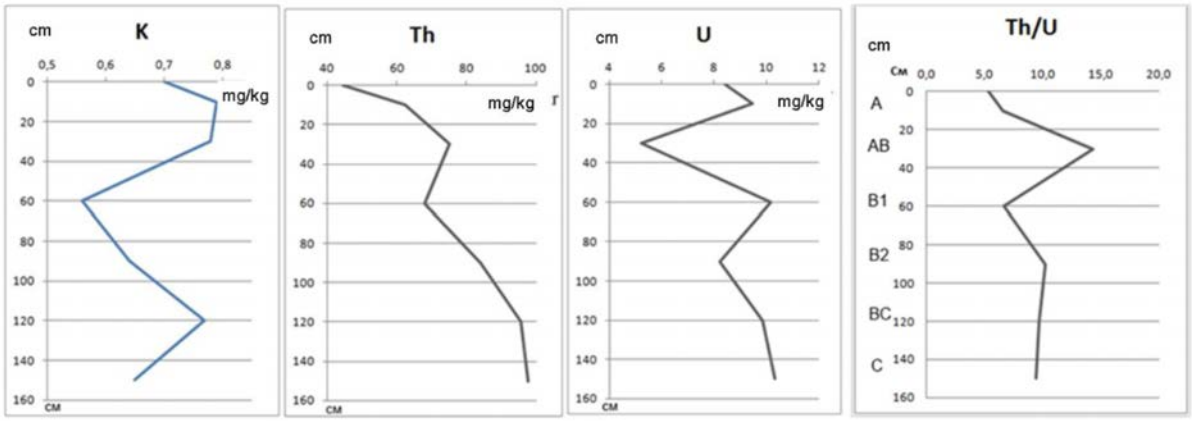



***Fig. 1.*** *The data of measurement by method gamma-ray spectrometry*

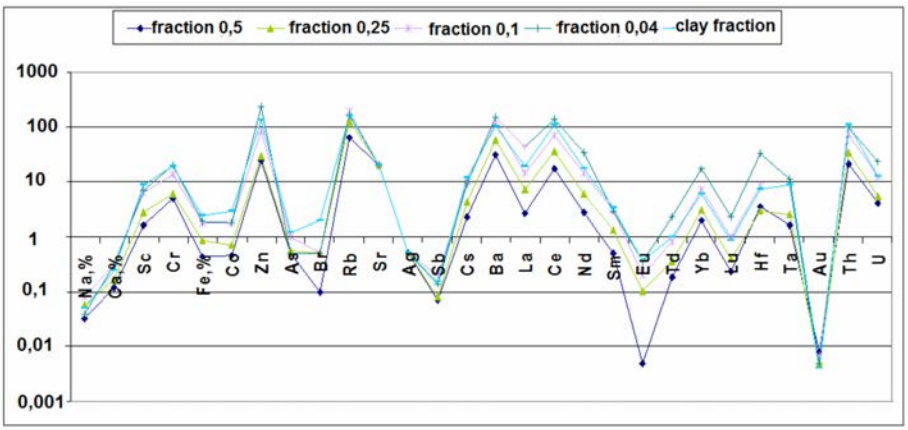



***Fig. 2.*** *The elemental composition of soil Guangdong province by the instrumental neuron activation analysis*

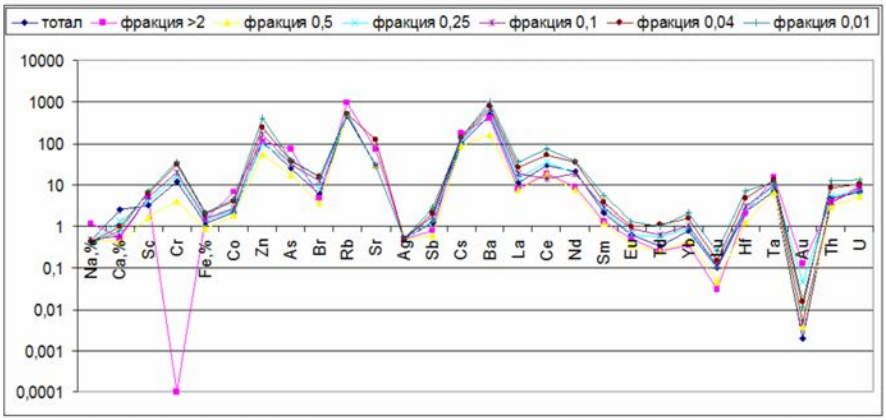
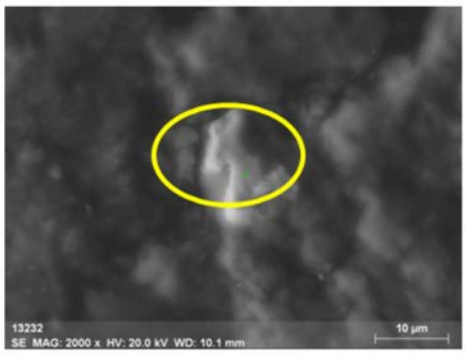



***Fig. 3.*** *The elemental composition of soil of Auvergne region by the instrumental neuron activation analysis*

а)

| Element | [wt.%] | [norm. wt.%] | [norm. at.%] | Error in % |
|---|---|---|---|---|
| Carbon | 2,254039 | 2,830595 | 6,640686 | 0,327863 |
| Oxygen | 27,25863 | 34,23107 | 60,28802 | 2,924639 |
| Sodium | 0,94107 | 1,181785 | 1,448499 | 0,086243 |
| Aluminium | 2,370814 | 2,977241 | 3,109292 | 0,144357 |
| Silicon | 3,9757 | 4,992637 | 5,009128 | 0,195868 |
| Phosphorus | 11,48598 | 14,42396 | 13,12215 | 0,488408 |
| Sulfur | 0,016661 | 0,020922 | 0,018386 | 0,002248 |
| Potassium | 0,445496 | 0,559449 | 0,403197 | 0,039102 |
| Calcium | 0,233436 | 0,293146 | 0,206107 | 0,032494 |
| Yttrium | 17,23769 | 21,64689 | 6,86087 | 1,23777 |
| Gadolinium | 2,875756 | 3,611341 | 0,647131 | 0,112715 |
| Dysprosium | 5,527792 | 6,941736 | 1,20373 | 0,237796 |
| Erbium | 2,639268 | 3,314362 | 0,55837 | 0,102745 |
| Ytterbium | 2,368929 | 2,974873 | 0,484436 | 0,314859 |

б)




в)

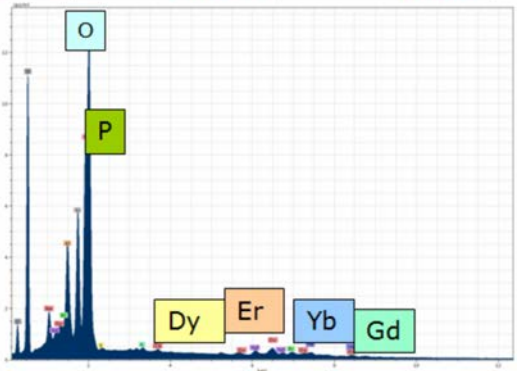



***Fig. 4.*** *The phosphates of heavy and light rare earths in clay fraction (б), energy dispersive spectrum (в) and composition (а) in soil of Guangdong province*

latter, it is suggested that its radioactivity is explained by the presence of monocyte [3].

As a reason for the formation of high natural radioactive concentrations in soil, elevated concentrations of these elements in primary parent rocks and various geologic processes leading to accumulation of radioactive elements, for example, insolation processes of uranium accumulation as well as anthropogenic contamination with radioactive components in vicinity of mining factories can serve.

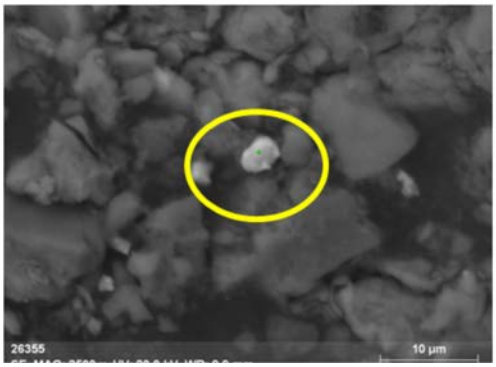
The purpose of the given work is to study the causes of high soil radioactivity in the South-Chinese Guangdong province and in the Auvergne region.

The preliminary gamma-spectrometric soil analysis shows that they are characterized by thorium radioactive

а)

| Element | AN | series | Net | [wt.%] | [norm. wt.%] | [norm. at.%] | Error in wt.% (1 Sigma) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Carbon | 6 | K-series | 12815 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Oxygen | 8 | K-series | 33720 | 38,092 | 53,265 | 77,957 | 4,664 |
| Aluminium | 13 | K-series | 18358 | 4,524 | 6,326 | 5,490 | 0,247 |
| Silicon | 14 | K-series | 35828 | 7,474 | 10,451 | 8,713 | 0,348 |
| Scandium | 21 | K-series | 372 | 0,199 | 0,278 | 0,145 | 0,038 |
| Iron | 26 | K-series | 3840 | 3,563 | 4,982 | 2,089 | 0,139 |
| Copper | 29 | K-series | 259 | 0,413 | 0,578 | 0,213 | 0,055 |
| Zirconium | 40 | L-series | 28157 | 13,255 | 18,535 | 4,758 | 0,539 |
| Hafnium | 72 | L-series | 771 | 1,755 | 2,454 | 0,322 | 0,109 |
| Thorium | 90 | M-series | 1497 | 1,465 | 2,049 | 0,207 | 0,089 |
| Uranium | 92 | M-series | 768 | 0,775 | 1,083 | 0,107 | 0,065 |

б)




в)

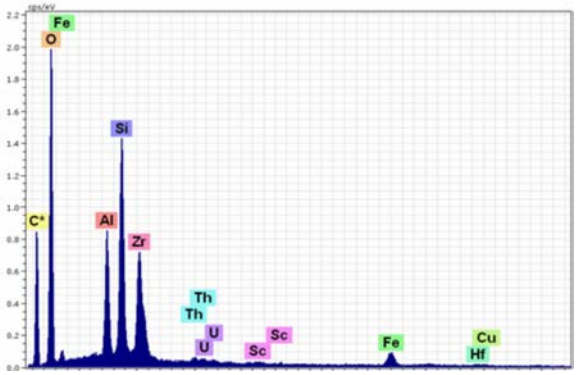



***Fig. 5.*** *The mineral of monacyte in clay fraction (б), energy dispersive spectrum (в) and composition (а) in soil of Guangdong province*

nature (Th-190 Bq/kg; U (in terms of Ra)-120 Bq/kg; K-150 Bq/ kg) in soil of Guandong province.

In soil, there are also some traces of technogenic isotope Cs-137 that points to presence of the abundant isotope fallouts after nuclear weapon tests in the atmosphere.

The Guandong province soil research by the instrumental neuron activation analysis in the Nuclear Geochemical Laboratory of the Geoecology and Geochemistry Department (made by A.F. Sudyko, an analyst) revealed that the content of Th in soil amounts 43.6 g/t, but U-9.2 g/t ). Particular attention is drawn by the high concentration of Th in the rare earth soil (Σ TR = 134.5 g/t), particularly Ce and Nd (see Table 1). Low contents of Ca, Fe, Na and high content of U, Th as well as rare earth elements suggest that the original substrate for soil formation was potassium granite due to the presence of silica relics and K-feldspar in soil.

As for Auvergne region soil, the operational soil research by the instrumental neuron activation analysis has revealed that the content of U in soil amounts 6,44 g/t, but Th – 4,6 g/t ) (Table 2). Low content of Ca, Fe, Na and high content of U, Th as well as rare earth elements suggests that the original substrate for soil formation was two-mica granites.

For further research, silt-loam fraction of the given soil was separated. Its portion amounted 37.4 % of the total sample weight. Sand soil fraction (of >0.01 mm in size) was subjected to the classic sieve analysis.

Granulometric analysis shows that the C horizon is characterized by increased content of fine fraction (0.04 mm). While increasing horizons (from C to A), the percentage (%) of the fine dust fraction decreases.

According to data of measurement by of method gamma-ray spectrometry (Fig. 1) potassium is an active migrant. Intense leaching of K occurs in the B1 horizon. The distribution of thorium in the soil profile differentiated weaker than the other elements.

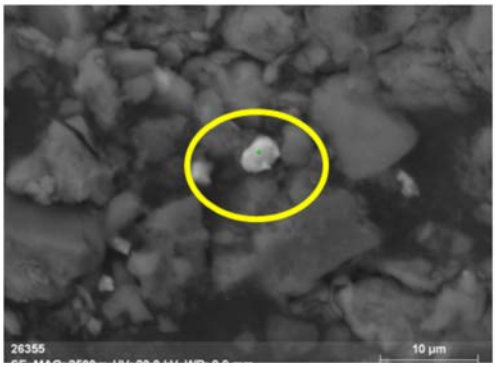
However, the existing variations in the distribution of Th allow us to trace the trend of its accumulation in the horizons B2, BC, C closer to the soil-forming rocks. The redistribution of uranium in the soil profile indicates a high mobility of the element in the illuvial-eluvial process. Significant removal of U is observed in the AB horizon and an intense accumulation of U from soil solutions is found in the humus horizon A.

The data analysis of instrumental neuron activation showed that maximum accumulation of radioactive elements was found in fraction – 0.04 and clay fraction of soil from Guangdong province. In addition, maximum accumulation of U was revealed in the fine sand fraction (22.7 g/t), but Th – in the clay fraction (110.4 g/t). Thorium-uranium relationship in them varies from 4.3 to 9, respectively. In fine sand (<0.04) and clay (<0.01) fractions, there was maximum accumulation of rare-earth, Ta, and a number of other elements (Fig. 2).

а)

| Element | AN | series | Net | [wt.%] | [norm. wt.%] | [norm. at.%] | Error in wt.% (1 Sigma) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Carbon | 6 | K-series | 12815 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Oxygen | 8 | K-series | 33720 | 38,092 | 53,265 | 77,957 | 4,664 |
| Aluminium | 13 | K-series | 18358 | 4,524 | 6,326 | 5,490 | 0,247 |
| Silicon | 14 | K-series | 35828 | 7,474 | 10,451 | 8,713 | 0,348 |
| Scandium | 21 | K-series | 372 | 0,199 | 0,278 | 0,145 | 0,038 |
| Iron | 26 | K-series | 3840 | 3,563 | 4,982 | 2,089 | 0,139 |
| Copper | 29 | K-series | 259 | 0,413 | 0,578 | 0,213 | 0,055 |
| Zirconium | 40 | L-series | 28157 | 13,255 | 18,535 | 4,758 | 0,539 |
| Hafnium | 72 | L-series | 771 | 1,755 | 2,454 | 0,322 | 0,109 |
| Thorium | 90 | M-series | 1497 | 1,465 | 2,049 | 0,207 | 0,089 |
| Uranium | 92 | M-series | 768 | 0,775 | 1,083 | 0,107 | 0,065 |

б)




в)

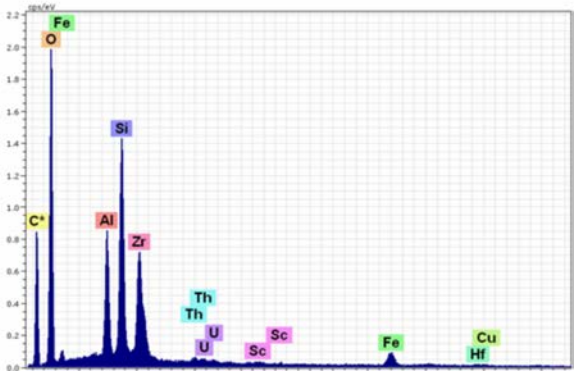



***Fig. 6.*** *The mineral zircon with impurities of thorium and uranium in clay fraction (б), energy dispersive spectrum (в) and composition (а) in soil of Guangdong province*

The data same analysis showed that maximum accumulation of radioactive elements was found in fraction – 0.04 and clay fraction of Auvergne region soil (Fig. 3). In addition, maximum accumulation of U was revealed in the fine sand fraction, but Th – in the clay fraction. Thorium-uranium relationship in them is 0.7.

An important evaluation indicator of soil condition is thorium-uranium ratio. High (>5) thorium-uranium ratio in the soils is characteristic for areas with thorium-bearing geological formations. This is the area found in soils of Guangdong province (the ratio of thorium to uranium in the fractions varies from 4.3 to 9). The given soil can be classified as a ferrallitic soil group of humid tropical and subtropical regions in terms of the set of chemical indicators. The region is characterized by high degree of soil-forming material weathering.

Reduced thorium-uranium ratio has observed in uranium-bearing soils areas. The soils of the region of Auvergne have low thorium-uranium ratio in the range 1–2.4. The region is located within the French Massif Central. There are uranium ore deposits (Limousin, Foretz, Morvan). The deposits are confined to the two-mica granite massifs (San Silvestre et al.) with a high content of uranium, which are located along the fault Argens. The soils of this region are autochthonous.

In view of the results of the optical and electron-microscopic analysis (electron microscope Hitachi S-3400N) of heavy fraction (soil of Guangdong province), it was stated that clay particles crooked with fine mixture of hydrargillite with adhesions of hematite predominating in it. In these aggregates, the unclear mineral phase is visible. In terms of its composition, it represents neodymium and iron oxides (Fe – 47.9%, Nd – 13.6%, O – 35.3%). In some cases, the grains of thorium-containing zircon (Th up to 2.2%) and cassiterite were noticeable. In the clay fraction phosphates with heavy and light rare earths (Fig. 4), monacyte (Fig. 5), zircon (Fig. 6), xenotime (Fig. 7), thorite, and rare earth cerium phase with thorium were identified. The most common minerals are iron and titanium oxides, copper and zinc compounds (such as brass), and barite. Besides, silver gray trace minerals in the form of sulfide silver (it is not possible to state accurately), micromineral formation of bismuth and sulfur dioxide, zirconium (baddeleyite), copper-nickel compound are likely to be present.

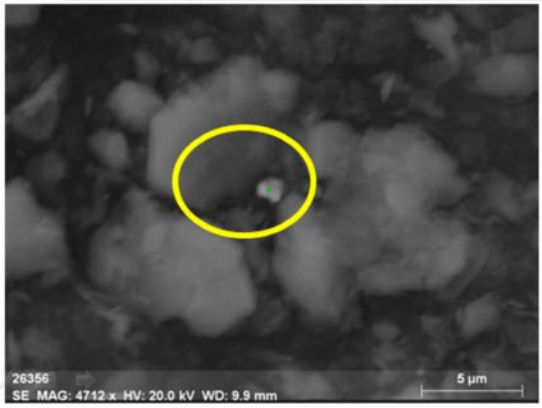
Further mineralogical analysis of fine fractions of soil from Auvergne region was made with the electron-microscopic (electron microscope Hitachi S-3400N) research methods. Barium phosphate, mineral galena were detected, the most common mineral formations were titanium oxides and iron oxides. Uranium-bearing and thorium-bearing minerals were not detected.

According to research by N. Wang Also, there is high

а)

| Element | AN | series | Net | [wt.%] | [norm. wt.%] | [norm. at.%] | Error in wt.% (1 Sigma) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Carbon | 6 | K-series | 98930 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Oxygen | 8 | K-series | 417508 | 51,451 | 58,143 | 75,971 | 5,489 |
| Aluminium | 13 | K-series | 317013 | 11,186 | 12,641 | 9,794 | 0,560 |
| Silicon | 14 | K-series | 322399 | 9,710 | 10,973 | 8,168 | 0,439 |
| Phosphorus | 15 | K-series | 103487 | 3,909 | 4,418 | 2,982 | 0,177 |
| Potassium | 19 | K-series | 2820 | 0,121 | 0,137 | 0,073 | 0,030 |
| Iron | 26 | K-series | 15615 | 1,430 | 1,616 | 0,605 | 0,065 |
| Copper | 29 | K-series | 2267 | 0,326 | 0,369 | 0,121 | 0,037 |
| Yttrium | 39 | L-series | 104303 | 6,832 | 7,721 | 1,815 | 0,296 |
| Dysprosium | 66 | L-series | 8434 | 1,155 | 1,306 | 0,168 | 0,059 |
| Erbium | 68 | L-series | 4742 | 0,729 | 0,824 | 0,103 | 0,048 |
| Ytterbium | 70 | L-series | 5358 | 0,949 | 1,072 | 0,130 | 0,054 |
| Thorium | 90 | M-series | 7494 | 0,691 | 0,780 | 0,070 | 0,049 |

б)




в)

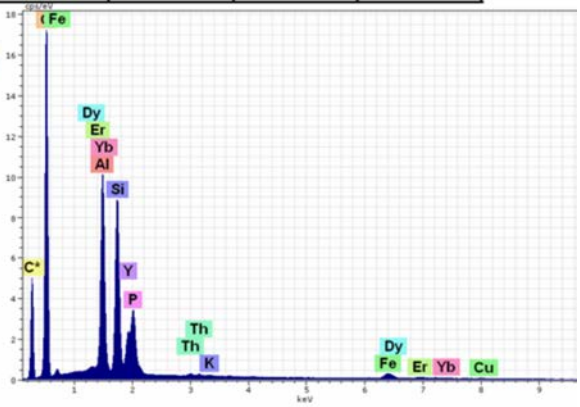



***Fig. 7.*** *The mineral xenotime with impurities of thorium and heavy rare earths in clay fraction (б), energy dispersive spectrum (в) and composition (а) in soil of Guangdong province*

radon hazard in Guangdong province. The distribution of soil-gas $^{220}Rn$ obviously has geological features. Most sites with high $^{220}Rn$ concentrations in soil-gas are mainly related to the outcrops belonging to the Jurassic and Cretaceous granite. The average value is 100.41 kBq/m$^3$ (excludingthe abnormal point), and the maximum reaches 1199 kBq/m$^3$ [4]. Zhuhai is one of the highest radioactivity background areas in China. The measured highest terrain air-absorbed dose rate at the height of 1m above ground is 266.54 nGy·h$^{-1}$ in Zhuhai, and the average value is 66.28±11.78 nGy·h$^{-1}$ in sediment, 145.90±32.19 nGy·h$^{-1}$ in weathered granite and 145.16±26.33 nGy·h$^{-1}$ in Zhuhai, respectively. It is the reason for the fact that broken fresh granite detritus and weathered granite sands are used as road construction materials and building ground foundation materials [5].

Scientists Gal Frederick, Gadalia Alain noted high concentrations of radon in soil air near city Vichy (Lake Pavin) in Auvergne region. Study in the field of radioecology shows that on the territory of the French Massif Central activity of radionuclides has increased (>150 Bq/m$^3$) in the houses of the Auvergne region [2].

## Conclusion

In the course of the work it was stated that highly radioactive soil of Guangdong province has been formed due to deep chemical weathering of highly radioactive potassium granites. High uranium and thorium contents in them are caused by specific conditions of weathering crust formation and subsequent pedogenesis. The concentration of radionuclides in soils depends on their content in the underlying rocks.

The soils of the region of Auvergne have high content of uranium and low thorium-uranium ratio in the range 1–2.4. Uranium ore deposits (Limousin, Foretz, Morvan) are located in Auvergne region. The deposits are confined to the two-mica granite massifs (San Silvestre et al.) With a high content of uranium, which are located along the fault Argens. The soils of this region are autochthonous. As a current hypothesis, it can be suggested that in our case the sorption concentration mechanism of U, Th, and rare-earth elements has revealed in kaolinite-gibbsite soil aggregate. The high natural radioactivity of soils in China's Guangdong Province is associated with the high content of radioactive elements in the predominantly fine clay fraction.

According to electron microscopic analysis of the soils of Guangdong province, mineral - concentrators of rare-earth and radioactive elements are monazite, phosphates of heavy rare earths, xenotime, and zircon.

The elevated concentrations of natural radionuclides in the soils lead to high concentrations of radon, which, in turn

causes ecological problems. Scientists have proven negative effects on human health associated with high average doses of radiation. In the areas with increased content of radionuclides chromosomal and genetic changes, leukemia, lung cancer, sarcoma, nasopharyngeal carcinoma etc. can be observed.

***References***


1. *Eizenbud M., Geselit. Enviromental radioactivity from natural – industrials and military sources. – Academic Press, 1997.*
2. *Gal F., Gadalina A. Soil gas measurements around the most recent volcanic system of metropolitan France (lake Pavin, Massif Central) // Comptes Rendus Geosciences. – 2011. – Vol. 343, Issue 1. – P. 43–54.*
3. *Rikhvanov L.P. Radioactive elements in the environment and the radioecological problems: Manual. – Tomsk : TPU University Press, 2009.*
4. *Wang N., Peng A., L. Xiao. The level and distribution of $^{220}Rn$ concentration in soil-gas in Guangdong province, China // Radiation Protection Dosimetry. – 2012. – Vol. 152, No. 1–3. – P. 204–209.*
5. *Wang N., Shengqing Xiong, Zhengguo Fan et al. Mapping the terrestrial air-absorbed gamma dose rate based on the data of airborne gamma-ray spectrometry in southern cities of China // Journal of Nuclear Science and Technology. – 2012. – Vol. 49, No. 1. – P. 61–70.*

ЧАСТЬ II

# СЛОВО ОБ УЧИТЕЛЕ. К 100-ЛЕТИЮ РОЖДЕНИЯ ПРОФЕССОРА В.К. ЧЕРЕПНИНА

## Воспоминания учеников, коллег и друзей

В материалах, посвященных 100-летию со дня рождения профессора Владимира Константиновича Черепнина, приведены воспоминания, учеников, соратников, друзей, избранные труды ученого. Обсуждаются проблемы подготовки кадров для развития минерально-сырьевой базы стратегических металлов.

# ВЕХИ

В.А. Домаренко, Е.Г. Язиков, Л.П. Рихванов,
Томский политехнический университет, Томск, Россия, rikhvanov@tpu.ru, viktor_domarenko@mail.ru

# MILESTONES

V.A. Domarenko, E.G. Yazikov, L.P. Rikhvanov
Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

В материалах, посвященных 100-летию со дня рождения профессора Владимира Константиновича Черепнина, приведены воспоминания, учеников, соратников, друзей, избранные труды ученого. Обсуждаются проблемы подготовки кадров для развития минерально-сырьевой базы стратегических металлов.
**Ключевые слова:** В.К. Черепнин, воспоминания, вехи, учитель, воспитатель, организатор.

The materials devoted to the 100th anniversary of birthday of Professor Vladimir Konstantinovich Tcherepnin, presents the memories of students, colleagues, friends, and selected works of the scientist. The problems of training the specialists for development of mineral resources base of strategic metals.
**Keywords:** V.K. Tcherepnin, memories, milestones, teacher, educator, organizer.



## Краткая автобиография (из областного архива)

*Я родился в г. Москве 21-го ноября 1914 (???) г. В возрасте до одного года был перевед(з)ен в г. Томск, гди проживаю до настоящего времени. Семи лет был отдан в школу. В 1931 году окончил неполную среднюю школу. После чего работал лаборантом в рентгеновской лаборатории С.Ф.Т.И. Затем поступил на последний курс рабфака Т.Г.У. Весной его окончил и в 1933 году был зачислен на первый курс Геолого-Почвенно-Географического ф-та. Весной 1938г. заболел экссудативным плевритом после которого было осложнение на легкое туберкулезного порядка. В результате болезни я смог закончить университет только весной 1939 г. В период всей учебы находился на иждевении отца, профессора Томского медицинского ин-та. Семья состояла из 4-х человек: отец, мать, -домашняя хозяйка, сестра- ученица 8-го класса и я.*

*В июле месяце я женился, жена кончила весной Том. Стоматологический ин-т. Мать жены – оптик в магазине санитарии гигиены. Отца жены давно нет в живых.*

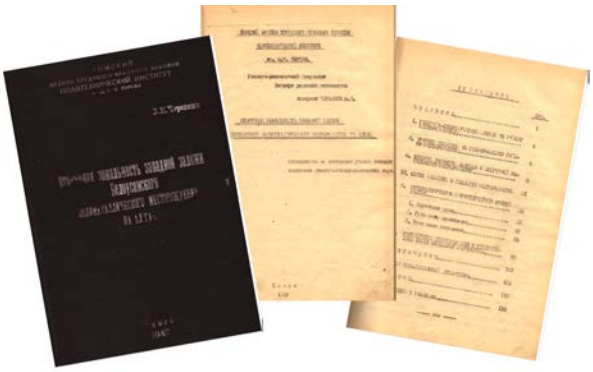
*Черепнин*

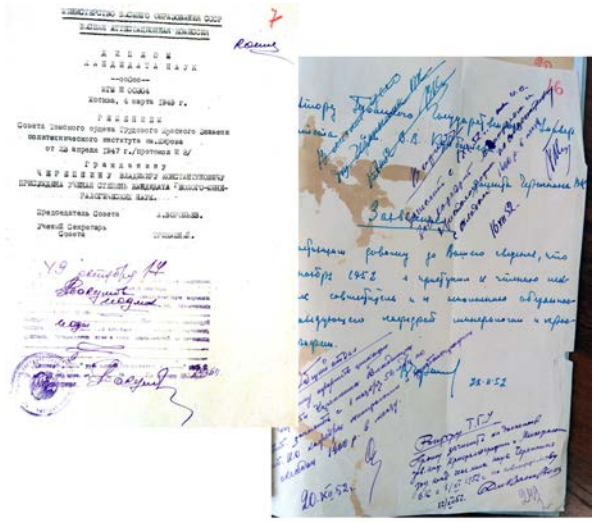
**Владимир Константинович Черепнин** (21 ноября 1916 года, г. Москва – 27 августа 1985 года, г. Томск) в 1939 г. окончил Томский Государственный университет. В Томском политехническом институте работал с февраля 1944 года. Окончил аспирантуру при кафедре Месторождений полезных ископаемых и на всю жизнь связал судьбу с геологоразведочным факультетом.

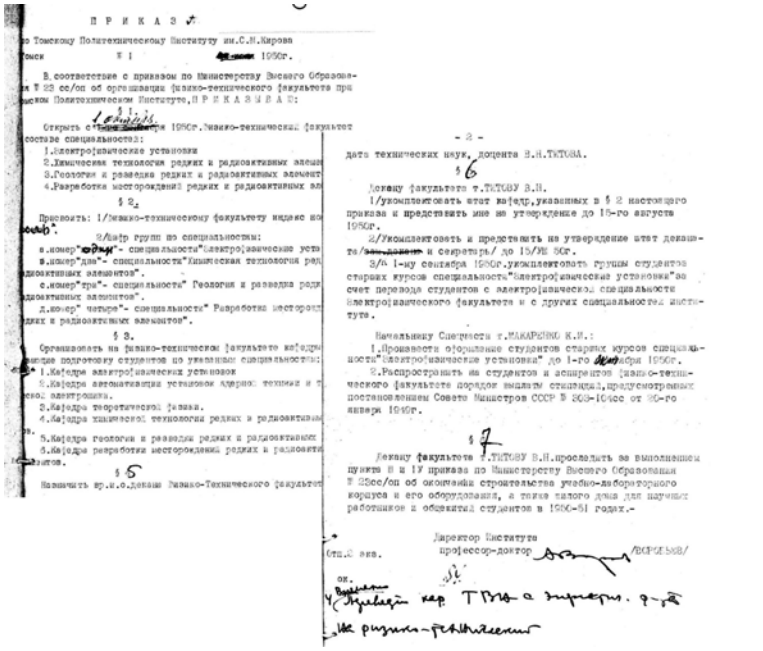
В.К. Черепнин участник Великой Отечественной войны. Капитан, начальник штаба полка. Имел ранения. Был награжден Орденом Красной Звезды (1948 г.); медалями: "За победу над Германией", "20 лет победы в Великой Отечественной войне", "За доблестный труд. В ознаменование 30-летия победы в Великой Отечественной войне"; "50 лет вооруженным силам СССР".

## Профессор В.К. Черепнин

После окончания ТГУ был оставлен на кафедре палеонтологии университета. В 1940 г. поступил в аспирантуру. Однако Великая Отечественная война внесла свои коррективы в биографию будущего профессора. В 1941 г. онбыл ушелн на фронт, где воевал в должности командира взвода, дослужившись до начальника штаба стрелкового полка. В 1943 г. был тяжело ранен и отправлен в тыл. После возвращения в Сибирь работал старшим геологом партии Западно-Сибирского геологического управления. В 1944 г. поступил в аспирантуру ТПИ и работал под руководством Ф.Н. Шахова над актуальной проблемой: "Зоны окисления сульфидных месторождений Сибири". В 1947 г. он представил и защитил диссертацию на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук на тему "Вторичная зональность Западной залежи Белоусовского месторож-









дения, в которой он пришел к выводу о древнем возрасте зоны окисления, установив, что современные горизонты окисленных руд являются продуктом повторного окисления зоны цементации. Их формирование началось в нижней юре и закончилось к верхнему мелу. В доюрское время на этом месторождении была более древняя зона окисления, которая перед нижней юрой подверглась эрозии.

С января 1947 г. по представлению профессора А.М. Кузьмина работал на кафедре минералогии и кристаллографии сначала ассистентом, а с 1949 г. – доцентом. В 1954 г. переведен на кафедру Полезных ископаемых.

Директору Томского Ордена Трудового Красного Знамени политехнического института им. С.М. Кирова
Заведующий кафедры Минералоги и кристаллизации проф. А.М. Кузьмин

*Настоящим рекомендую на замещение вакантной должности доцента кафедры Минералогии и кристаллизации кандидата геолого-минералогических наук Черепнина Владимира Константиновича, который с января 1947 г. работает на моей кафедре в качестве ассистента.*

*За истекшие почти 2,5 года В.К. Черепнин на поприще педагогической работы вел практические и лабораторные занятия по курсам минералогии и кристаллографии и успешно справился с чтением самостоятельного курса минералогии и кристаллографии для групп геофизической и гидрогеологической специальностей. В.К. Черепнин к лекциям и к практическим занятиям тщательно готовится и занятия ведет на высоком уровне.*

*Как научный работник В.К. Черепнин также успешно ведет научно-исследовательскую работу. Имеет восемь научных работ, из которых две опубликованы, две сданы в печать и третья о "сидерите" базырских м-ний" под-*

*готовлена к печати. Тематика, над которой работает В.К. Черепнин, – актуальна.*

*За время работы на кафедре В.К.Черепнин проявил себя как инициативный, дисциплинированный и растущий работник, который хорошо справляется с порученной ему работой. Он также принимает активное участие в общественной жизни Института и состоит членом Цехкома Геоло-Разведочного факультета, агитатором в студенческих группах, принял активное участие по реализации 3 и 4% государственных займов восстановления и развития народного хозяйства.*

*Верховным Советом СССР награжден за боевые заслуги орденом "Красной звезды" и за участие в боях против Германии – медалью "За победу над Германией".*

*На основании представленных кандидатом наук В.К. Черепниным, характеризующим его как научного работника Томского политехнического Института им. С.М.Кирова, и как общественного деятеля материалов и на основании личных наблюдений и изучения его – считаю, что Черепнин Владимир Константинович является достойным кандидатом на должность доцента кафедры минералогии и кристаллографии, и полагаю, что он в этой должности оправдает оказанное ему доверие.*

Зав. кафедры минералогии и кристаллографии
профессор А.М.Кузьмин
*"____" июня 1949 г.*

В.К. Черепнин был одним из основателей первой в вузах Сибири специализации и кафедры по геологии и разведке руд редких и радиоактивных элементов, которой заведовал более 20 лет: в 1956 г. кафедрой геологии и разведки руд редких и радиоактивных элементов, а затем объединенной кафедрой месторождений полезных ископаемых и разведки руд редких и радиоактивных элементов. В 1968 г. Ученым советом Томского политехнического института был утвержден в должности профессора, а в мае 1974 г. решением ВАК СССР ему присвоено ученое звание профессора.

За время работы в ТПИ Черепнин активно активно участвовал в общественной жизни: был председателем профбюро факультета, ряд лет входил в состав партийного бюро факультета и был его секретарем, был заместителем руководителя кустового научного семинара. Являлся членом комиссии по металлогении и рудообразованию при институте геологии СО РАН СССР, являлся рецензентом Минвуза РСФСР, заместителем председателя экспертной комиссии факультета, куратором 5-го курса.

Начав изучения зоны окисления сульфидных месторождений, в последующие годы он создал и успешно развивал научное направление по геологии и геохимии радиоактивных элементов в вулканогенных образованиях. Список его трудов включает более 70 работ, из которых более 50-ти опубликовано. В числе опубликованных – учебные руководства для студентов вузов "Геохимия и типы месторождений урана", объемом в 20 авторских листов, выдержавшее два издания и "Вторичные процессы в сульфидных и золоторудных месторождениях", объемом более 5 авторских листов (1981 г.).

На протяжении многих лет Черепнин читал курсы: "Учения о месторождениях полезных ископаемых", "Геохимия и типы месторождений редких и радиоактивных элементов", руководил дипломным проектированием студентов редкометальной специальности и аспирантами. За период руководства кафедрой Черепниным было подготовлено более 500 специалистов для народного хозяйства страны. Под его руководством подготовлено 15 кандидатов наук.

Вся научно-исследовательская работа В.К. Черепнина и возглавляемого им коллектива теснейшим образом была связана с деятельностью производственных организаций, по заданию которых на протяжении многих лет проводятся тематические исследования.

Следует отметить, что создание кафедры с аналогичным названием было предусмотрено еще Приказом Министерством Высшего образования СССР № 23 сс/оп в 1950 г. в составе физико-технического факультета, тогда же был назначен и ее и.о. заведующий, доцент Сивов А.Г. (приказ 756 сс/оп от 03.11.1950 г.). Но по каким-то причинам эта кафедра в составе физико-технического факультета функционировать не стала ("50-летие физико-технического образования в Сибири", Томск, 2000).

В конце 1956 г. на их базе была создана объединенная кафедра месторождений полезных ископаемых и разведки руд редких и радиоактивных элементов. Ее возглавил профессор В.К. Черепнин (1956–1963 и 1967–1981 гг.).

В 1963 году кафедра была временно объединена с кафедрой геологии и разведки МПИ. В эти годы (1963–1967 гг.) кафедрой заведовал доцент В.Я. Коудельный. В 1981 г. кафедру МПИ и разведки руд редких и радиоактивных элементов возглавил доцент Л.П. Рихванов.

В 1990 г. кафедра получила новое название: кафедра полезных ископаемых и геохимии редких элементов.

Первый выпуск горных инженеров-геологов по редкометалльному профилю состоялся в 1956 г. В 1957 г. было сделано два выпуска: первый – в феврале, второй – в декабре. Стране требовались специалисты – уранщики. Всего по состоянию на 01.08.1997 г. кафедрой подготовлено 756 специалистов-редкометалльщиков при приеме студентов 25 человек. Из них дипломы с отличием получили 61 человек (табл. 1). Подавляющее большинство выпускников до 1990 года было распределено на работу в специализированные предприятия Министерства геологии СССР.

Выпуск специалистов кафедры по годам выглядит следующим образом (в скобках указано количество выпускников, получивших дипломы с отличием):

1956–1960 гг. – 110 (7);
1961–1965 гг. – 73 (5);
1966–1970 гг. – 32 (5);
1971–1975 гг. – 110 (3);
1976–1980 гг. – 88 (4);
1981–1985 гг. – 81 (8);
1986–1990 гг. – 79 (5);
1991–1995 гг. – 73 (10);
1996–1997 гг. – 18 (6).

В 1998–1999 гг. в связи с внедрением в ТПУ многоуровневой системы подготовки (бакалавр, магистр, спе-

циалист), на кафедре состоялся выпуск бакалавров по направлению "Геология" в 1998 г., а через год они же защитили диплом специалиста. В 1997 г. в связи с отсутствием целевого заказа состоялся последний выпуск геологов-редкометалльщиков.

Из выпускников кафедры **87** человек защитили кандидатские диссертации. **18** выпускников стали докторами наук. Дипломы первооткрывателя месторождений получили **41** выпускник и **7** сотрудников кафедры. Многие выпускники за выдающиеся успехи в работе награждены орденами и медалями, в том числе двое – высшей наградой СССР – орденом Ленина (В.А. Шлейдер, В.С. Чечеткин). Лауреатами Государственной премии СССР стали сотрудник кафедры Ф.И. Вьюнов и ее выпускники – В.А. Шлейдер, Н.И. Рубанов, В.А. Медведев.

***Литература***


1. *Гагарин А.В. Профессора Томского политехнического университета : биографический справочник. – Томск : Изд-во ТПУ, 2006. – Т. 3, ч. 2. – 265 с.*
2. *И лучшей судьбы не хотим / под ред. Л.П. Рихванова, В.А. Домаренко. – Томск : Изд-во ТПУ, 2010. – 348 с.*
3. *Кафедра геоэкологии и геохимии [Электронный ресурс]. – URL: http://portal.tpu.ru:7777/departments/kafedra/gegx/about/Tab3.*


# ОРГАНИЗАЦИЯ И ПОДГОТОВКА СПЕЦИАЛИСТОВ В ОБЛАСТИ УРАНОВОЙ ГЕОЛОГИИ НА КАФЕДРЕ ГЕОЭКОЛОГИИ И ГЕОХИМИИ ТОМСКОГО ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА


Е.Г. Язиков, Л.П. Рихванов

Томский политехнический университет, Томск, Россия , yazikoveg@tpu.ru, rikhvanov@tpu.ru


# ORGANIZATION AND TRAINING OF SPECIALISTS IN URANIUM GEOLOGY AT THE DEPARTMENT OF GEOECOLOGY AND GEOCHEMISTRY OF TOMSK POLYTECHNIC UNIVERSITY


E.G. Yazikov, L.P. Rikhvanov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia



Приводится историческая справка и организация подготовки специалистов в области урановой геологии в настоящее время на базе кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета. Рассматриваются основные моменты подготовки специалистов по магистерской программе с учетом лабораторной базы и учебно-методических материалов.

The article deals with the background and current organization of training of specialists in uranium geology at the base of Geoecology and Geochemistry Department of Tomsk Polytechnic University. The basic principles of training for master students taking into account the laboratory facilities and educational learning materials are described in the paper.


История создания кафедры уходит в далекие 30-е годы, когда создавалась кафедра Месторождений полезных ископаемых. Она была открыта в 1931 г. Организатор и первый заведующий – член-корреспондент АН СССР Ф.Н. Шахов. В 1954 г. из состава кафедры месторождений полезных ископаемых была выделена, в связи с открытием специализации по геологии редких и радиоактивных элементов (приказ Мингео СССР от 29.09.1954 г.), кафедра геологии и разведки руд редких и радиоактивных элементов (зав. кафедрой профессор В.К. Черепнин).

Следует отметить, что создание кафедры с аналогичным названием было предусмотрено еще Приказом Министерством Высшего образования СССР № 23 сс/оп в 1950 г. в составе физико-технического факультета, тогда же был назначен и ее и.о. заведующий, доцент А.Г. Сивов (приказ 756 сс/оп от 03.11.1950 г.). Но по каким-то причинам эта кафедра в составе физико-технического факультета функционировать не стала. По-видимому, главной причиной было то, что главный знаток месторождений радиоактивного сырья – профессор Ф.Н. Шахов находился в заключении.

В конце 1956 г. на их базе была создана объединенная кафедра месторождений полезных ископаемых и разведки руд редких и радиоактивных элементов. Ее возглавил профессор В.К. Черепнин (1956–1963 и 1967–1981 гг.). В 1963 г. кафедра была временно объединена с кафедрой геологии и разведки МПИ. В эти годы (1963–1967 гг.) кафедрой заведовал доцент В.Я. Коудельный. В 1981 г. кафедру МПИ и разведки руд редких и радиоактивных элементов возглавил доцент Л.П. Рихванов, а ныне профессор, заслуженный деятель науки и техники России. Леонид Петрович Рихванов, профессор, доктор геол.-мин. наук, стоял во главе кафедры 30 лет. Его личный вклад в развитие кафедры не оценим, именно благодаря ему, кафедра всегда соответствовала потребностям науки и производства, готовила востребованных специалистов и занимала передовые позиции среди кафедр соответствующего профиля в стране. С 2011 г. и по настоящее время кафедру возглавляет профессор, доктор геолого-минералогических наук Е.Г. Язиков.

В 1990 г. кафедра получила новое название: кафедра полезных ископаемых и геохимии редких элементов,

которая в 2002 г. была переименована в кафедру геоэкологии и геохимии.

Первый выпуск горных инженеров-геологов по урановому профилю состоялся в 1956 г. В 1957 г. было сделано два выпуска: первый – в феврале, второй – в декабре. Стране требовались специалисты – уранщики. Всего по состоянию на 01.08.1997 г. кафедрой подготовлено 756 специалистов при приеме студентов 25 чел. в год. Из них дипломы с отличием получили 61 чел.

Из выпускников кафедры 75 чел. защитили кандидатские диссертации. Пятнадцать выпускников стали докторами наук. Дипломы первооткрывателя месторождений получили 35 выпускников и 4 сотрудника кафедры. Многие выпускники за выдающиеся успехи в работе награждены орденами и медалями, в том числе двое – высшей наградой СССР – орденом Ленина (В.А. Шлейдер, В.С. Чечеткин). Лауреатами Государственной премии СССР стали сотрудник кафедры Ф.И. Вьюнов и ее выпускники: В.А. Шлейдер, Н.И. Рубанов, В.А. Медведев.

Среди выпускников кафедры – бывший заместитель Министра геологии СССР (М.В. Толкачев), вице-президент корпорации НАК "Казатомпром" (В.Г. Язиков), заместитель председателя ГКЗ Республики Казахстан (А.К. Мазуров), генеральные директора ПГО (Е.А. Воробьев, Ю.Г. Гненной, А.П. Коновалов, В.Г. Брыкин, Ф.И.-Волков и др.), главные геологи и инженеры ПГО (С.Л. Николаев, С.А. Егоров, А.А. Новгородцев др.), руководители геологических отделов ПГО (В.Т. Рябухин и др.). Большое количество воспитанников кафедры являлось руководителями и главными специалистами структурных подразделений ПГО (А.В. Колбасин, В.А. Домаренко, В.А. Пантелеев, В.К. Кондрин, В.П. Тузиков, Г.А. Яичников, В.А. Шлейдер, В.И. Медведев, Ю.Н. Новиков, С.А. Седышев, А.А. Данилов, В.Ю. Пережогин, В.С. Машенькин, Е.Н. Митрофанов и др.). Многие из них в настоящее время возглавляют геологические службы совместных Казахско-Французских, Казахско-Российских и других предприятий, входящих в консорциум НАК "Казатомпром" (В. Пантелеев, В. Тузиков, В. Чевгун, А. Матунов, С. Седышев и др.), а так же работают в зарубежных компаниях (Е. Семененко, В. Машенькин и др.).

Таким образом, за этот период времени сложился коллектив преподавателей и выпускников, знающих урановую геологию, умеющих решать как тактические, так и стратегические задачи. На кафедре сформировалась общепризнанная школа по урановой геологии и геохимии, имеющая традиции, опыт работы и, сравнительно молодые кадры, способные вести подготовку геологов уранщиков на новом качественном уровне.

К сожалению, события 90-х гг., приведшие к распаду СССР, созданию новых самостоятельных государств и др., привели к закрытию в 1995 г. подготовки специалистов в области урановой геологии. И это продолжалось более 10 лет. Сырьевая база России была слабой. Основные запасы урана оказались за рубежом (Казахстан, Узбекистан, Украина). И вот наступило время ренессанса атомной энергетики. А где сырье? Где специалисты для обеспечения сырьевой базы? Трудности со специалистами для урановой отрасли возникли и в других государствах и, прежде всего, в Казахстане, где НАК "Казатомпром", реализуя свои амбициозные планы вывести Казахстан на первое место по добыче и продаже урана в мире, столкнулся с острой проблемой кадров.

Инициатива создания Центра по подготовке специалистов по урановой геологии принадлежит компании "БАЗЭЛ", менеджеры которой (В.Г. Язиков, Ф.К. Мурашов и др.) в начале 2007 г. остановили свой выбор по подготовке специалистов для урановой энергетики на Томском политехническом университете. Эта инициатива была поддержана ФГУП "УРАНГЕО" России и НАК "Казатомпромом". С этого момента началась работа по возобновлению подготовки специалистов для урановой отрасли России и Казахстана.

Возобновление подготовки специалистов обусловлено потребностью в них государственных и частных компаний, работающих в уранодобывающей отрасли (ФГУП "Урангео", НАК "Казатомпром" и др.). Томский политехнический университет выбран на конкурсной основе как базовый вуз для подготовки специалистов для урановой отрасли. Этот проект реализовывался также в рамках инновационной образовательной программы (ИОП) Томского политехнического университета в качестве развития в университете опережающей подготовки элитных специалистов и команд профессионалов мирового уровня по приоритетным направлениям развития науки, техники и технологий, удостоенной гранта Минобрнауки РФ по приоритетному национальному проекту "Образование".

Исключительными профессиональными компетенциями выпускника данной программы являются: поиски, разведка, геолого-экономическая оценка и разработка месторождений радиоактивного сырья; поиск и подбор максимально рентабельных технологий добычи, схем вскрытия руды на месторождениях; создание модели месторождения и моделирование для оценки запасов руд и выбора кондиционных параметров; разработка прогнозно-поисковых моделей различных геолого-промышленных типов месторождений; выбор и обоснование технологии эксплуатации на основе использования численных методов моделирования миграции радионуклидов и формирования месторождений урана (3D-визуализация); подготовка технико-экономических обоснований (ТЭО) проектов разработки месторождений в соответствии с международными стандартами; получение новой минералого-геохимической информации с использованием современных ядерно-физических методов, в том числе на базе ядерного реактора; управление проектами – менеджмент.

Эти компетенции согласованы с основными заказчиками на специалистов и прошли по инициативе АНО "Национальный центр подготовки специалистов для ядерной энергетики" экспертизу независимых специалистов (АНО Независимое рейтинговое агентство "РейтОР"). На основе оценок компетенций по критерию "Важность/Необходимость развития" определен перечень приоритетных (сумма баллов более 16 из 25 возможных у большинства экспертов) компетенций магистра.

Общими требованиями к специалистам уранового инжиниринга являются: владение фундаментальными

знаниями в области урановой геологии, геотехнологией и сопутствующими дисциплинами на мировом уровне; знание основ и правил создания проектных документов на разработку месторождений с учетом современных международных стандартов и правил; способность к аналитической исследовательской работе и принятию нестандартных творческих решений; использование современных компьютерных технологий и программных комплексов; мобильность; умение работать в команде; владение иностранными языками; нацеленность на успех.

Ключевыми проблемами, на решение которых направлена подготовка выпускников являются: пополнение научно-производственных коллективов "Урангео" и участие в работе по воспроизводству уранового сырья, по формированию новой сырьевой базы до 2020 г.; переоценка урагоносности перспективных районов России на основе использования новейших геолого-генетических представлений и инновационных разработок; совершенствование научно-технологических основ изучения, прогноза, поиска и оценки урановых месторождений; совершенствование основ минералогических, аналитических, технологических методов изучения и оценки уранового сырья.

Стратегическими партнерами в реализации программы являются вузы, академические и отраслевые институты, государственные и частные компании:

Университет Анри Пуанкаре (Нанси-1,Франция); Университет Париж-11 (Орсей, Франция); Российский государственный геологоразведочный университет (Москва); ИГЕМ РАН; ВИМС МПР; ВСЕГЕИ МПР; Институты СО РАН (Новосибирск, Улан-Удэ, Иркутск, Чита); РОСАТОМ и его предприятия ОАО "Атомредметзолото"; ФГУП "Урангео РФ" и его дочерние предприятия в Новосибирске "Березовгеология", Иркутске "Сосновгеология" и др.; ЗАО "Русбурмаш", "Горнорудная урановая компания", "ТВЭЛ", "БАЗЭЛ" (Россия) и др.; НАК "Казатомпром" (Казахстан), "AREVA" (Европейский урановый консорциум), "BHP" (Австралия) и др.

Подготовка специалистов по урановому направлению осуществляется с использованием уникального современного оборудования (альфа- и гамма-спектрометры, оптические микроскопы с системой визуализации, а также японский сканирующий электронный микроскоп Hitachi S-3400N, имеющий разрешение 10 нм с системой энергодисперсионного микроанализа, и дифрактометр (Bruker, Германия).

В подготовке специалистов для урановой отрасли задействована ядерно-геохимическая лаборатория базовой кафедры, размещенная на площадях исследовательского ядерного реактора Томского политехнического университета, которая активно используются как современный инструмент подготовки специалистов для урановой геологии и проведения научных исследований в области разработки радиогеохимических методов прогнозирования и поисков руд редких и радиоактивных элементов, для комплексной оценки месторождений на содержание ценных (золото и др.) и токсичных (мышьяк и др.) элементов. Аналогов подобных лабораторий в России нет.

Для организации учебного процесса по подготовке специалистов для урановой отрасли используются уникальные коллекции минералов и руд различных типов урановых и редкометалльных месторождений бывшего СССР, которые хранятся в специально оборудованном хранилище общей площадью 20 м$^2$. Этот коллекционный фонд насчитывает около 2000 образцов (аналогов в России нет).

Подготовка магистров по направлению "Геология" – профиль "Геология месторождений радиоактивного сырья" на кафедре геоэкологии и геохимии ТПУ, с использованием материальной и научно-методической базы международного научно-образовательного центра "Урановой геологии", начата в 2008 г. В настоящее время выпускники данного профиля работают в компаниях ЗАО "Русбурмаш", ОАО "Приаргунский ГХК", ОАО "Далур", НАК "Казатомпром" и др.

В связи с принятием государственной программы (№ 2539-р от 27 декабря 2012 года) "Развитие промышленности и повышение ее конкурентоспособности" (подпрограмма "Технологии редких и редкоземельных металлов") до 2020 г., возникла необходимость расширить специфику подготовки специалистов с учетом потребности промышленности. В данном случае в Томском политехническом университете с 2014 г. открывается новый профиль магистратуры "Геология месторождений стратегических металлов" в рамках направления "Геология", который расширяет области подготовки специалистов с учетом геологии месторождений радиоактивных, редких и редкоземельных элементов. Обучение ведется как на бюджетной форме обучения, так и на платной основе.

Наряду с подготовкой магистров, на кафедре также осуществляются курсы повышения квалификации (72 ч) и переподготовка специалистов (400 ч) в области урановой геологии по очно-заочной форме с учетом дистанционных методов обучения по направлениям "Геология урановых месторождений", а также совместно с сотрудниками кафедры химической технологии редких элементов Физико-технического института по направлению "Технология выщелачивания урана" для сотрудников НАК "Казатомпром". Переподготовка кадров осуществляется по модульной системе с выездами преподавателей в Казахстан, а слушателей в Томский политехнический университет (ТПУ) на лабораторно-практические занятия. Лекционная часть занятий проводится преимущественно по системе вебинаров, когда слушатели со своих рабочих мест в обеденное время подключаются к основному серверу ТПУ и слушают лекцию ведущего преподавателя в течение 1,5 ч. По итогам обучения защита проводится в Казахском ядерном университете (КЯУ) НАК "Казатомпром" при участии объединенной государственной экзаменационной комиссии (ТПУ-КЯУ).

Более подробная информация о кафедре геоэкологии и геохимии, а также Центре и программе подготовки специалистов в области урановой геологии размещена на сайте ТПУ: http://tpu.ru; http://urangeo.tpu.ru.

***Литература***

1. *Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Арбузов С.И. Подготовка специалистов в области урановой геологии на базе Международного научно-образовательного центра Томского политехнического университета // Уран: ресурсы и производство : тезисы Второго межд. симпозиума, Москва, 26–28 ноября 2008 г. – М., 2008. – С. 107–112.*
2. *Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Арбузов С.И. Подготовка и переподготовка специалистов в области урановой геологии на базе Международного научно-образовательного центра Томского политехнического университета // Mongolian Geoscientist. – 2010. – Vol. 36, Geology and Metallogeny of Central Asia: XVII International Symposium of Kherlen Expedition. – P. 276–279.*
3. *Язиков Е.Г., Рихванов Л.П., Арбузов С.И. Подготовка специалистов в области урановой геологии на базе Международного научно-образовательного центра кафедры геоэкологии и геохимии // Alma mater = Вестник высшей школы. – 2008. – № 8. – С. 29–32.*
4. *Язиков Е.Г., Рихванов Л.П. Центр опережающей подготовки специалистов в области урановой геологии в Институте геологии и нефтегазового дела Томского политехнического университета // Уран Казахстана : сборник статей. – Алматы : Волковгеология, 2008. – С. 279–281*
5. *Язиков Е.Г., Рихванов Л.П. Организация и подготовка специалистов в области урановой геологии на базе международного научно-образовательного центра Томского политехнического университета // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири. – 2014. – № 3с-2. – С. 136–139.*

# НАША СОВМЕСТНАЯ РАБОТА С В.К. ЧЕРЕПНИНЫМ НА КАФЕДРЕ В 60-Е ГОДЫ XX СТОЛЕТИЯ

А.Д. Ножкин

ИГМ СО РАН

Владимир Константинович Черепнин вместе со своим учителем профессором Феликсом Николаевичем Шаховым были основателями первой в вузах Сибири специализации и кафедры по геологии и разведке руд редких и радиоактивных элементов (1954 г.). Этой кафедрой, а с 1956 г. объединенной кафедрой месторождений полезных ископаемых и разведки руд редких и радиоактивных элементов В.К. Черепнин заведовал более 20 лет. В 1968 г. был утвержден в должности профессора, а в 1974 г. ему присвоено ученое звание профессора.

Вспоминается 1958 г. – последний год учебы в Томском политехническом институте. Наша 263-я группа создана в 1955 г. из студентов разных геологических специальностей, успешно закончивших первый курс, сдает последние экзамены и курсовые проекты на профилирующей кафедре. Преподавательский состав кафедры, специализирующийся по урану и редким элементам, небольшой: заведующий, доцент, к. г.-м. н. В.К. Черепнин, два ассистента – к. г.-м. н. Д.К. Осипов и Р.С. Журавлев – выпускник кафедры 1957 г. Только они и студенты старших курсов, специализирующиеся по геологии урана, имеют допуск к закрытым материалам по урановой тематике, урановым месторождениям и проявлениям. Ими, во главе с В.К. Черепниным, обеспечиваются лекционные курсы и практические занятия по геохимии, минералогии и генетическим типам месторождений урана и тория, поискам и разведке руд редких и радиоактивных элементов, руководство курсовыми и дипломными проектами, производственными практиками. Большую помощь в организации и проведении учебного процесса оказывают старший лаборант В.Н. Нефедова и старший препаратор Н.М. Денисова. Занятия по курсам месторождений рудных и нерудных полезных ископаемых для студентов других специальностей вели сотрудники этой же кафедры доценты Ф.И. Вьюнов, В.И. Баженов и ассистент Т.А. Никольская. Ф.Н. Шахов в 1957 г. избран член-корреспондентом АН СССР и перешел на работу в Институт геологии и геофизики СО РАН, где возглавлял созданный им отдел геохимии. В конце 1958 г. Д.К. Осипов уехал в служебную командировку в Чехословакию. На освободившуюся на кафедре вакансию ассистента В.К. Черепнин пригласил меня. С февраля 1959 г. приступил к работе. В.К. Черепнин поручил мне подготовить лекционный курс и лабораторные занятия по минералогии редких и радиоактивных элементов и практические – по генетическим типам месторождений урана и минераграфии других рудных месторождений. Пришлось осваивать иммерсионный, оптический и микрохимический методы для диагностики вторичных минералов урана, радиографию и микрорадиографию для изучения особенностей распределения урана в рудах и минералах, минераграфию применительно к рудам урана и др. В эти первые годы работы профилирующим коллективом кафедры начали создаваться и систематизироваться коллекции минералов урана, тория и редких элементов, генетическим и промышленным типам их месторождений. Ответственность за эту работу В.К. Черепнин возложил на меня. В подвале нашего 10-го корпуса ТПИ было оборудовано специальное хранилище для коллекций радиоактивных пород, руд и минералов.

Учебные занятия на кафедре велись в основном со старшекурсниками (IV–VI курсы), достаточно подготовленными в профессиональном отношении студентами, прошедшими производственные практики. Работать с ними было всегда интересно. Чувствовалась самостоятельность во всем, ответственность, достаточно высокий уровень обшей грамотности и уважительное, доброжелательное отношение к нам, ненамного старшим.

Нужно отметить, что после пяти лет обучения в Ин-

ституте и трех достаточно продолжительных летних производственных практик в специализированных на уран экспедициях Первого главка мы считаем себя настоящими геологами по избранному направлению. Наши учителя – известные сибирские геологи – профессора Ф.Н. Шахов, Ю.А. Кузнецов, Л.Л. Халфин, А.М. Кузьмин, А.Г. Сивов, А.А. Белицкий. Например, я в 1957 г. после четвертого курса, прошел хорошую практику в Сосновской экспедиции на Оловском урановом месторождении, где была уникальная для меня возможность активно участвовать в перспективной оценке уранового оруденения в позднемезозойских риолитах – в проектировании и документации горных выработок, в том числе глубоких шурфов, а также скважин. После того как заданная нами более глубокая скважина прошла риолиты и вскрыла богатое урановое оруденепие в нижележащей терригенной толще, разведочные работы были переориентированы на "стратиформный" гидротермальный тип, а масштабы и запасы месторождения были многократно увеличены. Как отметил начальник Центральной тематической партии, ведущий геолог ГФУП "Сосновгеология" В.И. Медведев, первый выпускник урановой специализации ТПИ и первый геолог, проводивший в 1956 г. оценку Оловской аэроаномалии в риолитах, "на основе этого первого крупного в Забайкалье Оловского уранового месторождения в результате последующих поисковых и разведочных работ был создан одноименный урановорудный район и открыто новое направление работ – поиски месторождений урана в позднемезозойских впадинах". По словам В.И. Медведева, в Сосновской экспедиции помнят, что первую глубокую скважину, вскрывшей богатейшие рудные горизонты в терригенных, обогащенных органикой, породах, задал и задокументировал студент IV курса ТПИ А.Д. Ножкин. Мною впервые в полевой палаточной камералке было дано описание ураноносной терригенной толщи. В последующие годы там была пройдена шахта и осуществлена более детальная разведка этого первого крупного в Забайкалье месторождения. Так что я вполне могу себя считать одним из первооткрывателей Оловского уранового месторождения.

Как человек, родившийся и выросший в Кулундинской степи, я решил поехать на преддипломную практику (1958 г.) в Степную экспедицию, база которой находилась в небольшом городке Макинске на севере Казахстана. Степная экспедиция к тому времени прославилась открытием целого ряда урановых месторождений на Кокчетавской глыбе, ставшей в последующем уникальной урановой провинцией. По совету главного геолога экспедиции я поехал работать в одну из самых крупных стационарных партий, которая разведывала Тастыколь-Коксорское урановорудное поле, а затем крупнейшее Заозерное месторождение уран-апатитовых руд. Как оказалось, объект поистине уникальный. Стратифицированный пласт апатитовых руд мощностью в несколько метров, прослеженный на расстояние более 10 км, а на глубину более 1 км, залегает в вулканогенно-осадочной, существенно карбонатной толще ордовика. Среднее содержание U в апатитовых рудах 0,097%, $P_2O_5$ около 35%, к тому же существенно повышена примесь Zr, РЗЭ. Месторождение разведывалось буровыми скважинами (станки ЗИФ-1200, по-моему, их было около 12) и подземными выработками из шахты. Мне поручено было документировать керн грех скважин. Запомнились хорошая организации в партии труда: порядок и дисциплина, приличная столовая, клуб с кинозалом, общежитие для ИТР и рабочих. Разведка месторождения велась под руководством весьма известных в Главке геологов – В.И. Лаврова (гл. геолог) и П.И. Королева (ст. геолог), имеющих к тому времени достаточный опыт оценки и разведки урановых месторождений. Условия работы в шахте были нелегкие. Разведочные выработки полностью проходились внутри рудного пласта, отсюда высокая радиоактивность и особенно эманация, которая превышала допустимую дозу в десятки (до сотен) раз, поскольку второго вентиляционного шахтного ствола пока не было. Рабочие работали в шахте шесть часов, остальное время суток от усталости, по существу, спали. Бурение велось весьма интенсивно, особенно по карбонатной толще, выход керна 100%, за один подъем до 4–6 м. Руда по внешнему виду плохо отличалась от вмещающей карбонатной толщи, поэтому контроль осуществлялся химической реакцией на фосфор: яркое желтое окрашивание при взаимодействии фосфата, молибденовокислого аммония и HNOз. Нужно сказать, что работали мы все с энтузиазмом. Интерес к работе был большой. Это в значительной степени объяснялось наличием в геологоразведочной партии хорошего коллектива ИТР, знающих и доброжелательных геологов, которые относились к нам, студентам, как к равным. Мною решено было, кроме своих скважин, просмотреть керн двух-трех самых глубоких (свыше 1000 м) для изучения всего разреза и его последующего описания в дипломной работе. И вот сюрприз: в керне одной из скважин на глубине от 500 до 505 м я обнаружил интервал сплошного массивного сфалерита. В журнале документации он не был отмечен. О своем открытии я сообщил старшему геологу. Как выяснилось, о наличии стратиформного оруденения цинка на месторождении геологам ранее не было известно. При мне это открытие по известным соображениям не рекламировалось. Но по возвращению в Институт прислали небольшое денежное вознаграждение, а главное – вызов для работы после защиты диплома в Степной экспедиции. Между прочим, много лет спустя, в 1984 г. в Москве, на Международном геологическом конгрессе, я встретил Н.И. Королева, работавшего в то время уже в Министерстве геологии, который вспомнил этот памятный случай из моей ранней профессиональной студенческой жизни.

Дипломный проект, естественно, был посвящен геологии и детальной разведке Заозерного месторождения. С проектированием системы разведки проблем не было, гораздо сложнее было изучить вещественный состав руд, форму нахождения урана в фосфате и понять генезис месторождения. В то время существовало две точки зрения на генезис: осадочный (С.Д. Левина, ВИМС) и гидротермальный (И.Г. Ченцов, ИГЕМ). По преобладающему числу признаков месторождение было отнесено к гидротермальным, что и подтвердилось последующими исследованиями.

Я не зря остановился на производственных практиках. Это серьезная школа для будущих квалифицированных специалистов. Владимир Константинович придавал огромное значение организации производственных практик: перед выездом на практику проводились собеседования, выдавались методические указания. В летний период он обязательно посещал студентов, работавших в экспедициях, знакомился с урановыми объектами и выдавал задания по курсовому и дипломному проектированию. На кафедре у В.К. Черепнина – лекции по геохимии и генетическим типам месторождений урана, генетическим и промышленным типам месторождений других полезных ископаемых для геологов, дипломники, аспиранты. Его научные интересы в конце 50-х – начале 60-х годов были связаны в основном с изучением зон окисления сульфидных месторождений в разные годы по этой теме вели исследования его аспиранты Б. Левашов, А.Д. Миков, А.П. Грабанов, В.К. Бернатонис и др.

В первые годы организации и становления кафедры научно-исследовательская работа по урановой тематике по известным причинам не велась, хотя необходимость в ее постановке была очевидной. Нужно было выбрать регион, объект исследования, получить поддержку со стороны экспедиции. Первый деловой контакт такого рода был установлен В.К. Черепниным в 1960 г. с главным геологом Березовской экспедиции Д.В. Клечковским. Дмитрий Всеволодович был достаточно колоритной и яркой личностью. На протяжении ряда лет (вплоть до 1966 года) он был председателем ГЭК по защитам дипломных проектов студентами нашей специальности, всегда вносил дельные замечания по представленным проектам и конструктивные предложения по совершенствованию подготовки дипломных работ. Я ему весьма благодарен за поддержку, которую он мне оказал в проведении геологических изысканий не только на урановых, но и ториево-редкометальных рудопроявлениях, что привело к ряду интересных открытий.

Мне было предложено заняться изучением состава пород и руд только что открытого на севере Енисейского кряжа в позднедокембрийской грубообломочной толще Тейского уранового месторождения. Геологоразведочные работы на месторождении и поисково-оценочные работы на площади распространения этих отложений (в районе Уволжско-Тейского грабена) были сориентированы на выявление промышленно значимого месторождения типа древних ураноносных конгломератов. В летний период 1960 г. я занялся изучением этого уранового объекта, вскрытого поверхностными горными выработками, штольней и скважинами, а также разреза осадочных толщ, развитых в грабене. Оруденение оказалось по вещественному составу весьма интересным. В процессе детального картирования участка мною были выделены не только урановорудные тела, но и уран-ториевые и существенно ториевые минерализованные зоны, образованные разными по составу метасоматитами. В первый полевой сезон удалось показать, что эти метасоматиты с ториевой и уран-ториевой минерализацией развиты не только на площади месторождения, но и за его пределами в разных по составу толщах грабена, а также в метаморфических породах нижележащих структурных этажей. В рекогносцировочных маршрутах при проверке радиометрических аномалий зона распространения рудоносных метасоматитов в этот полевой сезон мною была прослежена на расстояние около 30 км, до истоков р. Нойба. В этой же зоне в среднем течении р. Уволга мною были обнаружены дайки щелочно-ультраосновных пород (кимберлитов). Чуть позже на продолжении этих структур, в правобережье р. Чапа, в процессе геологосъемочных работ была выявлена крупная провинция щелочно-ультраосновного магматизма (в том числе многочисленные трубки взрыва, покровы и дайки), включающая как кимберлиты, так и лампроиты. В это же время в верховьях р. Нойба мною впервые на севере кряжа были выявлены тела субщелочных гранитов, щелочных и нефелиновых сиенитов, с которыми в пространственной и генетической связи, как выяснилось в процессе последующих моих работ, находились разные по составу полевошпатовые метасоматиты и флюоритовые жилы с редкоземельно-ториевой и уран-ториевой минерализацией. Становилось ясно, что урановое оруденение в конгломератах и песчаниках грабена принадлежит к совершенно другому гидротермально-метасоматическому типу, связанному с проявлением наложенного тектоно-магматического процесса. Тематические исследования в этом районе мною проводились до 1965 г. Они охватили бассейны верхнего течения рек Уволги – Нойбы – Чапы – Вороговки. Наряду с Тейским было исследовано урановое оруденение участка Северного и Нойбинской группы, где выявлена мною весьма редкая алюмофторидная и галогенидная минерализации во флюоритовых жилах, открыты новые минералы и минеральные разновидности – усовит, калькярлит, высокофтористый зуниит, а также прозопит, ауэрлит и другие силикофосфаты Th и РЗЭ. Весьма интересной оказалась урановая минерализация и в контактовом ореоле Ногатинской гранитной интрузии, выявленная еще работами "Енисейстроя". Наряду с жилами красного урансодержащего яшмовидного кварца, здесь, как оказалось, распространены ортит-везувиановые скарны. Проведенное мною исследование везувиана показало, что он представлен совершенно новой уран-редкоземельной разновидностью с содержанием РЗЭ (иттриевая группа и иттрий) 7,4%, U – 0,4–0,6%. Последующими (в 70-е гг.) работами Березовской экспедиции с помощью бурения здесь было разведано Ногатинское урановое месторождение низкотемпературного типа. В эти же 1960–1961 гг. в позднерифейском вулканогенно-осадочном комплексе Верхневороговской грабен-синклинали открыты были урановые месторождения Кедровое и Вороговское. Располагались они на северо-западном продолжении структур Уволжского грабена. Поэтому в течение последующих двух полевых сезонов наша тематическая группа в содружестве с партиями Березовской экспедиции вела поисково-оценочные и сравнительные литологические и минералого-петрографические исследования с целью сопоставления разрезов Уволжского и Верхневороговского грабенов.

Владимир Константинович живо интересовался и всячески поддерживал эти исследования. Дважды при-

езжал в мой полевой отряд, знакомился с геологическим материалом, давал советы и конечно же увлеченно, на реках Уволге и Чапе, занимался рыбалкой. А вечерами с удовольствием угощал нас собственноручно приготовленной из хариуса или линка ухой и настойкой на лимонных корочках.

В работах нашей тематической группы в разные годы принимали участие студенты. Особая роль в проведении сложных полевых работ 1962–1963 гг. принадлежит тогдашнему студенту В. А. Гавриленко, в последующем сотруднику кафедры, спутнику ряда моих экспедиций, кандидату геолого-минералогических наук, большому другу и соавтору целого ряда научных работ, в том числе монографии, посвященной геологии и геохимии золота и радиоактивных элементов в докембрийских осадочных отложениях.

Геологические исследования велись в тесном сотрудничестве с геологами Березовской экспедиции. Без их дружеской помощи и участия полевые работы в условиях тайги, отсутствия дорог и транспорта были бы невозможны. В эти же годы наши работы проводились в тесном контакте с сотрудниками других научных организаций: с Ф.П. Кренделевым, Г.Б. Кочкиным, Н.Н. Железняком, Г.М. Белявым, Е.Б. Высокоостровской и др. Особенно плодотворным было сотрудничество с Ф.П. Кренделевым – старшим научным сотрудником ИГиГ СО РАН, человеком с большой эрудицией и опытом литологических исследований осадочных, в том числе рудоносных толщ. Позже, с 1968 по 1973 гг., по его приглашению я работал с ним в одной лаборатории ИГиГ СО РАН по уран-золотой тематике, связанной с оценкой перспектив металлоносности докембрийских терригенных толщ.

Но вернемся к обстановке на кафедре начала 60-х гг. В середине 1960 г. Р.С. Журавлев уволился, Вторая половина 1960 г. вспоминается как особенно перегруженная учебными занятиями. По профилирующему направлению мы с В.К. Черепниным остались вдвоем. На кафедре группа дипломников, лекционные курсы и лабораторные занятия со студентами III–V курсов. В течение семестра учебная нагрузка у меня по 6–8 ч в день. К тому же нужно было стремиться качественно выполнить минералого-петрографические и геохимические исследования по первой хоздоговорной теме с целью обеспечения возможности продолжения этих работ. В 1961 г. на должность ассистента кафедры принят В.З. Мустафин – выпускник группы 265. С ним мы работали до 1970 г., т.е. до моего перехода в СО РАН. В.З. Мустафин читал курс "Поиски и разведка урановых месторождений". Совместно с ним мы проводили лабораторные и практические занятия, вели курсовое и дипломное проектирование, готовили методические пособия по разным курсам, принимали отчеты по производственным практикам и т.д. Нами при кафедре был организован реферативный кружок, на котором студенты делали сообщения по научным геологическим новинкам -журнальным статьям или монографиям.

В конце 1962 г. я поступил в аспирантуру, совмещая учебу с педагогической работой на кафедре и выполнением хоздоговорных работ. Диссертацию на тему "Геология и редкоземельно-уран-ториевая минерализация района Уволжского грабена" защитил в 1965 г. В течение этих шестилетних исследований получен целый ряд новых сведений как по геологии и в особенности магматизму района, так и редкометальной минерализации в скарнах, в контакте с позднерифейскими гранитами, а также и другим весьма разнообразным метасоматитам в связи с проявлением венд-кембрийского субщелочного и щелочного магматизма. Идея связи редкометальной, в том числе урановой минерализации с субщелочными и щелочными комплексами в то время была новой. На примере Енисейского кряжа мною было показано, что в парагенетической связи с таким комплексом па ранних этапах формируется высокотемпературная редкометально-ториевая (РЗЭ, Nb, Ba, Sr) минерализация в различных по составу полевошпатовых метасоматитах и флюоритовых жилах с алюмофторидами, на средних – уран-ториевая в альбит-хлорит-карбонатных метасоматитах, а на поздних – средне- и низкотемпературная существенно урановая в альбитизированных породах, березитах и кварц-гидрослюдистых метасоматитах. Характерно, что во всех ассоциациях повышена примесь РЗЭ, Ba, Sr, а также Be, Nb, As, P, Sn, Mo, Zr и др. В составе РЗЭ в двух последних типах возрастает роль тяжелых земель и иттрия. В распределении типов оруденеиия отчетливо проявлена зональность. Для ее обнаружения необходим благоприятный эрозионный срез. Правомерность такого подхода была подкреплена выявлением в эти же годы ториевой, уран-ториевой и урановой минерализации на Алданском щите в связи с Мурунским щелочным массивом.

В рамках этой проблемы в 1966 г. мною совместно со студентом-дипломником Н.И. Рубановым проведены полевые исследования на уникальном Арысканском редкометальном (РЗЭ, Ta, Nb и др.) месторождении с высокой концентрацией тяжелых РЗЭ и Y в высокогорном Тоджинском районе Тувы. Н.И.Рубанов был весьма незаурядной личностью, знающим геологом. После окончания института он работал главным геологом Ивановской экспедиции КГУ, затем главным специалистом по разведке угольных месторождений Канско-Ачинского бассейна. За его большие заслуги в этом деле ему присвоено звание Лауреата Государственной премии. Что касается Арысканского месторождения, то редкометальная минерализация сосредоточена в основном в альбититах. На альбититы наложена более поздняя низкотемпературная урановая минерализация с самородным As. В нашу задачу входило найти недостающую промежуточную U-Th минерализацию в этой парагенетически единой цепочке. И нам повезло: такая альбит-эпидотовая ассоциация с U и Th была обнаружена и позже исследована, а результаты опубликованы. В последние годы заметно возрос интерес к этому уникальному месторождению тантала и иттриевых земель.

В следующем 1967 г. по этой тематике полевые работы мною проводились в Северном Казахстане на Ишимском щелочном массиве, описанном в свое время А.Н. Заварицким. В пределах массива геологами Степной экспедиции выявлено Приречное месторождение урана, в рудах которого повышена примесь Th и ред-

ких элементов. Основная цель исследований – выделить и изучить более ранние высокотемпературные уран-ториевые и собственно ториевые минеральные ассоциации, показать их парагенетическую связь и принадлежность к единой эволюционировавшей рудообразующей системе. Полученные положительные результаты были опубликованы в закрытой печати.

Идея связи редкометально-ториевой, уран-ториевой и собственно урановой минерализации с субщелочными и щелочными комплексами была апробирована и подтверждена на примере изучения ряда объектов в разных регионах. В результате на кафедре получило развитие новое научное направление по геологии, минералогии и геохимии редкометально-ториевого и уранового оруденения в связи с субщелочным и щелочным магматизмом. Комплексное использование подобных месторождений как источников редких элементов U и Th – дело ближайшего будущего. Тем более, что к этому типу относятся урановые месторождения крупнейшей в Восточной Сибири Эльконской провинции на Алданском щите. Эти месторождения генетически связаны с субщелочным и щелочным магматизмом в зонах мезозойской тектоно-магматической активизации. Они активно разведывались в 60-е годы. Руды трудно вскрываемы (уран связан с титанатами), но с повышенной концентрацией Au. Освоение этих месторождений в условиях сложившегося после распада СССР сырьевого дефицита на U и другие редкие металлы – актуальная задача ближайших лет.

В середине 60-х гг. на кафедре под руководством В.К. Черепнина стало развиваться и другое научное направление: по геологии и геохимии радиоактивных элементов в вулканогенных образованиях. Повышенный интерес к ним был обусловлен открытием ряда урановых месторождений в Казахстане и Забайкалье, а также и в Алтае-Саянской области. Начатые Березовской экспедицией работы на севере Енисейского кряжа в докембрийских терригенно-вулканогенных комплексах после предварительной оценки Кедрового и Вороговского месторождений на время были прекращены и продолжены в девонских зонах вулканизма Талановского и Тайдонского грабенов Кузнецкого Алатау, а также на Солгонском кряже и в восточных районах Северо-Минусинской впадины, где были выявлены урановорудные объекты. Научно-исследовательская работа велась под руководством и при активном участии В.К. Черепнина и теснейшим образом связана с деятельностью производственной организации – Березовской экспедиции. Первым ответственным исполнителем по этому направлению был В.З. Мустафин, затем тематика расширилась и к нему последовательно присоединились, начиная с 1964 г., выпускники кафедры В.Г. Крюков, В.Е. Тупяков, Ю.А. Фомин, Ю.М. Страгис, чуть позже – Л.П. Рихванов и В.А. Домаренко. Все они в разные годы 60-х – начала 70-х гг. вели учебную педагогическую нагрузку, подменяя друг друга в годы учебы в аспирантуре и активно участвуя в выполнении научно-исследовательских тем. Такое сотрудничество в доброжелательном коллективе под чутким, ненавязчивым руководством Владимира Константиновича Черепнина, дававшего полную свободу творчества, приносило успех. В этих работах большое внимание уделялось геологическому картированию интрузивно-вулканических образований и продуктов гидротермального метаморфизма, выявлению палеовулканических структур и определению последовательности магматизма, минералого-геохимическому аспекту процессов породо- и рудообразования, поведению урана и тория в магматическом и постмагмагическом процессах. По результатам исследований всеми выше названными сотрудниками – выпускниками кафедры успешно были защищены кандидатские диссертации, опубликованы многие статьи, в том числе и в закрытых изданиях.

Учебная и научная работа па кафедре в эти годы значительно активизировалась, регулярно проводились научные семинары, значительная часть студентов принимала участие в выполнении научно-исследовательских и хоздоговорных тем, а дипломные и курсовые проекты все более отвечали требованиям производственных организаций. Благодаря усилиям В.К. Черепнина, стало практиковаться привлечение для рецензирования проектов ведущих геологов Березовского ПГО.

На кафедре активно развивалось и еще одно научное направление, связанное с геологическим и минералого-геохимическим изучением золоторудных месторождений. Начало ему было положено доцентом В.И. Баженовым. В середине 60-х годов к исследованию золоторудных месторождений Восточной Сибири подключились выпускник 1960 г. И.В. Кучеренко, долгие годы работавший на кафедре и прошедший путь от младшего научного сотрудника и ассистента до профессора, А.Д. Миков, А.П. Грибанов, В.А. Рубанов, Л.Ф. Митрофанов. Ими были изучены нетрадиционные типы золоторудных месторождений в Северном Забайкалье. В.А. Рубанов и А.П. Грибанов стали первооткрывателями нового золоторудного месторождения.

С пуском ядерного реактора при Томском политехническом институте в научной общественности активно обсуждались вопросы о путях и возможностях его использования в учебных и особенно научных целях. В 1967 г. мною была подана служебная записка ректору института профессору А.А. Воробьеву, в которой обосновывалась целесообразность постановки нейтронно-активационного анализа на Au – весьма высокочувствительного метода, позволявшего определять ультрамалые (до $n \cdot 10^{-8}$ %) кларковые его количества. Постановка этого метода давала возможность существенно расширить не только научные изыскания по геохимии Au в осадочных, магматических и метаморфических процессах, но и выявлять и оконтуривать золотоносные надкларковые провинции, перспективные для обнаружения крупных и уникальных месторождений. Геохимические работы на Au и U предлагалось организовать на кафедре полезных ископаемых и разведки руд редких и радиоактивных элементов. U предполагалось определять радиометрическим методом. К тому же в отделе геохимии, созданном член-корреспондентом Ф.Н. Шаховым в составе Института геологии и геофизики СО РАН, Ф.П Кренделев и В.А. Бобров разрабатывали экспрессный гамма-спектрометрический метод определения кларковых концентра-

ций радиоактивных элементов – U, Th и K. Предполагалось объединить наши усилия для поисков крупнообъемных месторождений Au и U типа древних металлоносных конгломератов. Профессор А.А. Воробьев охотно поддержал мое предложение и для его реализации выделил 5 штатных единиц ИТР (как раз в том году Министерством образования ТПИ, как лучшему по итогам соцсоревнования, было выделено около 50 единиц для работы по НИСу). На эти вакансии были зачислены в штат кафедры только что закончившие институт по нашей специальности В.А. Гавриленко и А.Г. Миронов. Для работы в лаборатории радиоактивационного анализа был принят инженер-химик, выпускник ТГУ В.Л. Чесноков. Совместно с сотрудниками Института ядерной физики при ТПИ они организовали и поставили на поток нейтронный радио-активационный анализ на Au.

В летние сезоны 1968–1969 гг. наша тематическая группа (А.Д. Ножкин, В.А. Гавриленко, А.Г. Миронов) при финансовой хоздоговорной поддержке Северной экспедиции КГУ (гл. геолог партии В.А. Зонов) провела массовое опробование на Au терригенных и вулканогенно-терригенных толщ Уволжского грабена, Верхневороговской грабен-синклинали и размещенных в их пределах урановых месторождениях и рудопроявлениях – Кедровом, Вороговском, Тейском, Марсаловском, Верхне-Уволжском и др. В результате этих исследований была установлена повышенная золотоносность гидротермально-измененных пород вышеуказанных структур, в том числе урановорудных зон и горизонтов, выявлен ряд новых рудопроявлений с содержанием Au от 1,6 до 9 г/т.

Следует отметить, что через 40 лет при площадных литогеохимических работах здесь обнаружены геохимические аномалии с содержанием Au от 20–50 до 1000 мг/т и выше на значительной площади. В пределах геохимических ореолов выявлено и оценено золото-сульфидно-кварцевое месторождение Золотое с содержанием Au до 8 г/т. Все эти данные вместе с установленной нами (А.Д. Ножкин, В.А. Гавриленко, А.Г. Миронов) в 1968–1969 гг. повышенной золотоносностью урановорудных зон Верхневороговской грабен-синклинали и Уволжского грабена свидетельствуют о высоких перспективах выявления новых промышленно значимых месторождений Au на огромной территории Центрального металлогенического пояса, в том числе к северо-западу от Олимпиадинского, Благодатного, Титимухтинского уникальных рудных полей, в междуречье Теи, Уволги, Нойбы, Чапы, Вороговки.

Полученные в 1968–1970 гг. результаты в значительной степени инициировали и стимулировали последующую постановку поисковых и разведочных работ в пределах этих и смежных структур Енисейской экспедицией Березовского ПГО в 70-е гг. Итогом этих работ явилось существенное расширение запасов урана Кедрового месторождения, открытие Оленьего, Ногатинского, Верхне-Кутукасского Полярного месторождений и других рудопроявлений и подтверждение рудной, вплоть до промышленно значимой, их золотоносности. Значительная роль в организации и проведении этих работ в весьма сложных горно-таежных условиях принадлежит главному геологу Ю.М. Петрову, выпускникам кафедры – начальнику экспедиции В.Г. Щербакову и ведущему геологу И.Я. Петрову, а также заместителю генерального директора Березовского ПГО главному геологу Г.М. Комарницкому. Гавриил Максимович Комарницкий – известный специалист в области геологии месторождений радиоактивных элементов. Начиная с 1967 г., он почти постоянный председатель ГЭК на этой профилирующей кафедре. За эти годы им сделано много полезного для укрепления сотрудничества кафедры и производства.

Важным научным итогом исследований по Au-U направлению явились защиты кандидатских диссертаций В.А. Гавриленко и А.Г. Мироновым, издание двух монографий А.Д. Ножкина в соавторстве с ними по геологии и геохимии золота и радиоактивных элементов в докембрийских комплексах Енисейского кряжа, а также целого ряда статей в сборниках и рецензируемых журналах. На основе нейтронно-активационного анализа на геологическом факультете ТПИ широко развернулись научные исследования по геохимии Au под руководством доцента А.Ф. Коробейникова, ныне профессора кафедры, заведующего лабораторией золота.

К концу 60-х – началу 70-х гг. на кафедре создан коллектив достаточно квалифицированных преподавателей, ученых и аспирантов, успешно ведущих учебную и научную работу. К этому времени были собраны и обработаны весьма представительные коллекции по минералогии и типам редкометальных и урановых месторождений, оборудованы специальные помещения для ведения учебных занятий, широко поставлена научно-исследовательская работа студентов.

С Владимиром Константиновичем мы сидели в одном кабинете, в 310-й комнате 10-го корпуса, часто вечерами, до поздна (до 22–23 ч), готовились к занятиям, читали реферативные журналы, новую опубликованную литературу, проверяли студенческие работы. Учебная нагрузка была большая, у ассистента до 750–850 ч. Не всегда все успевали сделать или проверить вовремя. По этому поводу студенты шутили: "Прихожу к Владимиру Константиновичу и говорю, вот здесь мне не понятно, что Вы написали в дипломной работе, а он, как всегда занятый, отвечает. "А ты пиши дружочек, пиши – оно и прояснится". Вообще Владимир Константинович был простым, добрым, отзывчивым человеком, воспитан в интеллигентной профессорской семье. Любил принимать и угощать гостей. Большой был автолюбитель, увлекался рыбалкой, охотой. Иногда и я с ним ездил ловить окуней на Варюхинскую курью или Яю.

За первый период существования специальности "Геология и разведка руд редких и радиоактивных элементов" (1954–1970 гг.) кафедрой подготовлено 251 специалист-уранщик, из них дипломы с отличием получили 27 человек, 15 выпускников стали обладателями дипломов "Первооткрывателя месторождений". Подавляющее большинство выпускников кафедры в течение тридцати лет являлись ведущими специалистами-геологами экспедиций Первого Главка, работавшими в Казахстане, Средней Азии, Сибири и на Дальнем Востоке. Среди выпускников того времени 10 докторов и 47 кандидатов наук.

В 1969 г. на кафедру приглашен ее выпускник, отличник учебы Л.П. Рихванов, ставший преемником В.К. Черепнина и с 1981 г. возглавивший кафедру. Леонид Петрович – ныне профессор кафедры геоэкологии и геохимии, крупный ученый, заслуженный геолог и геохимик России, известный специалист не только в области геологии и геохимии месторождений полезных ископаемых, но и в области экологии и радиоэкологии. Его многогранная учебная и научная деятельность открывает следующую страницу в истории кафедры...

## УЧИТЕЛЬ, ТОВАРИЩ

В.Г. Крюков

Кандидат геол.-мин. наук, Институт Тектоники ДВО РАН
Выпускник кафедры 1963

### Студенческие впечатления

Первый раз я увидел Владимира Константиновича осенью 1958 г. После экзаменов часть бывших абитуриентов отправилась в колхоз, а нас под руководством будущего старосты курса Виктора Малахова оставили на вспомогательные работы по доделке нашего общежития. Группа "строителей" оказалась разношерстной: геологи, буровики, нефтяники, гидрогеологи и один "редкач". Это ваш покорный слуга! Сдал вступительные экзамены не очень хорошо, но в число студентов попал – сказался "отсев" на первых двух экзаменах, причем зачислили в элитную группу.

"Строителей" перед началом активной деятельности вдохновляли старшие товарищи. Одним из них был заведующий кафедрой руд редких и радиоактивных элементов доцент В.К. Черепнин. На меня он сразу произвел сильное впечатление: вид и выправка гвардейца, четкая и грамотная речь, от ответов не уклонялся. На его вопрос: "Есть ли среди присутствующих редкометалльщики?" – я трусливо промолчал. Подумал, а вдруг спросит, какие оценки получил на экзаменах и, узнав о тройках, предложит перейти в другую группу. Второй раз мы встретились после окончания шефских работ, в первые дни занятий. Встреча состоялась в первом учебном корпусе, хотя наша кафедра размещалась в десятом, рядом с Лагерным садом. Моя симпатия к нему возросла на порядок.

### Шеф умел внушить уважение к себе!

Практически до третьего курса встречи были эпизодическими. Я не выделялся ни в худшую, ни в лучшую сторону. После второго курса я задержался после геологической практики на полевых работах по хоздоговору, который выполнял Георгий Алексеевич Иванкин – эрудит, преподаватель с великолепной памятью, отличными навыками полевой деятельности, хороший товарищ Владимира Константиновича. Каникулы провел на полевых исследованиях. Мне хотелось попасть хотя бы на недельку домой, и я попросил Георгия Алексеевича замолвить за меня слово перед В.К. Черепниным. Того не оказалось на месте, и я пошел к исполняющему обязанности заведующего Владимиру Ивановичу Баженову. После звонка Георгия Алексеевича меня отпустили, дав "добро" на три дня и два на дорогу.

В срок не получилось вернуться, опоздал на два дня. Предстал перед светлые очи Владимира Константиновича. Тот спросил: "Чем заслужил уважение Георгия Алексеевича?". Пришлось рассказать, как в один из дождливых дней я поднял настроение нашему маленькому коллективу. Дело было простое, мы с одногруппником Володей Злобиным отмывали шлихи по одному из ручьев. День был солнечный, настроение отличное, на обед бутерброды с маслом и крепкий чай. Я что-то рассказывал Володе и не заметил, что на бутерброд приземлилась пчела. Радостный и довольный откусил кусок и взвыл. Володя долго катался по песку от восторга. Правда, парням мы не стали об этом говорить (я не мог, потому что язык заполнил все пространство, а Володя – из солидарности). Я вспомнил случай и в красках изложил историю, когда осенью какое-то уныние закралось в наши души, народ развеселился. В результате был прощен.

Начиная с третьего курса, мы стали встречаться чаще. Обычно к этому сроку определяется основной костяк группы, у преподавателей появляется уверенность, что студент выдержит остальные испытания. Поэтому к нам уже относились как к взрослым. Владимир Константинович третьекурсников обычно направлял к ребятам с первого курса, для того чтобы ввести вчерашних абитуриентов в студенческую среду. Я с удовольствием исполнял эмиссарские полномочия. Эта практика была очень полезной для ребят. Один из таких показательных случаев, о котором рассказывал сам автор новичкам, произошел с Геной Дудником, он на курс был младше меня. Гена, весельчак и душа любой компании, попал на практику в Алдан и в одном из маршрутов с ним и с его напарницей решил "познакомиться" медведь. Мишка ухватил Гену за плечо, сдернул его с тропы и начал сдирать с него энцефалитку. Но Гена и геологиня так завизжали, что медведь заткнул уши и пустился наутек. На плече остались шрамы, и Гена гордо демонстрировал их первокурсникам.

На четвертом и пятом курсах мы уже были своими людьми на кафедре. Наталья Михайловна учила нас, как делать шлифы и аншлифы и мы делали это, Валентина Захаровна опекала студентов во всех и учебных и житейских делах и мы часто обращались к ней за помощью. Кафедра уже со студенчества была для нас домом род-

ным. На шестом курсе во время дипломирования мы дневали и ночевали в этом доме. Из пятнадцати работ три были тематическими, – остальные проходили в качестве проектов. Под руководством Виталия Захаровича Мустафина я делал дипломную работу по вулканитам Талановского грабена: их расчленению, петрографии, рудоносности.

Владимир Константинович общался с нами почти каждый день. Чаще всего это были неформальные встречи, исключая его работу с подопечными. Они ходили к нему в кабинет. Если он и "разносил" кого-либо, то делал это без посторонних глаз. После встреч с ним некоторые "кряхтели", видимо перепадало. Практически все его подопечные защитились на отлично, не могли подвести своего Учителя. Первые недели пока мы раскачивались – перед нами был администратор, затем в процессе творчества – наставник, в завершающие дни – помощник!

Для всех нас Владимир Константинович был и остается Учителем!

**Период совместного творчества**

Я распределился в Горную экспедицию Первого главка, которая базировалась в г. Кызыле, Тува. Однако в 1963 г. ее расформировали, и председатель ГЭКа Д.В. Клечковский предложил нам на выбор места в других подразделениях МинГео СССР. Мой руководитель Виталий Захарович, по согласованию с Владимиром Константиновичем, посоветовал остаться на кафедре. После защиты проектов нам предстояло пройти почти двухмесячную военную подготовку, и я попросил дать этот срок на раздумья. Армия оставила очень хорошие воспоминания: после студенческих харчей солдатская пища была для нас как награда, в благодарность мы помогли оформить красные уголки в нашем и соседнем полках, выезжали несколько раз на стрельбы (но не стреляли), лыжи и пешие прогулки – хоть каждый день. Такой передышки и такой пользы от нее мне больше не довелось испытать.

Через два месяца мы веселые и довольные вернулись в Томск, за документами. Собрались у Владимира Константиновича в кабинете, осушили бутылочку вина и почти полдня проговорили "за жизнь". Его совет: "не забывать кафедру", мы свято храним до сих пор. Нам был положен месячный отпуск, и мы разъехались по домам.

В апреле 1963 г. я пришел к Владимиру Константиновичу и на протяжении почти десяти лет имел возможность постоянного общения с Учителем. Он, безусловно, был Личностью, причем Личностью многогранной. Все его особенности описать сложно, остановлюсь на научной составляющей и кое-каких житейских сторонах.

Владимир Константинович родился и воспитывался в профессорской семье. Род Черепниных в Томске, да и в Сибири известен был знатоками в медицинской сфере. Он первым из детворы отошел от семейных традиций и пришел в геологию – романтика увлекла. Его учителями были академики Владимир Афанасьевич Обручев и Михаил Антонович Усов, а затем член-корреспондент АН СССР Феликс Николаевич Шахов. Это определило его профессиональную подготовку в качестве специалиста по рудным месторождениям. Однако основательно поработать не довелось – началась война и Владимир Константинович после обучения ушел на фронт, попал в разведку. Ордена и к ним приложение – глубокие шрамы на плече и боку, мне доводилось видеть на торжествах и когда мы вместе с ним выезжали на полевые работы. Редко удавалось разговорить его на военные темы: знаю, что они часто уходили во вражеский тыл на лыжах, что в 1943 г. его группу сильно потрепали немцы и одна из мин разорвалась рядом, он был серьезно ранен и бойцы вынесли его из боя, знаю, что он почти восемь месяцев лежал в госпиталях. В итоге его долечивал отец.

Владимир Константинович дорожил своим Отечеством и берег свои награды!

Сферу моих научных интересов определил В.К. Черепнин. Его в то время интересовали вопросы эволюции рудно-магматических систем (стадийность, зональность), а также роль и место в рудообразовании гидротермально измененных пород. На эту стезю он меня и поставил. Рабочее место для меня он определил в своем кабинете. В первый год большую часть времени я проводил в библиотеках и на занятиях по немецкому языку. В конце недели мы обсуждали то, что я "накопытил". Когда я увлекся исследованиями Дмитрия Сергеевича Коржинского и Вилена Андреевича Жарикова и рассказал о своих результатах и сомнениях шефу – он переадресовал меня к работам сибирских геологов Феликса Николаевича Шахова (основатель нашей кафедры) и Геннадия Львовича Поспелова. Они в то время уже работали в новосибирском Академгородке, куда их пригласило руководство Сибирского отделения АН. Их труды не потеряли своей актуальности и в наши дни.

Владимир Константинович считал, что моделирование рудного процесса (исследования Г.Л. Поспелова) достовернее теоретических расчетов, различных для геологов сложных уравнений (работы Д.С. Коржинского и В.А. Жарикова) и намного информативнее тех и других геологические наблюдения по конкретным объектам (труды Ф.Н. Шахова). Сотрудники кафедры постоянно общалась с лабораторией Ф.Н. Шахов. Феликс Николаевич часто приезжал в Томск, читал лекции. Познавательными были беседы двух ученых – Феликса Николаевича и Владимира Константиновича. Это было своего рода разминкой перед лекцией. Разговор был практически на равных, но Феликс Николаевич нередко обращался к шефу просто по имени "Вова". Приходится сожалеть, что геологические построения в последние годы сменилась цифрой и снимками под электронным микроскопом – это все нужно, но не следует возводить все в культ. Специалисты отвыкают мыслить и оперировать геологическими категориями. Поэтому на вооружение принимается американо-канадская система разведки объектов, упрощенное изображение ситуации на графике, примитивное изображение структур и морфологически сложных рудных тел и т.п.

Совместными с Владимиром Константиновичем усилиями мы выстраивали интегрированную модель рудного процесса по материалам по-разному ориентиро-

ванных школ. Основополагающим его требованием являлось постоянное обращение к коллекциям. Идеалом для меня было его коллекция образцов по зоне окисления. Приходилось удивляться, насколько скрупулезно он изучал минералы зоны окисления. В то время инструментальные возможности были намного скромнее приборной базы сегодняшней кафедры. Тем не менее, Владимир Константинович, с помощью химии, визуальных наблюдений очень детально описывал свой объект исследований.

Три года аспирантуры пролетели незаметно. Шеф учил меня не только азам рудной геологии, но и грамотному использованию русского языка, умению делать доклады, разговаривать со студентами, писать статьи. А отдельные разделы диссертации иной раз до того исчеркает и наполнит своими представлениями, что от моего почти ничего не остается (его заслуга в подготовке моей диссертации несомненна).

Все это пригодилось когда Владимир Константинович, одним из первых на факультете, стал заключать хозяйственные договора с Березовской экспедицией Первого главка. Для их выполнения, помимо совместителей, как правило, преподавателей, он подбирал молодежь для основной полевой и камеральной работы. На кафедре постепенно развивалось минералого-петрографо-геохимическое направление изучения рудных объектов (уран и золото). В эти годы на кафедру пришли Володя Тупяков, Юра Фомин, Виктор Гавриленко, затем Леонид Рихванов и другие выпускники кафедры. Вместе с тем в Новосибирск, помимо Ф.Н. Шахова, с первой волной перебрались Д. Осипов и Р. Журавлев, затем А. Ножкин. Владимир Константинович всегда переживал за своих учеников и досадовал, что кто-то из них был вынужден покинуть кафедру. Когда в свою очередь я поменял место работы и уехал в Хабаровск, Владимир Константинович обиделся и больше года не устанавливал со мной контакт, затем написал письмо по случаю Дня геолога и мы с ним почти десятилетие поддерживали переписку.

В.К. Черепнин темой своей кандидатской диссертации избрал зону окисления одного из месторождений Рудного Алтая. Он ее успешно защитил и возвращался к этой теме при руководстве аспирантами. Иногда он и на мне "обкатывал" некоторые явления в зоне гипергенеза, связанные с миграцией и подвижностью отдельных компонентов. При этом данные по зоне окисления он иногда соотносил с процессами эндогенной миграции элементов. В то время мне это казалось не совсем обычным и я отмалчивался.

Он любил и умел вовлекать в научные споры своих оппонентов!

Большое внимание Владимир Константинович уделял преподавательской работе. В аспирантуре и после нее я с удовольствием посещал его лекции. Студентом как-то не очень обращаешь внимание на стиль преподавания, успевай записывать. Ассистент, аспирант – другое дело: учишься, как правильно расставлять акценты, что повторять, где увеличить скорость говорения, где ее сбавить, чувствовать время. Шеф любил лекции, умел очень доходчиво все изложить. Ну а держался он – выше всяких похвал, артисты могли бы поучиться. Нередко лекция превращалась в творческую лабораторию, в которой место было всем. Настолько внимателен и доброжелателен он был к вопросам и комментариям, что студенты считали себя на равных с ним в знании геологии месторождений.

Свои оригинальные взгляды на зону окисления урановых месторождений, наряду с другими разработками, он отразил в учебнике по урановой тематике. Эта книга была его любимым детищем. Как и в любом другом учебнике в этой работе были изложены представления корифеев урановой геологии Я.Д. Готмана, В.Н. Котляра, Н.П. Лаверова и многих других исследователей. Но вместе с тем учебник содержал авторскую классификацию месторождений урана и был соответственно структурирован в части примеров конкретных месторождений и их описания. Зона окисления, околорудные метасоматиты и характеристика отдельных объектов были изложены в авторском видении. По ряду месторождений Владимир Константинович использовал результаты своих наблюдений, данные аспирантов и сведения из научных разработок студентов, которыми он руководил. На тот период учебник был настольной книгой студентов и многих специалистов-практиков!

Книга и другие труды, подготовка аспирантов, лекционная деятельность явились основой для присвоения ему профессорского звания. Он считал, что в этом есть заслуга всего коллектива.

Отношение к ученым в Союзе было очень хорошим. Благодаря научным разработкам Союз опередил всех в космической тематике, по многим разделам механики и физики. В геологии следует отметить эпохальные открытия новых нефтегазоносных районов, заметные успехи в урановой геологии, открытия месторождений золота и цветных металлов в Сибири и на Дальнем Востоке страны. Выпускники нашей кафедры работали во многих экспедициях, начиная от берегов Тихого океана и до Урала, включая всю Среднюю Азию. К шефу все относились с почтением – как-никак его ученики возглавляли партии, входили в состав начальства экспедиций Первого главка. Поэтому он очень любил выезжать в командировки по руководству практикой студентов, бывать на месторождениях и проявлениях уранового сырья. Он советовал студентам, какие графические и каменные материалы следует отбирать. На кафедре сформировалась очень представительная коллекция образцов, графики и текстовых приложений по наиболее крупным месторождениям радиоактивного сырья нашей страны, включая западных регионов Советского Союза. Примером может служить коллекция образцов по метаморфогенному месторождению Кривого Рога. Отдельные образцы зарубежных месторождений присылали или привозили выпускники кафедры.

В первый раз он приезжал к нам в поле в 1965 г., в Красноярский край. У кафедры был хозяйственный договор с Березовской экспедицией Первого главка. Работы были нацелены на расчленение вулканитов и определение закономерностей размещения уранового оруденения. Основными исполнителями были мы с Володей Тупяковым – оба еще "зеленые" геологи и Владимир Константинович счел своим долгом начать лето с

поездки в наш отряд. Тем более что мы "прихватили" с собой двух студентов для прохождения практики. Основные маршруты проходили в районе наиболее высокой горы с крутыми склонами, получившей название "Стог". Владимир Константинович помог нам выделить субвулканические образования среди пестрой толщи риолитов, различных туфов и брекчий. Он хорошо "тянул" в гору, во время обеда подшучивал над нами. Правда, мы выбирали менее расчлененные и короткие маршруты. В маршруте объяснял нам (обращаясь к студентам) как диагносцировать породы, как записывать наблюдения. Ходил он отдельно и со студентами, которым поручал вести маршрут. Вечером – традиционные костер, чай и разговоры на все темы.

Владимир Константинович любил свое дело!

**Организационно-бытовая деятельность**

Формируя команду единомышленников, Владимиру Константиновичу приходилось использовать метод кнута и пряника. Он не чурался мероприятий, сам был застрельщиком многих компаний (шефство над младшекурсниками, семинары кафедры, "разборки" провинившихся и т.д.). Жизнь была многоцветной. Надо отдать должное – коллектив получился. Были у него и любимчики – это Виталий Мустафин, Виктор Гавриленко, Леонид Рихванов. Леонид Петрович стал его преемником и успешно продолжил формирование кафедры (особенно сложно было в перестроечный период). Видимо и я входил в эту группу. Вместе с тем, этим товарищам больше всех доставалось. Любые упущения – им "первый кнут". Перепадало и студентам.

Как-то вечером на кафедру зашел приятель шефа – Сергей Сергеевич Ильенок (тоже профессор, заведующий кафедрой петрографии) и хитро посмеиваясь, спросил меня: "А ты знаешь, что твой шеф вытворил намедни?". Я развел руками: "Мне он не докладывает". "Так вот иду вечером домой, – говорит Сергей Сергеевич, – вижу впереди народ круговерть устроил, приближаюсь, а это наш уважаемый Владимир Константинович студентов уму-разуму учит". Оказывается, четверо подвыпивших студентов решили показать свою удаль. Один из них подпрыгнул, ухватил рекламный щит, а остальные стали тянуть его вместе со щитом. Щит естественно сломался, а проходивший мимо Владимир Константинович сделал ребятам замечание. У тех взыграло: нас четверо и вдруг кто-то будет нас поучать. С кулаками на шефа. Тот не долго думая подвесил "фонарь" одному, поддал ногой другому, опрокинул третьего, а четвертый руки в ноги и бежать. "Я, – говорит Сергей Сергеевич, – заметил, что подобный метод не педагогичен, нужна разъяснительная работа". "Посмотрел бы я на тебя, – ответил шеф, – если бы они своротили тебе нос, как бы ты их воспитывал".

Наши студенты, зная характер шефа, старались не вляпываться в скользкие ситуации. Но бес всегда кого-нибудь подтолкнет на проступок. Как-то любимец курса, поэт и гусар Александр Родионов накуролесил во время ожидания поезда на станции Тайга. Пальму в одном из залов он принял за елку, подумал, что он в лесу, где все позволено и....В итоге в институт пришла депеша с просьбой наказать виновника. Бумага дошла до шефа: "Подать ответчика". Народ волнуется: выгонят или нет? Шеф выставил меня за дверь, чтоб не мешал разборке. Что там было, сейчас уже не выяснишь. Саша выскочил красный как рак (он от природы рыжий, а тут еще прилив адреналина). Потом рассказал, что его ответ Владимиру Константиновичу – сродни письму запорожцев турецкому султану, только в стихотворной форме – шеф минут пять вытирал слезы от хохота и умиления. Парня оставил без наказания.

Владимир Константинович был строг, но справедлив!

Говорят, спиртное помогает сплачиванию. Владимир Константинович сам не баловался этим на работе и другим не позволял. В исключительных случаях, при настырстве либо молодых специалистов, либо уже зрелых практиков он мог пригубить винца. Зная это, ребята начинали общение за чашкой чая на кафедре, затем уходили к кому-нибудь из кафедральных. Мы по праздникам после традиционного тортика, уходили к доценту кафедры, тоже ученику шефа, Анатолию Дмитриевичу Микову. На свои дни рождения, особенно когда высвечивали круглые даты, шеф приглашал к себе. Его супруга, Светлана Константиновна, была великолепной хозяйкой, столы ломились от изобилия различных закусок. Народ соблюдал этикет – потребляли в меру. Меня, в холостяцкий период жизни, он иногда приглашал на обед.

Интересно его отношение к собственным ребятишкам. Его дети, такие же богатыри, как и он. Старший – Костя – начинал учиться в нашей группе, быстро перешел на радиофизический факультет и после окончания уехал в Красноярск. Он был любимцем деда, который мечтал увидеть внука медиком. Немного поработав в Красноярске, Костя поступил в медицинский – пошел по стопам деда. Шеф его уважал и внутренне гордился им. Саша, средний сын, поражал своей фундаментальностью и самостоятельностью. По габаритам он превзошел отца. Владимир Константинович был спокоен за него и уверен, что Александр всего может достичь сам. Витя, младший ребенок, отличался своей энергией и любознательностью. Он чаще всех бывал на кафедре. Мне приходилось быть свидетелем их телефонных разговоров. Они были продолжительными, эмоциональными и нередко довольно жесткими. Кажется, что Витю шеф выделял из своей семьи в качестве любимца.

Полноценно отдыхал Владимир Константинович на зимней рыбалке. У него была машина, и он уезжал либо вверх по Томи, либо на Обь. Ловил окуньков, всегда делился своими впечатлениями и иногда приносил рыбешек для проверки на "чистоту". Поскольку я не очень разбирался в вопросах рыбной ловли, шеф находил равного собеседника в лице лаборанта кафедры Ивана Щестняка, который по возрасту был старше меня на два года, но в рыбах и способах их изъятия разбирался не хуже профессора. С ним они могли вечерами подолгу рассуждать о крючках, мормышках и прочей живности. Нередко они вместе и рыбачили, а затем в понедельник обсуждали результаты: кто упустил крупную рыбу и почему так произошло.

Владимир Константинович любил этот мир во всех его проявлениях!

# В.К. ЧЕРЕПНИН – УЧИТЕЛЬ, ВОСПИТАТЕЛЬ, ОРГАНИЗАТОР

В.Г. Язиков

Доктор технических наук, кандидат геол.-мин. наук, ОАО "Русал"
Выпускник кафедры 1972 года

В своих работах русский мыслитель, философ, публицист и общественный деятель – Иван Александрович Ильин (1882–1954гг) неоднократно подчеркивал, что судьба будущей России лежит в руках русского учителя – преподавателя школы и гимназии, а также профессора, который есть учитель учителей. По его мнению: "Учитель – это не просто ликвидатор безграмотности, он в первую очередь воспитатель".

Эти слова И.А. Ильина как нельзя лучше относятся к преподавателям нашего периода обучения и в первую очередь к Георгию Алексеевичу Иванкину, Владимиру Константиновичу Черепнину, Виктору Григорьевичу Лукьянову, Игорю Васильевичу Кучеренко, Борису Дмитриевичу Васильеву, Галине Михайловне Ивановой и др.

В. К. Черепнин, пройдя суровую школу войны (закончил ее он в звании капитана, начальника штаба полка, имел ранения, был награжден боевыми орденами Красной Звезды, Отечественной войны и медалями), как никто другой, понимал важность воспитательной составляющей при работе с людьми и особенно с молодежью. В последующем, став доцентом, профессором В. К. Черепнин учил нас не просто воспринимать и запоминать лекционный материал, а уметь анализировать, владеть материалом и мыслить гораздо шире рамок учебной программы.

Приведу пример из собственной практики. По завершению четвертого года обучения, мы сдавали профессору В.К. Черепнину итоговый экзамен по курсу "Геохимия и генетические типы месторождений урана". Помню, что достался мне билет под №1. Ознакомившись с содержанием вопросов билета и подготовившись, начал отвечать. Владимир Константинович вежливо прервал и, задав вопрос: "Как Вы думаете...?", – начал выяснять мое мнение о том, что по этому поводу сказано в такой-то статье или, что думает по этому вопросу такой-то или такой-то автор и т.д. В общем, мы ушли далеко за тематику, охваченную в вопросах билета. В итоге "отл". Прихожу в общежитие, ребята еще только собираются идти на экзамен. Разумеется, вопросы: "Что получил? Какой билет?"

Когда ответил, что билет №1, то один из моих друзей сказал: "Но и везет же тебе "комиссар"! Вот мне бы этот билет". И что вы думаете? Приходит он на экзамен и берет именно билет №1. Не помню, что и как там было, но, только вернувшись в общежитие, он сразу же спросил у меня: "Что ты там ему наплел?", – а узнав, как происходила сдача экзамена, и какие темы были затронуты в беседе с профессором, резюмировал: "Да пошел ты ...! Чтобы я брал еще после тебя билеты...". Этим примером хотел подчеркнуть, что получить отличную оценку по профилирующему предмету у профессора В.К. Черепнина было практически не возможно, если ты мало работаешь самостоятельно с литературными источниками, периодической литературой и архивными материалами.

Другой пример. Случилось так, что серьезно провинились студенты выпускной группы, и им грозило отчисление. В.К. Черепнин взял всю ответственность на себя и защитил ребят. Однако провел расширенное (с участием студентов всех курсов) собрание кафедры и, надо заметить, не сладко пришлось провинившимся. Все обошлось: ребята завершили учебу, и по сей день успешно трудятся на просторах нашей страны. Кто-то стал доктором наук, кто-то поэтом, но я уверен, что это событие стало для всех уроком истинного воспитания и житейской мудрости "шефа", так почетно мы стали именовать Владимира Константиновича после всего произошедшего.

В.К. Черепнин был одним из основателей первой в вузах Сибири специализации и кафедры по геологии и разведке руд редких и радиоактивных элементов, которой заведовал более 20 лет.

Мы хорошо помним, как в 1968 г. Ученым советом Томского политехнического института В.К. Черепнин был утвержден в должности профессора. Вот уж кому действительно подходила профессорская должность и профессорское звание. Колоритная внешность, зычный, хорошо поставленный голос, обширные знания в области генетических типов урановых месторождений, интересный, постоянно обновляющийся материал лекций.

Научные интересы Владимира Константиновича на раннем этапе его деятельности находились в области изучения зоны окисления сульфидных месторождений. В последующие годы им было создано и успешно развивалось научное направление по геологии и геохимии радиоактивных элементов в вулканогенных образованиях. Список его трудов включает более 70 работ.

Под руководством профессора Черепнина В. К. подготовлено 15 кандидатов наук. Вся научно-исследовательская работа В.К. Черепнина и возглавляемого им коллектива теснейшим образом была связана с деятельностью производственных организаций. Надо отдать должное, что заложенные Владимиром Константиновичем традиции – работать ни "на полку", а в тесном контакте с производственными коллективами и с учетом их интересов, продолжается и нынешним коллективом кафедры.

Трудно не заметить организаторские способности Владимира Константиновича и не только как заведующего кафедрой, но и как декана геологоразведочного факультета, должность которого он занимал не столь продолжительное время. Правда, при его энергии, и этого времени оказалось достаточно, чтобы геологоразведчики подтянулись в учебе, получили собственное общежитие, в общежитии появились рабочая и бытовые комнаты и др.

Завершая свои воспоминания о Владимире Константиновиче Черепнине, учителе-воспитателе, хочу подчеркнуть, что – чего не было и в нем, и в деятельности работников кафедры, так это формализма, как в учебном процессе, так и во взаимоотношениях между студентами и преподавателями. Прямое, очное общение преподавателя и студента, истинно отеческое внимание к проблемам и нуждам студента, заслуженно выдвигает наших преподавателей в разряд не просто "ликвидаторов безграмотности", а именно воспитателей.

## ИМЕЮ ЧЕСТЬ

И.В. Кучеренко

Доктор геол.-мин. наук, профессор ТПУ
Выпускник кафедры 1960 года

Перебирая в памяти и оценивая с высоты прожитых лет события тридцатилетнего периода моего общения с Владимиром Константиновичем Черепниным, начавшегося в 1955 г. и завершившегося с его кончиной в 1985 г., прихожу к выводу, что имел честь и, не побоюсь этого слова, счастье работать под руководством человека, который оставил в моей памяти и душе глубокий след. Думаю, что подобные слова скажут большинство сотрудников и более семисот бывших студентов – выпускников кафедры "Месторождений полезных ископаемых и разведки руд редких и радиоактивных элементов", созданной в 1954 г. в Томском политехническом институте приказом Министерства высшего и среднего специального образования СССР, по инициативе нашего общего с Владимиром Константиновичем учителя профессора Ф.Н. Шахова – именно в Томске. Вместо профессора Ф.Н. Шахова, с 1958 г. перешедшего на работу в Сибирское отделение АН СССР после избрания членом-корреспондентом АН СССР, заведовать новой выпускающей кафедрой после процедуры избрания был назначен Владимир Константинович. Создание кафедры одновременно с аналогичной кафедрой в Московском геологоразведочном институте было связано с острой потребностью подготовки специалистов в области урановой геологии, призванных в кратчайшие сроки ликвидировать существовавший в стране дефицит урана, необходимого для наращивания запасов атомного и водородного оружия.

В первые годы работы кафедры на специальность зачисляли наиболее продвинутых абитуриентов. Об этом можно судить по контингенту студентов в группе, в которой обучался Ваш покорный слуга: из 25 зачисленных человек шестеро были медалистами (того сурового времени), трое – отличниками геологоразведочных техникумов с красными дипломами, остальные получили на шести вступительных экзаменах (по русскому языку и литературе письменно и устно, математике письменно и устно, физике, химии) 30 баллов из 30. Студентов в эту группу, как в предшествующую и последующие, отбирал по предоставленному ему праву лично Владимир Константинович. В первую же наиболее трудную сессию шестеро студентов этой группы стали отличниками.

Из этой группы выпускников один (Михаил Толкачев) в последние советские годы работал Заместителем Министра геологии СССР, другой (Александр Надсадин) – секретарем Сахалинского обкома КПСС, многие – главными специалистами геологоразведочных экспедиций и партий. В обеспечении столь блистательной производственной карьеры, равно как и того, что многие выпускники кафедры стали первооткрывателями месторождений урана, видна заслуга Владимира Константиновича.

Как умелый организатор и руководитель кафедры профессор выполнял трудную объемную работу, обладая необходимыми профессиональными и человеческими качествами. Все годы под его руководством кафедра функционировала как хорошо отлаженный механизм. Тщательно подбирались из своих выпускников преподаватели при жестком дефиците, особенно в первые годы, учебной литературы по геологии, методам поисков и разведки урановых месторождений, с которыми геологи имели дело впервые, издавались методические материалы, в том числе учебник по геологии и геохимии месторождений урана, изданный профессором в 1966 г., а в существенно дополненном варианте в 1972 г., была создана и пополнялась учебная коллекция минералов, что, учитывая специфику, было очень непросто. Кипела научная работа, которая финансировалась Министерством отдельной строкой через производственное объединение, активно работали аспиранты, защищались отчеты и диссертации. Всемерно поощрялась научная работа студентов, проводились кафедральные и студенческие научные семинары.

Конечно, все это происходило не само собой, но было возможно благодаря тому, что профессор держал руку на пульте, и все это оставляло мало шансов на выполнение им собственного крупного исследования. Известно, что серьезная научная работа требует душевного спокойствия, не нарушаемого отвлечением на организационную, административную работу. Еще в шестидесятые годы со стороны по ряду признаков была отчетливо видна его внутренняя борьба за приоритеты: не формально руководить кафедрой или погрузиться в науку. В итоге его интеллект работал на учеников – аспирантов, студентов, научных сотрудников, труды которых он тщательно вычитывал, давал рекомендации, советы, вздор вычеркивал. Кафедра все же оставалась его детищем, которое он лелеял.

О человеческих качествах профессора невозможно говорить не с благодарностью, мне кажется – всем, кто

с ним постоянно общался. В среде сотрудников кафедры со времени ее организации он имел псевдоним-пароль – "Шеф", всегда произносимый с уважением. На кафедре можно было услышать: "Я пошел к Шефу", "Шеф мне сказал" и т.п. Часто употреблялось так же слово "Профессор".

Вопреки своему достаточно строгому виду и твердому характеру Шеф был очень добрым человеком. Хотя и редко, но иногда отчитываемый им человек (не без этого) нутром чувствовал, что Шеф гневается "понарошку" в воспитательных целях, хотя визуально это и не было видно. Я не помню за тридцать лет случая, чтобы Шеф на кого-то повысил голос, хотя ситуации, когда это могло произойти и он сердился, бывали.

Один эпизод, случившийся со мной, приходит на память. 10-й корпус, 3-й этаж, на котором была расквартирована кафедра. Поздно вечером сидим в своей рабочей комнате с руководителем одного из хоздоговоров, моим многолетним другом Валентином. Что-то случилось с отоплением, в комнате стало холодно. Решили пойти в кабинет Шефа, там оказалось тепло. Перешли туда. Валентин сел за профессорский стол, я – за другой в стороне. Случилось так, что в эти дни в коридоре очищали от старой извести стены, мусор не убрали, мы оба в профессорском кабинете наследили известью. Получились две дорожки, одна вела к профессорскому столу. На следующее утро к нам в комнату входит Шеф и грозно спрашивает – кто наследил под его столом. Валентин и я вытянулись в струнку, мой друг взглядом указывает на меня. Слегка отчитав меня, Шеф, фронтовик, спрашивает фронтовика Валентина: "Что, солдат, ты думаешь об этом?". Солдат Валентин отвечает: "Что Вы, Владимир Константинович, хотите, эпистолярный (это он обо мне) субъект". Шеф оживился и с грустью заметил: "Да, ты прав, он хотя и скала (так он меня называл), но что от него можно требовать", – видимо имея в виду, что у скалы нет солдатской выучки и субординации. После ухода Шефа на мой вопрос – почему он дорожку к профессорскому столу приписал мне, Валентин ответил – не мог же он поколебать веру Шефа в солдата, и я с ним согласился: не мог. Удивительно, но вопрос о том, кому принадлежала вторая дорожка, как-то не возникал.

У Шефа совершенно отсутствовали такие нередко, к сожалению, встречающиеся негативные свойства характера как злопамятство, мстительность, зависть, особенно нетерпимые у руководителя. На кафедре господствовал здоровый, комфортный психологический климат, без интриг, клеветы и подобных проявлений человеческой натуры. Каждый, кто, может быть, и способен был на это, знал, что интрига быстро высветится и от всех, прежде всего от руководителя, автор интриги получит отпор. Шеф поддерживал на кафедре атмосферу, в которой сотрудникам было приятно работать. Однако не надо думать, что на кафедре всегда была тишь да гладь. Иногда возникали недоразумения, которые не имели продолжения, – профессор держал ситуацию под контролем и умел их сглаживать.

Жизненный путь Профессора не был гладкой дорогой. На ней встречались ухабы.

Из известных мне первый случился в 1963 г. Министерство переводило Московский институт цветных металлов и золота в Красноярск. Поскольку московские профессора отказались переезжать, возникла проблема кадров. Предложили томским профессорам, которые тоже отказались. Решили выращивать собственных на новом месте. Видимо, на волне этих миграционных настроений возникла идея выделить из состава Томского политехнического института и государственного университета факультеты геологического профиля и объединить их в составе Томского геологоразведочного института подобно тому, как это было сделано в начале тридцатых годов по программе разукрупнения вузов. Правда, через четыре года разукрупнение сменилось укрупнением. Профессор, обладая способностью иметь собственное мнение и высказывать его, выступил с инициативой реализовать эту идею. Нетрудно догадаться, что он был освобожден от должности заведующего кафедрой. Инициатива не была положительно воспринята руководством. По прошествии пяти лет случай свел ректора политехнического института профессора А.А. Воробьева с академиком Ю.А. Кузнецовым в самолете, летевшем из Москвы. Разговор ректора с Ю.А. Кузнецовым, бывшим до 1959 г. заведующим кафедрой петрографии ТПИ, способствовал изменению мнения ректора о профессоре В.К. Черепнине. В 1968 г. профессор был восстановлен в должности заведующего кафедрой.

Следующий большой ухаб встретился на пути профессора в 1980–1981 гг. В принятой на первый курс группе студентов – редкометалльщиков в сентябре во время посвящения в студенты за городом (в лесу) один студент принял лишнее и тихо, видимо к утру, скончался. Его товарищи узнали об этом утром. Случай редчайший, трудно прогнозируемый (студенты решили провести "мальчишник", девушек в группу не принимали, на кафедре и мне, назначенному куратором группы, о мероприятии не сообщили). Мы с профессором были удостоены выговора. В феврале следующего 1981 г. в коридоре общежития с начальством встретился студент в подпитии и, будучи в хорошем настроении, добродушно сообщил, что он имеет честь обучаться по редкометальной специальности. Воспоследовало решение – профессор был вторично, но уже по другой причине, освобожден от должности заведующего кафедрой.

Заслуги пожилого защищавшего Отечество в жесточайшей войне профессора, в создании, становлении кафедры, в обеспечении ее многолетней плодотворной работы, в подготовке на то время более 500 горных инженеров – специалистов высокой квалификации, создавших в стране мощную сырьевую базу стратегического сырья, росчерком пера были принесены в жертву студенту – пьянчуге. На этот раз профессора отлучили от кафедры навсегда.

Говорят, нет людей без недостатков, которые негативно сказываются на окружающих. Если они были у профессора, я за 30 лет этого не заметил. Мне всегда импонировали его спокойный уравновешенный характер, его ровное доброжелательное общение со всеми сотрудниками кафедры. Все это сочеталось с ощущением того, что перед Вами человек с твердым характером,

чувством собственного достоинства, который не терпит фамильярности в общении с ним. Иллюстрацией этого служит мой разговор с Шефом по телефону, случившийся в 1971 г. Я позвонил ему, чтобы сообщить о просьбе нашего выпускника принять его в аспирантуру. Услышав мой голос, Шеф спокойно поинтересовался: "Разве ты не знаешь, что я в это время обедаю?" Пришлось извиниться и сообщить просьбу позже. Надо было сильно захотеть, чтобы вывести его из состояния равновесия.

Большое, как известно, видится на расстоянии. Должен признаться, что в те далекие теперь годы я в мыслях не всегда был справедлив к Шефу. По прошествии многих лет после его кончины я понимаю, что значительную часть своей жизни работал рядом с человеком, который через подготовку ученых и делавших впоследствии открытия специалистов в области урановой геологии внес свою немалую долю в укрепление обороноспособности страны, в поднятие авторитета Томского политехнического института и геологоразведочного факультета. Память о Профессоре живет в его учениках и в результатах его трудов.

## СВЕТЛАЯ ПАМЯТЬ

Ю.М. Страгис

Кадидат геол.-мин. наук, советник ОАО "Полюс"
Выпускник кафедры, 1965 года

Нынче исполняется 100 лет со дня рождения Владимира Константиновича Черепнина. Помню ли я о нем? Да, конечно помню и с большой благодарностью. Общение мое с Владимиром Костантиновичем длилось 8 лет, из них 5,5 – в качестве студента-"редкача" и 2,5 года – на кафедре в качестве инженера НИСа и ассистента.

Изначально благодарен я ему за то, что он, будучи в год моего поступления в ТПИ (1960) деканом ГРФ, отобрал меня из всей массы поступивших на факультет абитуриентов в "редкачи" (хотя вступительные экзамены я сдал неважно, но учился в школе хорошо), чем я был чрезвычайно горд. Правда, когда нас, молодых "редкачей", после поступления поселили в Студгородке 10 (деревянный дом бывшего женского монастыря), в то время, как весь остальной факультет жил в благоустроенном доме на Усова 13а, я понял, что этот дружный коллектив студентов-"редкачей" на самом деле очень особенный и специфичный и его не без причины отселили в этот "теремок". До сих пор помню содержание висевшего в комнате шестикурсников на стене плаката – "Трудно жить ничего не делая – но мы не боимся трудностей!"

За время моего пребывания в студентах-"редкачах" в моем сознании формировалось ощущение своего особенного предназначения под влиянием ряда понятий и обстоятельств (уран,урановая руда, атомная бомба, ядерное противостояние с США, военная специальность – командир взвода радиационной разведки, оформленная с III курса вторая форма допуска к секретным документам), в том числе и под невидимым нам покровительством нашего заведующего кафедрой.

Об этом коротко, но емко сказал Александр Дмитриевич Ножкин (...И лучшей судьбы не хотим.- Томск,2010) "...под чутким и ненавязчивым присмотром Владимира Константиновича Черепнина, дававшего полную свободу творчества.." В студентах он нас часто защищал, когда мы по своей глупости и неопытности попадали в какие-то неприятные и сложные жизненные ситуации. Во время моей работы на кафедре он приходил ко мне на занятия со студентами, давал дельные замечания "юному" ассистенту,который мучился мыслью своей неполноценности как преподавателя – "...учу студентов, которые на два года младше меня, и чему я могу их научить, кроме того,что я прочитаю в учебнике, который они и сами, без меня могут прочитать".

Это ощущение своей неполноценности,некомпетентности и послужило главной причиной моего ухода с кафедры на производство, тем более, что подвернулся удобный случай. Я вел занятия у дипломников-заочников и одним из них был главный геолог Сорского молибденового комбината Н.Г. Иванов (серъезный человек, ему уже было около 50), я ему помогал с дипломной работой. Посмотрев на меня, мою семью, мой быт, он однажды сказал: " ...что ты тут маешься, езжай на производство, к нам на комбинат,останешся вместо меня, а я уезжаю в Тырныауз". Подумав, я принял это его предложение и написал заявление об увольнении из Института. Владимир Константинович был против, но переубедить меня не смог.

Перед моим увольнением на факультетском вечере (по моему первомайском), где я был со своей женой Изольдой (молодым провизором,окончившим ТМИ), Владимир Константинович отвел мою жену в сторонку и сказал ей, что напрасно она меня увозит из Томска, из меня бы мог получиться неплохой преподаватель. Может быть, он был и прав, может что-то бы из меня и получилось, – не знаю.

Но дальше моя жизнь потекла уже по другому руслу, мимо Томска и моего родного Политеха. Много чего было после этого – и радости и печали – но с высоты прожитых лет сейчас понимаешь, что те юные годы, проведенные в Томске в Alma Mater были самыми беззаботными и счастливыми в жизни, и светлая память о них и о своих учителях остается жива до сих пор.

# ГЕОЛОГИ УМЕЮТ ЦЕНИТЬ

Г.Л. Корюкин

Доктор геол.-мин. наук, ОАО "Пангея"
Выпускник кафедры, 1972 года

**Становление**

Геологи умеют ценить содержание. Каждую пробу они хотят видеть богатой. Геологи понимают толк в красках. Попробуйте сквозь вспышки интереференции увидеть под микроскопом нужные минералы. Геологи до мозгов костей мечтатели. Вечные искатели несбывшейся удачи. Геологи, как перелетные птицы. Каждую весну их тянет в поле. Это необъяснимый зов работы. Также как и каждую осень их манит уют. Расслабиться и оторваться по полной. Геологи много пишут. Так уж повелось – не держать же в себе все впечатления. А в совокупности геологи просто делают свое дело. Наращивают природные ресурсы России, за счет которых живет вся страна.

Не знаю, что вперед окрылило меня и заставило стать геологом. Сибирские просторы. Томская школа. Превосходные преподаватели ТПИ. Жажда новизны. Восхождения на самые высокие вершины Памира. Внизхождения вглубь самых знаковых пещер Сибири. Изнурительные походы по вулканам Камчатки. Или череда похождений по студенческим общежитиям г.Томска. Где я как отец-основатель спелеологического клуба "Аида" – вечно влюбленный, вещал о походах, горах и пещерах благодарной первокурсной аудитории.

В студенчестве – меня все звали Гриня. Чего греха таить. Я учился в перерывах между походами, песнями и лесными кострами. Меня два раза исключали из института. Первый раз, когда в ноябре 1969 г. мы вернулись из похода по вулканам Камчатки. К моему изумлению, я увидел приказ о своем отчислении. Я недоумевал. Разве это справедливо. После стольких скитаний студентов-мытарей по неведомой Ойкумене. Вместо триумфальной встречи. Нас берут и так запросто выгоняют вон из института. Я тогда влетел в кабинет замдекана ГРФ Ю.Л. Боярко, с вопросительно-восклицательным воплем:

– За что?

– Как за что? За опоздание на учебу. Учиться надо Гриня Камчатский, а не вулканы покорять! – улыбаясь, промолвил он. – Пиши объяснительную. В следующий раз шутить не буду. Благодари своего покровителя профессора Черепнина.

Заведующий кафедры геологии и разведки руд редких и радиоактивных элементов профессор В.К. Черепнин был действительно наш бог. Его изречение: *лучше недобдеть, чем перебдеть*, передавалось студентами из поколения в поколение. Он был строг, настойчив, принципиален. Как скульптор, он лепил из нас "мозговитых" геологов-практиков. Он любил нас – самозабвенно. Никогда не сдавал. Всегда защищая – своих, безалаберных редкачей, "до последнего патрона".

Второй раз меня отчислили, за неучастие в ремонте 10-го учебного корпуса. В 1971 г. я вернулся с восхождения г. Белуха, самой высокой точки Сибири. Но не успел я скинуть рюкзак с плеча, как мне сообщили, что на 10-м корпусе красуется огромный красный плакат, на котором белыми буквами выведена моя фамилия с лозунгом: Г.Корюкин разгильдяй и прогульщик – таким у нас не место! Это был конец. Потому что такие плакаты писались по указанию комитета комсомола.

Но меня опять спас профессор В.К. Черепнин, как потом выяснялось, он ходил к проректору, ректору ТПИ, просил дать мне еще один, последний шанс. И я отделался очередным выговором.

Я очень благодарен нашим преподавателям и наставникам. Они, как могли, помогали нам: вытягивали в сессии, оберегали от бед – не зримо формируя из нас геологов. Их знания и дух впитывались по каплям в наши неугомонные мозги и души. Никто не знает, но многие наши походы финансировал профессор К.В. Радугин. А сколько сил и времени отдали нам Г.А. Иванкин, А.И. Баженов, С.С. Ильинок, А.В. Аксарин и др., которые не щадя здоровья до глубокой ночи вдалбливали в нас свои знания.

Но самое главное: мы не состоялись бы, как настоящие геологи, если бы в нашей жизни отсутствовал г. Томск. Я скажу больше. Над городом Томск существует незримая аура. Здесь все излучает какую-то духовную энергетику. И люди чувствительные это чувствуют достаточно остро. Здесь даже трава шелестит и колышется иначе, как-то мягко и призывно. Лес ярче. Листва зеленее. Цветы пахучее. Деревянные дома теплее. Снег искрится как-то особенно. Небо пронзительно глубокое и чистое. Песни звучат звонче и душевнее. Женщины – сердечнее, нежнее, красивее. Томск для меня, как Оптина пустынь для православного. И если раньше Томск прозвали Сибирскими Афинами, то сейчас я бы его назвал студенческим Иерусалимом.

А наши общежития геологов: Усовка и Пироговка, как две пристани на обочине Млечного пути. Вот почему в наши годы на лестницах этих зданий собиралось многочисленная "капелла" студентов – петь песни. Наши песни. О том, как "люди идут по свету", как "лето уходит на юг", какая "сырая тяжесть в сапогах", и что "я иду-иду-иду и путь держу на север", и какая незабываемая "Кодарская осень", а также "Баксанская осень", и как "трещит Сахалинский мороз", и как дует "ветреный Баргузин", и что " ты геолог, словно ветер на закате, на рассвете, тоже ходишь, что–то ищет по планете".

Песни, как молитвы в храме, соединяли и наполняли нас. В них высвечивались наши желания, обострялись чувства. И томил, звал, куда-то в несбыточное – вечный горн наших беспокойных генов, доставшийся нам от первопроходцев Сибири и Русской Америки.

*Душа от песен рвалась любить, мечтать, странствовать, жить – в дебрях, во льдах, на кручах, в океанах.*

Вот почему после окончание института я выбрал море. Палубную жизнь морского геолога. Нет, это не крик души. Во всем виновата песня, которая вдруг развернула меня в сторону морских миль: "Лишь оставь ты мне горы, да моря – океаны, и к жизни бродячей ты меня не ревнуй!" Я представлял себе горы, сияющие вдали заснеженных берегов и огромный индиго синие просторы штормового моря, омывающего грозные скалы. Но это уже другая история.

## ЛЕКТОР – УЧИТЕЛЬ. ГЛАЗАМИ СТУДЕНТА-РАЗВЕДЧИКА И ПРЕПОДАВАТЕЛЯ ФАКУЛЬТЕТА – ИНСТИТУТА

А.Ф. Коробейников

Выпускник ГРФ, группы 234, 1959 года

Впервые я увидел стройного офицера, прошедшего Великую Отечественную войну в чине капитана. Он вместе с Владимиром Ивановичем Баженовым находился в кабинете профессора Ф.Н. Шахова – нашего замечательного лектора-учителя. Тогда В.К. произвел на меня сильное впечатление и прежде всего, как участник Великой Войны.

В дальнейшем В.К. Черепнин по поручению Ф.Н. Шахова (он тогда был аспирантом у Феликса Николаевича, как и Владимир Иванович Баженов) подбирал кандидатов в студенческую спецгруппу по подготовке по редкометалльной (урановой) специальности в геологии. Отбирались кандидата из нашей большой 234-й группы геологов численностью в 34 человека.

Я в число студентов спецгруппы не попал, то есть В.К. не отобрал меня в этот новый коллектив, хотя я считал, что техник-геолог угольной специальности должен быть в этой группе. Но это не состоялось.

Впоследствии я не раз встречал делового и подтянутого преподавателя В.К. Черепнина в коридорах нашего 1-го корпуса ТПУ. Но основное место пребывания и учебы спецгруппы было в 10-м учебном корпусе. У меня в то время уже сложилось хорошее впечатление о В.К. как о классном преподавателе, достойном ученике профессора Ф.Н. Шахова.

Вспоминаются встречи с В.К. Черепниным на собраниях преподавателей факультета, когда я был аспирантом и ассистентом А.М. Кузьмина, а он нередко приходил к Алексею Михайловичу в его кабинет 1-го корпуса. Иногда я участвовал в беседах этих замечательных учителей.

Как-то В.К. в беседе со мной вспоминал свои военные годы. Он в чине капитана находился в штабе полка, был ординарцем его командира. По приказу полковника он отправился на передовую позицию наших войск по "проливным" дождем пуль противника. Когда он вернулся с передовой, то командир тут же направил его снова на передовую, что, несомненно, отразилось на настроении В.К. "Я тогда понял о справедливости и не справедливости отцов-командиров и их отношениях с подчиненными".

Вспоминается и неприятный эпизод, когда на вечере ГРФ как-то неправильно и бестактно заметил Владимиру Константиновичу, что он талантливый ученый както недостаточно упорно занимается научными делами. Он справедливо "вспылил" и начал меня ругать, но вступился профессор, проректор ТГУ Михаил Петрович Кортусов и конфликт затих. Это был сильный урок для меня – не лезь в дела, которые ты еще не постиг.

В целом же у меня впечатления о В.К. Черепнине как о талантливом преподавателе, хорошем организаторе учебного процесса, хорошем руководителе нового научного направления по урановой геологии, достойном ученике великого учителя Феликса Николаевича Шахова. Но он может быть несколько неуравновешен и резок в своих поступках, что отличало его от других педагогов. Но он был прав как Учитель.

В.К. Черепнин, может быть. недостаточно уделял внимание личным научным исследованиям (а он был талантливым исслекдователем), но зато исключительное внимание уделял организации полевых исследований по урановой тематике.

Как педагог он, несомненно, стоял на первой ступени вместе случшими педагогами факультета определял направление редкометалльной специальности.

Может быть, он был несколькозаносчивым, понимая свою значимость в развитии учения о геологии урановых месторождений. Но он был откровенно прямой в суждениях, и это его отличало от многих преподавателей факультета.

Вот таков был Владимир Константиновичв моих представлениях. Это достойный пример служения науке и педагогике.

# НАШ ИЗВЕСТНЫЙ НЕИЗВЕСТНЫЙ В.К. ЧЕРЕПНИН
## (забытые фотографии)

В.А. Домаренко

(коллаж)



*1978г.*



*9 мая 1976г.*



*Ялта*



*дома*





*Победа на все случаи …, 1960г.*



*Западный Саян, 1947г.*



*по пути до бывшей перевалки Мугур-Аксах 1956г.*



*На берегу, 1960г.*



*1960г.*



*1970г.*



*Верные друзья: внучка и Чапа*



***Кундустуюл, будем инспектировать, 1973г.***



***На Хакасском полигоне с коллегами преподавателями.*** *Первый слева основатель полигона Г.А. Иванкин*



***Кийский Шалтырь, 1976г.*** *Слева направо: В.Машенькин, Л.П. Рихванов, В.К. Черепнин, Ю.А. Фомин, В.В. Черепнин*



***Белый гриб это....!!!!***



***« ...Черное море мое...»***



***И речка Тулуюл тоже***



ИЗВЕСТИЯ
ТОМСКОГО ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО ИНСТИТУТА имени С. М. КИРОВА

Том 206 1976 г.

ОСОБЕННОСТИ ГИДРОТЕРМАЛЬНОГО МЕТАМОРФИЗМА ОСНОВНЫХ ЭФФУЗИВОВ ТАЛАНОВСКОГО ГРАБЕНА (СЕВЕРНЫЕ ОТРОГИ КУЗНЕЦКОГО АЛАТАУ)

В. Г. КУЛИКОВ, В. Э. МУСТАФИН, Э. Г. ЧЕРЕПАНОВ

(Представлена профессором А. М. Кузьминым)



ИЗВЕСТИЯ
ТОМСКОГО ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО ИНСТИТУТА имени С. М. КИРОВА

Том 99

К ВОПРОСУ О СОСТАВЕ И ГЕНЕЗИСЕ РУД УРСКИХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ САЛАИРА

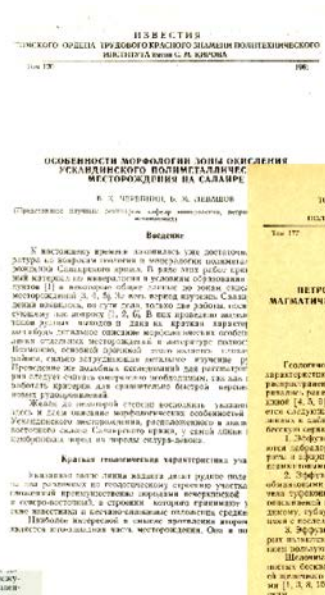
В. К. ЧЕРЕПИНИН

(Представлена профессором доктором Ф. Н. Шаховым)

Введение

В работе излагаются результаты минералографического и геохимического изучения руд Урских месторождений.

Материал, послуживший объектом настоящих исследований, был собран автором на карьерах буровых скважин еще в 1...



ИЗВЕСТИЯ
ТОМСКОГО ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО ИНСТИТУТА имени С. М. КИРОВА

Том 139 196...

ОСОБЕННОСТИ МОРФОЛОГИИ ЗОНЫ ОКИСЛЕНИЯ УСКАЛИНСКОГО ПОЛИМЕТАЛЛИЧЕСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ НА САЛАИРЕ

В. К. ЧЕРЕПИНИН

(Представлена научным семинаром кафедр минералогии, петрографии и месторождений полезных ископаемых)

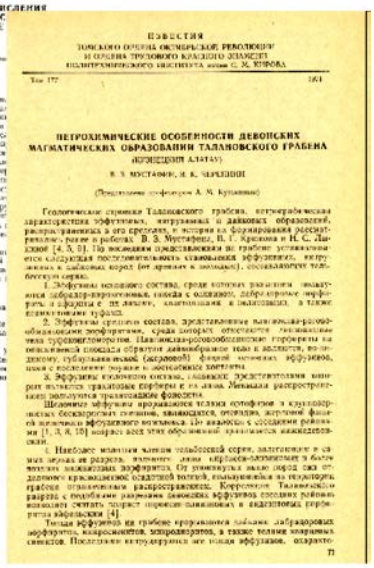
Введение

К настоящему времени накопилось уже достаточно материала по морфологии генезису и минералогии полиметаллических месторождений Салаирского кряжа. В ряде этих работ (см. [1] и др.) изложен богатый фактический материал, нередко содержащий ценные наблюдения и выводы, но в них почти совершенно отсутствуют данные по зонам окисления месторождений. В то же время, по нашему мнению, изучение зон окисления полиметаллических месторождений имеет не только теоретическое, но и большое практическое значение. Знание закономерностей развития зон окисления позволяет правильно ориентировать поиски и разведку первичных руд, а также дает возможность выбрать наиболее рациональную систему разработки месторождения. Поэтому изучение зон окисления является одной из важных задач при геологоразведочных работах на полиметаллические руды.

Настоящая работа посвящена изучению зоны окисления Ускалинского месторождения, расположенного в центральной части Салаирского кряжа, у самой линии соприкосновения пород нижнего силура-девона.

Краткая геологическая характеристика ...

Ускалинская залежь...



ИЗВЕСТИЯ
ТОМСКОГО ОРДЕНА ОКТЯБРЬСКОЙ РЕВОЛЮЦИИ И ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО ИНСТИТУТА имени С. М. КИРОВА

Том 177 196...

ПЕТРОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ДЕВОНСКИХ МАГМАТИЧЕСКИХ ОБРАЗОВАНИЙ ТАЛАНОВСКОГО ГРАБЕНА (ВОСТОЧНЫЙ АЛАТАУ)

В. Э. МУСТАФИН, Э. К. ЧЕРЕПАНОВ

(Представлена профессором А. М. Кузьминым)

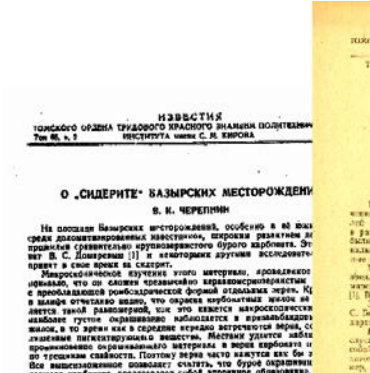
Геологические строения Талановского грабена, петрографическая характеристика эффузивных, интрузивных и дайковых образований, рассмотренных в его пределах, и история их формирования рассматривались ранее в работах В. Э. Мустафина, В. Г. Куликова и Н. С. Ландиной [4, 5, 9]. По мнению авторов, в грабене установлено следующая последовательность становления эффузивных, интрузивных и дайковых пород (от древних к молодым), составляющих телецкую серию.

1. Эффузивы основного состава, среди которых развиты эвольгитовые лавобрекчии, кластолавы и лавопесчаники, а также единичные покровы.

2. Эффузивы среднего состава, представленные вулканогенно-осадочными отложениями, среди которых отмечаются эвольгитовые туфопесчаники. Пластовые эффузивно-осадочные горизонты находятся в центральной части грабена, в основном в ядерных частях синклинальных складок, субсогласно залегают среди основных эффузивов, а также с несогласием перекрывают эвольгитовые лавобрекчии.

3. Эффузивы кислого состава, главными представителями которых являются трахитовые порфиры и их лавы. Меньшим распространением пользуются трахидацитовые фации.

Целостные эффузивы...



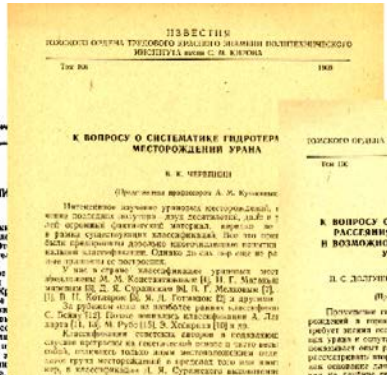
ИЗВЕСТИЯ
ТОМСКОГО ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО ИНСТИТУТА имени С. М. КИРОВА

Том 86, № 2

О „СИДЕРИТЕ" БАЗЫРСКИХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

В. К. ЧЕРЕПИНИН

На площади Базырских месторождений, особенно в их юж...



ИЗВЕСТИЯ
ТОМСКОГО ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО ИНСТИТУТА имени С. М. КИРОВА

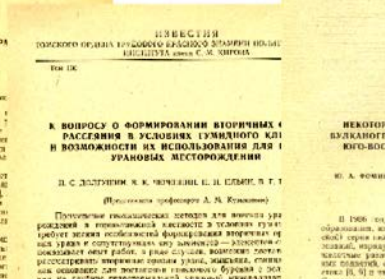
Том 108 196...

К ВОПРОСУ О СИСТЕМАТИКЕ ГИДРОТЕРМ МЕСТОРОЖДЕНИЙ УРАНА

В. К. ЧЕРЕПИНИН

(Представлена профессором А. М. Кузьминым)

Интенсивное изучение урановых месторождений, в ...



ИЗВЕСТИЯ
ТОМСКОГО ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО ИНСТИТУТА имени С. М. КИРОВА

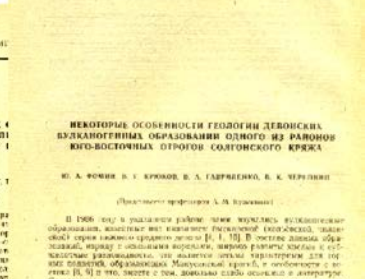
Том 136

К ВОПРОСУ О ФОРМИРОВАНИИ ВТОРИЧНЫХ ... РАССЕЯНИЯ В УСЛОВИЯХ ГУМИДНОГО КЛ... И ВОЗМОЖНОСТИ ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ДЛЯ ... УРАНОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

Д. С. ДОЛГУШИН, Э. К. ЧЕРЕПАНОВ, Е. И. ЕЛЬЦИН, Э. Г. Г...

(Представлена профессором А. М. Кузьминым)

Поступательное геохимическое методов для поиска ур... рождений в терригенной...



ИЗВЕСТИЯ ТОМСКОГО ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО ИНСТИТУТА имени С. М. КИРОВА

Том 157 197...

НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ ГЕОЛОГИИ ДЕВОНСКИХ ВУЛКАНОГЕННЫХ ОБРАЗОВАНИЙ ОДНОГО ИЗ РАЙОНОВ ЮГО-ВОСТОЧНЫХ ОТРОГОВ СОЛГОНСКОГО КРЯЖА

Ю. А. ФОМИН, В. Г. КУЛИКОВ, В. А. ГАВРИЛЕНКО, В. К. ЧЕРЕПИНИН

(Представлена профессором А. М. Кузьминым)

В 1976 году в указанном районе нами изучались вулканогенные образования, известные под названием бухтарминской (девонской), талановской серии (нижнего-среднего девона) [4, 5, 10]. В составе данных образований, наряду с основными порфиритами, широко развиты кремнисто-терригенные разновидности, что является одним характерным для горных районов, образованных Малоуимской кровлей, в отличие от ...ерика [8, 9] и то, заметим с тем, довольно слабо освещено в литературе. Северо-восточное осевое...

### Научные труды В.К. Черепнина

1. Томский Ордена Трудового Красного Знамени политехнический институт имени С.М. Кирова, Вторичная зональность западной залежи Белоусовского полиметаллического месторождения на Алтае, 1947, диссертация на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук.







### Учебные пособия и монографии

1. Геохимия и типы месторождений урана (учебное руководство). Изд. Томского Госуниверситета, 1969.
2. В.К. Черепнин. Геохимия и типы месторождений урана // Томский ордена Октябрьской Революции и ордена Трудового Красного Знамени Политехнический институт имени С.М. Кирова. Издательство Томского университета, 1972 г.
3. В.К. Черепнин, В.К. Бернатонис. Вторичные процессы в сульфидных и золоторудных месторождениях / / Известия Томского ордена Октябрьской Революции и ордена Трудового красного знамени Политехнического института имени С.М. Кирова, 1981 г.

### Статьи

1. Новые данные о возрасте Антибесской ископаемой флоры. Тр. конф. по изуч. И освоению произв. сил Сибири, 1940.
2. Некоторые особенности зоны цементации Зап. Залежи Белоусовского месторождения. Тезисы 5-ой конф. молодых ученых Томск. области, 1945.
3. Вторичная зональность Западной залежи Белоусовского месторождения. Библиотека Томского политехн. Ин-та, 1947 (рукопись).
4. К вопросу о вторичной зональности Белоусовского месторождения. Докл. меж. обл. конф. молодых ученых г. Новосибирска, 1949.
5. О "сидерите" базырских месторождений // Известия Томского политехнического института, 1950.
6. Минералогия и генезис вторичных зон одного сульфидного месторождения Алтая // Известия ТОмского политехнического института, 1950.
7. О зональности роста зерен пирита на Урских м-ниях Салаира. Зап. Вс. Мин. об-ва, 2 с., с.86, 1957.
8. К вопросу о составе и генезисе руд Урских месторождений Салаира // Известия Томского политехнического института, 1958.
9. Самородная сера в зоне окисления Майнского мдноколчеданского месторождения. Зап. Вс. Мин. об-ва, 2 с., с.87, 1958.
10. Опыт применения центрифужного анализа для диагностики тонкодисперсных продуктов зоны окисления. Тр. ин-та геологии и геофизики СО АН СССР, вып.4, 1960.
11. К методики изучения рудных тел на сульфидных месторождениях. Разведка и охрана недр №8, 1961.
12. В.К. Черепнин, Б.М. Левашов. Особенности морфологии зоны окисления Ускандинского полиметаллического месторождения на Салаире // Известия Томского ордена Трудового Красного Знамени Политехнического института имени С.М. Кирова, Том 120, 1961 г.
13. Проблема вторичной зональности сульфидных месторождений и вклад кафедры в ее изучение. Сб. тезисов докл. перв. научн. сессии вузов Зап. Сибири, совещ. по коорд. научн.-иссл. Работ, 1963.
14. Некоторые особенности морфологии и формирования зоны окисления Майнского медно-колчеданного месторождения. Изв. Томского политехнич. института, т.127, 1964.
15. О роли рыхлых продуктов при изучении зон окисления сульфидных месторождений // Известия Томского политехнического института, Том 127, Вып. 1, 1964 г.
16. Первая находка нефелиновых пород на севере Енисейского кряжа. Геология и геофизика, 1966.
17. Вторичная зональность золоторудных жил северной части Кузнецкого Алатау. Сдана в изв. Томск. политех. института, 1966. (сдана в печать).
18. Некоторые особенности геологии девонских вулканогенных образований одного из участков юго-восточных отрогов Солгонского кряжа. Сдана в изв. Томск. политех. института, 1967. (сдана в печать).
19. Продукты гидротермального метаморфизма вулканогенных образований юго-восточной части Солгонского кряжа и некоторые особенности их распределения. Сдана в изв. Томск. политех. института, 1967 (сдана в печать).
20. Спецтематика. Сдана в закр. сборник, 1967 (сдана в печать).
21. К вопросу о систематике гидротермальных месторождений урана // Известия Томского политехнического института, Том 166, 1968.
22. К вопросу о формировании вторичных ореолов рассеяния в условиях гумидного климата. Изв. Томского политехн. института, т.166, 1968.
23. Основные черты геологии древних вулканов в пределах северо-восточного горного обрамления Ми-

нусинской котловины. Мат. ХУШ научн. конф. геологич. ф-та Дальневосточн. политехн. ин-та, 1968.
24. Геолого-тектоническое строение Талановского гребена. Мат. ХУШ научн. конф. геологич. ф-та Дальневосточн. политехн. ин-та, 1968.
25. О палеовулканах юго-восточной части Солгонского кряжа. Тр XVIII научн. конференции геол. ф-та Дальневосточного политехнического института, 1968. (в печати).
26. О геологии девонских вулканов юго-восточной части Солгонского кряжа. Тр XVIII научн. конференции геол. ф-та Дальневосточного политехнического института, 1968. (в печати).
27. Общие геохимические особенности интрузивно-вулканогенных формаций Талановского гребена (Кузнецкий Алатау). Тр XVIII научн. конференции геол. ф-та Дальневосточного политехнического института, 1968. (в печати).
28. П.С. Долгушин, В.К. Черепнин, И.Н. Ильин, В.Г. Пахомов. К вопросу о формировании вторичных ореолов рассеяния в условиях гумидного климата и возможности их использования для поисков урановых месторождений // Известия Томского Ордена Трудового Красного Знамени Политехнического института имени С.М. Кирова, Том 166, 1969 г.
29. В.З. Мустафин, В.К. Черепнин. Петрохимические особенности девонских магматических образований талановского грабена (Кузнецкий Алатау) // Известия Томского Ордена Октябрьской Революции и ордена Трудового Красного Знамени Политехнического института имени С.М. Кирова, Том 177, 1971 г.
30. Ю.А. Фомин, В.Г. Крюков, В.А. Гавриленко, В.К. Черепнин. Некоторые особенности геологии девонских вулканогенных образований одного из районов юго-восточных отрогов Солгонского кряжа // Известия Томского Ордена Октябрьской Революции и ордена Трудового Красного Знамени Политехнического института имени С.М. Кирова, Том 217, 1971 г.
31. В.К. Черепнин. Геохимия и типы месторождений урана (учебное руководство). Изд. Томского Госуниверситета, 1969. // Томский ордена Октябрьской Революции и ордена Трудового Красного Знамени Политехнический институт имени С.М. Кирова. Издательство Томского университета, 1972 г.
32. В.Г. Крюков, В.З. Мустафин, В.К. Черепнин. Особенности гидротермального метаморфизма основных эффузивов Талановского грабена (северные отроги Кузнецкого Алатау) // Известия Томского ордена Октябрьской Революции и ордена Трудового Красного Знамени Политехнического института имени С.М. Кирова, Том 236, 1976 г.
33. В.Г. Крюков, Ю.А. Фомин, В.К. Черепнин. О палеовулканах юго-восточной части Солгонского кряжа // Известия Томского ордена Октябрьской Революции и ордена Трудового Красного Знамени Политехнического института имени С.М. Кирова, Том 236, 1976 г.
34. В.К. Черепнин, В.К. Бернатонис. Вторичные процессы в сульфидных и золоторудных месторождениях / / Известия Томского Ордена Октябрьской Революции и ордена Трудового Красного Знамени Политехнического института имени С.М. Кирова, 1981 г.
35. В.А. Домаренко, В.К. Черепнин, Г.М. Комарницкий, В.С. Меньшиков, Л.П. Рихванов, Ю.А. Фомин. Позднепалеозойские гранитоиды Мариинской тайги и их металлогеническая специализация. – Труды СНИИГГИМС, вып. 236, с.15–23.
36. В.А. Домаренко, Л.П. Рихванов, В.К. Черепнин. Позднепалеозойские щелочные гранитоиды Мариинской тайги – производные базальтоидных магм. – Тр. симпозиума по геохимии магматических пород. М.:, 1979, с. 83–84.
37. Л.П. Рихванов, В.К. Черепнин. Особенностимиграции радиоактивных элементов ы прцессе гидртрмального метаморфизма пород отложений структур девона. В сб. "Радиоактивных элементов в горных породах". Душанбе, 1975.
38. Л.П. Рихванов, В.К. Черепнин, В.А. Домаренко Физико-химические условия гидротермального минералообразования в процессе становления вулканогенно-интрузивного кмплексапомторогенного этапа развития северной части Кузнецкого Алатау. Тезисы VI Всесоюзного совещания " Термобарогеохимия и рудогенез", Владивосток, 1978, с. 38.
39. Л.П. Рихванов, В.К. Черепнин, В.А. Домаренко. Физико-химические условия формирования продуктов гидртермальной деятельности в пределах зоны глубинного разломасеверной части Кузнецкого Алатау. ( по данным термобарогеохимии. В сб.: Основные параметры природных процессов эндогенного рудообразования, Новсибирск, 1977, с. 133–137.

**Отчеты**

1. Геол. отчет о работах Томь-Чумышской ГРП, 1944.
2. Геолог-ревизионное обследование Базырской группы медных месторождений, 1949.
3. Геология и полезные ископаемые междуречья Абакана, Беи и Джоя в Западном Саяне, 1951.
4. Минералогия и генезис медных месторождений Иудинской группы в Хакассии, 1952.
5. К вопросу о природе кобальта в рудах Хараджуля, 1954.
6. Минераграфическое исследование сульфидных руд Ново-Урского месторождения, 1955.
7. Предварит. отчет по закрытой теме 47/60, 1961.
8. Отчет по закрытой теме 47/60, 1961.
9. Предварит. отчет по закрытой теме 88/61, 1962.
10. Отчет по закрытой теме 88/61, 1962.
11. Отчет по закрытой теме 103/62, 1963.
12. Отчет по закрытой теме 103/62, 1964.
13. Отчет по закрытой теме 120/63, 1964.
14. Отчет по закрытой теме 114/66, 1966.
15. Отчет по теме 120/63, 1967.
16. Отчет по закрытой теме 120/63, 1968.

# SUMMARY

This book of Proceedings presents the discussion of the topical issues related to the phenomenon of radioactivity, proliferation of natural and man-made radionuclides in different environmental media. The data on the radioecological state of separate territories, and methods of analysis of radionuclides are given. The problems of the influence of radioactivity and radioactive elements on biota and human are highlighted as well as the problems of assessing the radiation exposure.

This Proceeding is of interest to geologists, geochemists, biologists, physicians, environmentalists and other professionals interested in the problems of radiogeology, geochemistry and radioecology.

---

Издательство "STT" является лидером научного книгоиздания в Сибирском регионе, консультирует по вопросам защиты авторских прав, организации выпуска научной периодики и распространению научных книг и журналов в России и за рубежом. С 2014 года является официальным представителем британского издательства Red Square Scientific, специально ориентированного на российских авторов и российское научное содержание. Это облегчает российским ученым публикации за рубежом и делает их работы широко доступными для мирового научного сообщества.

Лучшие книги, выпущенные Издательством “STT”, находятся в крупнейших библиотеках мира – National Library of Medicine (USA), The British Library (UK), Library of Congress (USA) и в The US Patent Bureau (USA), что обеспечивает их размещение в мировых базах данных.

---

Scientific & Technical Translations
STT
ИЗДАТЕЛЬСТВО

Россия, 634021, г. Томск, проспект Ленина 15Б-1
тел./факс: (3822) 421-455
E-mail: stt@sttonline.com

МИР ЖДЕТ ВАШИ КНИГИ!

НАУЧНОЕ ИЗДАНИЕ

# РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

Материалы V Международной конференции,
г. Томск, 13–16 сентября 2016 г.

Верстка – Ю.А. Алексеева
Корректура – С.С. Третьякова
Редактор – С.В. Алексеев

Издательство «STT»
(Scientific & Technical Translations)
Россия, 634028, г. Томск, проспект Ленина, 15б-1
тел./факс: (3822) 421-455
e-mail: stt@sttonline.com

Scientific & Technical Translations
STT
ИЗДАТЕЛЬСТВО

Формат 60x90/8. Усл. печ. л. 85,05. Уч.-изд. л. 118,48.
Бумага офсетная. Печать цифровая. Тираж 300 экз. Заказ 564.