



РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

МАТЕРИАЛЫ VI МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

Том 2

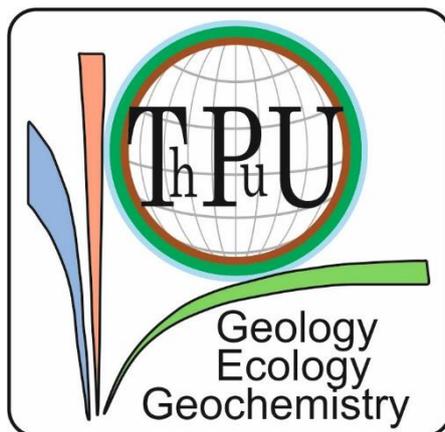
г. Томск, 20–24 сентября 2021 г.

РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ
ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE
ELEMENTS IN ENVIRONMENT

ТОМ 2

National Research Tomsk Polytechnic University
Russian Academy of Sciences
Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, SB RAS
All-Russian Scientific-research Institute of Mineral Resources named after N. M. Fedorovsky
Scientific Research Institute for Radiation Medicine and Ecology
of the non-commercial joint-stock company «Semey Medical University»
Université Paris-Saclay, France
Paris-Sorbonne University, France



RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN ENVIRONMENT

PROCEEDINGS
OF VI INTERNATIONAL CONFERENCE

Volume 2

September 20–24, 2021

Tomsk **2021**

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
Всероссийский научно-исследовательский институт минерального сырья им. Н. М. Федоровского
Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии
Медицинского университета Семей Республика Казахстан
Университет Париж-Сакле, Франция
Университет Сорбона, Франция



РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

**МАТЕРИАЛЫ
VI МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ**

Том 2

20–24 сентября 2021 г.

Томск 2021

УДК 539.16+577.346:574(063)
ББК 22.383+28.707.1п0
Р15

Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека :
P15 материалы VI Международной конференции (Томск, 20–24 сентября 2021 г.). В 2 томах.
Том 2 / Томский политехнический университет. – Томск : Изд-во Томского политехнического
университета, 2021. – 201 с.

ISBN 978-5-4387-1027-1 (т. 2)
ISBN 978-5-4387-1025-7

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 и других химических элементов. Освещаются вопросы влияния радиоактивности, радиоактивных и химических элементов в целом 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 539.16+577.346:574(063)
ББК 22.383+28.707.1п0

Редакционная коллегия

Е. Г. Язиков, док. геол.-мин. наук, профессор
(главный редактор)
С. И. Арбузов, док. геол.-мин. наук, профессор
Н. В. Барановская, док. биол. наук, профессор
В. А. Домаренко, канд. геол.-мин. наук, профессор
А. А. Поцелуев, док. геол.-мин. наук, профессор
О. Г. Савичев, док. геогр. наук, профессор
Л. М. Болсуновская, канд. фил. Наук
Б. Р. Соктоев, канд. геол.-мин. наук,
В. В. Жуков, тех. секретарь

Рецензенты

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

Editorial Board

E. G. Yazikov, Professor (Editor-in-Chief)
S. I. Arbuzov, Professor
N. V. Baranovskaya, Professor
V. A. Domarenko, PhD
A. A. Pozeluev, Professor
O. G. Savichev, Professor
L. M. Bolsunovskaya, PhD
B. R. Soktoev, PhD
V. V. Zhukov, Secretary

Reviewers

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

ISBN 978-5-4387-1027-1 (т. 2)
ISBN 978-5-4387-1025-7

© ФГАОУ ВО НИ ТПУ, 2021
© Оформление. Отделение геологии ИШПР ТПУ, 2021

СОДЕРЖАНИЕ

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ	10	PLENARY LECTURES
		The discoveries of radioactivities: a Russian and French story
.....	10	<i>P. Désesquelles</i>
		Urban ecosystems and ecosystem services: example of the city of Paris
.....	10	<i>Jean-Christophe Lata</i>
		Heavy Metals in Air Emission and Assessment of Human Carcinogenic Toxicity Footprint
.....	13	<i>Junbeum Kim</i>
		Consideration of the radioactivity in life cycle assessment
.....	14	<i>Laratte Bertrand</i>
		Activity concentrations of uranium and radium in ore rock and surface sediment in Bayanwula sandstone-type uranium deposits in Inner Mongolia, China
.....	16	<i>Nanping Wang, Binlin Jia, Cong Yu, Aimin Peng</i>
В. И. Вернадский: биосфера геологически вечна		V. I. Vernadsky: the biosphere is geologically eternal
<i>Г. П. Аксенов</i>	17	<i>G. P. Aksyonov</i>
О характеристике геохимических провинций (на примере Северного Кавказа)		About the characteristic of geochemical provinces (on the example of the North Caucasus)
<i>В. А. Алексеенко, Н. В. Швыдкая, А. Л. Боран-Кешишьян</i>	24	<i>V. A. Alekseenko, N. V. Shvydkaya, A. L. Boran-Keshishyan</i>
Биогеохимические исследования в Томском политехническом университете		Biogeochemical investigations in Tomsk polytechnic university
<i>Н. В. Барановская</i>	30	<i>N. V. Baranovskaya</i>
Биогеохимическая экология импактных регионов		
<i>В. С. Безель, Т. В. Жуйкова, С. В. Мухачева</i>	32	
Медико-экологические исследования в истории геологии урана		Medical and environmental studies in the history of uranium geology
<i>И. Ф. Вольфсон, Е. В. Кремкова, И. М. Фархутдинов, А. Н. Злобина, М. В. Прозорова, И. Г. Печенкин</i>	34	<i>I. F. Volfson, E. V. Kremkova, I. M. Farkhutdinov, A. N. Zlobina, M. V. Prozorova, I. G. Pechenkin</i>
Содержание урана и тория в компонентах окружающей среды и биосубстратах человека на территории г. Симферополя		Thorium and uranium in environmental components and human's biosubstrates in Simferopol city
<i>Е. В. Евстафьева, А. М. Богданова, С. Л. Тымченко, Д. В. Юсупов, Н. В. Барановская</i>	38	<i>E. V. Evstafeva, A. M. Bogdanova, S. L. Tymchenko, D. V. Yusupov, N. V. Baranovskaya</i>

Нерешенные проблемы геохимической экологии <i>V. V. Ermakov</i> 41	Unsolved problems of geochemical ecology <i>V. V. Ermakov</i>
Сравнительный анализ содержания урана и тория в биосубстратах населения, проживающего в экологически неблагоприятных регионах Казахстана <i>A. A. Какабаев, Н. В. Барановская, А. Т. Ержанова, Б. У. Шарипова, Г. Е. Байкенова</i> 47	Comparative analysis of uranium and thorium content in biosubstrates of the population living in ecologically unfavorable regions of Kazakhstan <i>A. A. Kakabayev, N. V. Baranovskaya, A. T. Yerzhanova, B. U. Sharipova, G. E. Baikenova</i>
Реакции разных периодов онтогенеза земноводных на техногенное загрязнение среды <i>V. N. Куранова, С. В. Савельев</i> 50	Reactions of different periods of otogenesis of amphibians to man-general pollution of the environment <i>V. N. Kuranova, S. V. Saveliev</i>
Ретроспективный и проспективный анализ радиоэкологической обстановки приполюгонных территорий. Медико-социальные аспекты преодоления последствий радиационного воздействия <i>A. В. Липихина, Т. Ж. Мулдагалиев</i> 55	Retrospective and prospective analysis of radioecological situation in the territories adjacent to the test site. Medical and social aspects of overcoming the consequences of radiation exposure <i>A. V. Lipikhina, T. Zh. Muldagaliev</i>
Геофагия как способ выживания растительноядных животных в ландшафтах с аномальным содержанием редкоземельных элементов <i>A. М. Паничев, Н. В. Барановская</i> 59	Geophagy as a means of survival for herbivores in anomalous rare-earth landscapes <i>A. M. Panichev, N. V. Baranovskaya</i>
Цезий-137 в почвах и растениях Алтайского края <i>A. В. Пузанов, Т. А. Рождественская, Ю. Б. Кирста, О. А. Ельчинова, И. А. Трошкова, С. В. Бабошкина, С. Н. Балыкин, Д. Н. Балыкин, А. В. Салтыков, И. В. Горбачев, М. П. Пеленева</i> ... 64	Cesium-137 in soils and plants of Altai krai <i>A. V. Puzanov, T. A. Rozhdestvenskaya, Y. B. Kirsta, O. A. Elchinina, I. A. Troshkova, S. V. Baboshkina, S. N. Balykin, D. N. Balykin, A. V. Saltykov, I. V. Gorbachev, M. P. Peleneva</i>
Грудное молоко – биомаркер содержания химических элементов территории проживания кормящих женщин <i>С. С. Станкевич</i> 68	Breast milk is a biomarker of the content of chemical elements in the area of residence of lactating women <i>S. S. Stankevich</i>
Роль биотических и абиотических факторов на формирования минералого-геохимического состава голоценовых донных отложений озер <i>В. Д. Страховенко, Е. А. Овдина, Д. А. Субетто, Н. А. Белкина</i> 72	The role of biotic and abiotic factors in the formation of the mineralogo-geochemical composition of holocene lake bottom sediments <i>V. D. Strakhovenko, E. A. Ovdina, D. A. Subetto, N. A. Belkina</i>
О научной несостоятельности Российских гигиенических нормативов допустимой концентрации некоторых химических веществ в почвах <i>А. И. Сысо</i> 77	About scientific groundlessness of Russian hygienic norms for permissible levels of some chemical elements in soil <i>A. I. Syso</i>
Отражение геохимических условий среды на минеральном составе Тихоокеанских лососей <i>Н. К. Христофорова, В. Ю. Цыганков, А. В. Литвиненко, М. В. Ковальчук</i> 82	Reflection of geochemical conditions of the environment on the mineral composition of Pacific salmons <i>N. K. Khristoforova, V. Yu. Tsygankov, A. V. Litvinenko, M. V. Kovalchuk</i>

ДОКЛАДЫ УЧАСТНИКОВ	87	PARTICIPANTS' REPORTS
Редкоземельные и радиоактивные (Th, U) элементы в живом веществе на территории Кемеровской области <i>Е. В. Агеева, Н. В. Барановская</i>	87	Rare earth and radioactive (Th, U) elements in the living matter in Kemerovo region <i>E. V. Ageeva, N. V. Baranovskaya</i>
Распределение удельной активности ⁶⁵ Zn/ Zn в компонентах модельной системы почва – почвенный раствор – растение <i>В. С. Анисимов, Л. Н. Анисимова, А. И. Санжаров, Р. А. Фригидов, Д. В. Дикарев, Ю. Н. Корнеев, С. В. Коровин, А. В. Саруханов, А. В. Томсон</i>	90	Distribution of the specific activity of ⁶⁵ Zn/ Zn in the components of the model system soil-soil solution-plant <i>V. S. Anisimov, L. N. Anisimova, A. I. Sanzharov, R. A. Frigidov, D. V. Dikarev, Yu. N. Korneev, S. V. Korovin, A. V. Sarukhanov, A. V. Thomson</i>
Специфика накопления химических элементов в зубной ткани древнего и современного человека <i>Г. Е. Асылбекова</i>	95	The specifics of the accumulation of chemical elements in the dental tissue of ancient and modern human <i>G. E. Assylbekova</i>
Краткие сведения о комплексном редкометалльном оруденении месторождения Кумир <i>В. Е. Бабушкин</i>	97	Brief information about the complex rare metal mineralization of the Kумир deposit <i>V. E. Babushkin</i>
Особенности накопления радиоактивных и редкоземельных элементов водными растениями семейства рясковые (<i>Lemnaceae</i>) на территории Томской области <i>А. Ю. Барановская</i>	99	Features of the radioactive and rare earth elements accumulation by <i>Lemnaceae</i> family aquatic plants in the Tomsk region <i>A. Yu. Baranovskaya</i>
Th, U и редкоземельные элементы в организме млекопитающих на примере свиньи домашней (<i>Sus scorfus domesticus</i>) <i>А. Беляновская, Е. В. Агеева, М. Рулик</i>	102	Th, U and rare earth elements in the mammalian organism in the example of the domestic pig (<i>Sus scorfus domesticus</i>) <i>A. Belyanovskaya, E. V. Ageeva, M. Rulik</i>
Изменение отношения Th/U по профилю почв Тюменского федерального заказника <i>В. В. Боев, В. А. Боев, А. В. Синдирева, В. В. Иеронова</i>	105	Paper's title change in the Th/U ratio according to the soil profile of the Tyumen federal preserve <i>V. V. Boev, V. A. Boev, A. V. Sindereva, V. V. Ieronova</i>
Активность ¹³⁷ Cs в двустворчатых моллюсках залива Петра великого (Японское море) <i>Г. С. Борисенко, Ю. И. Зуенко</i>	108	Activity of ¹³⁷ Cs in shellfish of Peter the great bay (Japan sea) <i>G. S. Borisenko, Y. I. Zuenko</i>
Влияние активных тектонических процессов на репродуктивную способность, генетический и фенотипический полиморфизм жимолости синей <i>И. Г. Боярских</i>	110	Influence of active tectonic processes on reproductive capacity, genetic and phenotypical polymorphism of blue honeysuckle <i>I. G. Boyarskikh</i>
Оценка нарушения развития растений в условиях радиоактивного загрязнения лесов на основе метода диссиметрии формы листа березы повислой <i>И. Ю. Горбунов, В. В. Калнин, Д. Ю. Ромашкин, А. Д. Карпов, А. А. Пророков, И. В. Ромашкина, Н. В. Роянова</i>	115	Assessment of plant development disorders in conditions of radioactive contamination of forests based on the method of leaf shape dissymetry of hanging birch <i>I. Yu. Gorbunov, V. V. Kalnin, D. Yu. Romashkin, A. D. Karpov, A. A. Prorokov, I. V. Romashkina, N. V. Roianova</i>

Дозовые нагрузки на ихтиофауну нижней Оби и рек в зонах воздействия предприятий Росатома	Radiation exposures on the fish fauna of the lower Ob and rivers in zones of impact of Rosatom enterprises
<i>В. Г. Городецкий, А. В. Трапезников, В. Н. Трапезникова, А. В. Коржавин.....</i>	<i>V. G. Gorodetsky, A. V. Trapeznikov, V. N. Trapeznikova, A. V. Korzhavin.....</i>
119.....	119.....
Элементный и минеральный составы листьев тополя как индикаторы влияния горнорудной промышленности	Elemental and mineral composition of poplar leaves as indicators of the influence of the mining industry
<i>Л. А. Дорохова, Д. В. Юсупов, Л. М. Павлова.....</i>	<i>L. A. Dorokhova, D. V. Yusupov, L. M. Pavlova.....</i>
123.....	123.....
Связь содержания урана в волосах детей с геоэкологическими факторами в республике Башкортостан	Uranium in children's hair and geoeological factors in the republic of Bashkortostan
<i>А. Н. Злобина, И. М. Фархутдинов.....</i>	<i>A. N. Zlobina, I. M. Farhutdinov.....</i>
128.....	128.....
Биогенная миграция урана в условиях озера Иссык-Куль	Biogenic migration of uranium in the conditions of Issyk-Kul lake
<i>Б. К. Калдыбаев, Г. Б. Кадырова, Б. М. Дженбаев.....</i>	<i>B. K. Kaldybaev, G. B. Kadyrova, B. M. Jenbaev.....</i>
131.....	131.....
Волновой эффект накопления Cs-137 в коре модельного дерева сосны обыкновенной (<i>Pinus sylvestris</i> L.)	Wave effect of accumulation of Cs-137 in the bark of a model scots pine tree (<i>Pinus sylvestris</i> L.)
<i>А. Д. Карпов, И. Ю. Горбунов, В. В. Калнин, Р. К. Поляков, А. А. Белов, А. Н. Раздайводин, А. И. Радин.....</i>	<i>A. D. Karpov, I. Yu. Gorbunov, V. V. Kalnin, R. K. Polyakov, A. A. Belov, A. N. Razdaivodin, A. I. Radin.....</i>
135.....	135.....
Учение о генно-радиационноприродной эволюции органического мира с позиции геодинамики и геномики	
<i>А. В. Мананков.....</i>	
139.....	
Pb-210 и Po-210 во мхах и лишайниках Западной Сибири	Pb-210 and Po-210 in mosses and lichens of Western Siberia
<i>К. А. Мезина, М. С. Мельгунов.....</i>	<i>K. A. Mezina, M. S. Melgunov.....</i>
142.....	142.....
Влияние процедуры озоления на правильность определения удельных активностей ²¹⁰ Pb, ⁷ Be и ¹³⁷ Cs в лишайниках и мхах	Influence of the ashing procedure on the accuracy of ²¹⁰ Pb, ⁷ Be, and ¹³⁷ Cs determination in lichens and mosses
<i>М. С. Мельгунов, К. А. Мезина.....</i>	<i>M. S. Melgunov, K. A. Mezina.....</i>
147.....	147.....
Накопление ⁹⁰ Sr основными лесообразующими породами на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа	Accumulation of ⁹⁰ Sr by the main forest-forming rocks within the East-Ural radioactive trace
<i>Л. Н. Михайловская, В. Н. Позолотина, В. П. Гусева, З. Б. Михайловская.....</i>	<i>L. N. Mikhailovskaya, V. N. Pozolotina, V. P. Guseva, Z. B. Mikhailovskaya.....</i>
152.....	152.....
Содержание ¹³⁷ Cs и ²⁴¹ Am в почве и местных продуктах питания жителей населенных пунктов, прилегающих к белорусскому сектору зоны отселения Чернобыльской АЭС	Current content of ¹³⁷ Cs and ²⁴¹ Am in soils and foodstuff in populated areas adjacent to the Chernobyl NPP exclusion zone
<i>Е. К. Нилова, В. Н. Бортновский, С. А. Тагай, Н. В. Дударева, А. Н. Никитин.....</i>	<i>E. K. Nilova, V. N. Bortnovsky, S. A. Tagai, N. V. Dudareva, A. N. Nikitin.....</i>
157.....	157.....

Редкоземельные и попутные элементы в водах и донных отложениях бассейна реки Омутной (Томская область, Российская федерация) <i>О. Г. Савичев, В. А. Домаренко</i>	163	Rare earth and passing elements in waters and sediments of the omutnaya river basin (Tomsk area, Russian federation) <i>O. G.Savichev, V. A.Domarenko</i>	
Влияние процессов роста скелета на уровень депонирования ⁹⁰ Sr <i>В. И. Стариченко</i>	168	Influence of skeleton growth processes on the level of ⁹⁰ Sr deposition <i>V. I. Starichenko</i>	
Особенности распределения искусственных радионуклидов в лесной подстилке <i>Е. С. Сысоева, Н. В. Ларионова, Ю. С. Шевченко, Н. А. Лещенко, А. И. Меркель</i>	172	Features of the distribution of artificial radionuclides in the forest litter <i>Ye. S. Syssoyeva, N. V. Larionova, Yu. S. Shevchenko, N. A. Leschenko, A. I. Merkel</i>	
Перенос металлов по пищевой цепи планктон – моллюски-фильтраторы в связи с особенностями водной среды <i>Е. Н. Чернова, Е. В. Лысенко</i>	176	The transfer of metals along with the food chain plankton – filter-feeders in connection with features of the water environment <i>E. N. Chernova, E. V. Lysenko</i>	
Анализ нейротропности эндогенного содержания некоторых эссенциальных элементов у подростков с разным уровнем психического развития <i>М. С. Шибалкина, В. А. Радковский, О. А. Залата, Е. В. Евстафьева</i>	180	Neurotropic analys of some essential elements in adolescents with different levels of mental development <i>M. S. Shibalkina, V. A. Radkovsky, O. A. Zalata, E. V. Evstafieva</i>	
Распределение урана и тория на территории правобережья г. Новосибирска по данным анализа листьев тополя <i>Д. В. Юсупов, Л. А. Дорохова, В. Ф. Рапута, А. С. Торопов, А. Ф. Судыко, Е. М. Турсуналиева, Н. В. Барановская</i>	184	Dispersion of uranium and thorium on the right bank territory of Novosibirsk according to analysis of poplar leaves <i>D. V. Yusupov, L. A. Dorokhova, V. F. Raputa, A. S. Toropov, A. F. Sudyko, E. M. Tursunaliyeva, N. V. Baranovskaya</i>	
.....	189	The history of the creation and functioning of the laboratory "Natural-technogenic electromagnetic systems" at the Tomsk polytechnic university <i>V. N. Salnikov</i>	
.....	193	Goltsov phenomenon as a natural-technogenic electromagnetic discharge of the lithosphere <i>V. N. Salnikov, A. Yu. Ol'khovaton, E. S. Chernykh, V. N. Fefelov, A. V. Mishchenko</i>	
.....	198	Dependence of dose rate of gamma radiation on the density of urban development <i>E. Yeboah, P. Macdonald, G. A. Yakovlev</i>	
АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ	199	AUTHOR INDEX	

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ

THE DISCOVERIES OF RADIOACTIVITIES: A RUSSIAN AND FRENCH STORY

P. Désesquelles

*Université Paris-Saclay, CNRS, LPGP, 91405, Orsay, France
Pierre.Desesquelles@universite-paris-saclay.fr*

Radioactivity measurements are today an important tool for environmental assessment. The study and monitoring of environmental radioactivity levels are essential to assess how radioactive substances impact human health, the environment and resources of economic interest (such as water and agriculture). However, environmental uses of radioactivity also include radiometric dating (^{14}C , $^{238-235}\text{U}/^{206-207}\text{Pb}$, etc.), plant growth monitoring (^{32}P), fire protection (^{241}Am), non-destructive imaging (^{192}Ir , ^{60}Co , ^{252}Cf , etc.), food safety (X , γ , e^-), tracers of the carbon cycle ($^{13-14}\text{C}$), pesticide level (^{36}Cl), stream tracer (H^3HO , $^{14}\text{CO}_2$, etc.), and a lot of others.

All these technics rely on the detection of “traditional” radioactivities (α , $\beta^{+/-}$, γ) in which discoveries France and Russia played a primary role a century ago. Since then, other types of radioactivities have also been evidenced (neutron(s), proton(s), cluster etc.) thanks to French and Russian physicists pioneering works. These “modern” radioactivities will be presented together with other nuclear/particle probes (muons, heavy atoms) and their interest in terms of environmental applications will be discussed.

URBAN ECOSYSTEMS AND ECOSYSTEM SERVICES: EXAMPLE OF THE CITY OF PARIS

Jean-Christophe Lata

*Sorbonne Université, Université de Paris, UPEC, CNRS, INRA, IRD, UMR 7618,
Institute of Ecology and Environmental Sciences – Paris, iEES Paris, Tour 44-45, 4 place
Jussieu, 75005 Paris, France, jean-christophe.lata@sorbonne-universite.fr*

Objective: First of all, this talk is a tribute to Professor Leonid Petrovich Rikhvanov, Professor of the Division for Geology at the School of Natural Resources and Engineering at Tomsk Polytechnic University (TPU), with whom we have had the chance to collaborate since the 2000s. He was always up for debate with fabulous and passionate ideas beyond even his field of expertise.

For more than 10 years, the City of Paris and the Institute of Ecology and Environmental Sciences of Paris have been collaborating on various issues of urban ecology. From these multiform collaborations at the interface between fundamental research and concrete techniques for the management of urban environments, several advances have been made on both scientific knowledge of the functioning of the urban ecosystems and the development of more applied approaches and management tools for the city. The purpose of this talk is to summarize our progress, including from the point of view of citizens' expectations – we actually saw during

the Notre-Dame de Paris fire in April 2019 and the lead pollution that followed, that citizens do care for their City.

Method: We will present the results obtained on through several thesis and research projects in collaboration with the City of Paris. The studies were carried out both *via in situ* studies, system constructions (e. g. green roofs) or manipulations under controlled conditions (microcosms, greenhouses, etc.). They overall sought to answer the following questions: (1) How does the urban environment (pollution, climate change, history, management...) influence the growth, the C

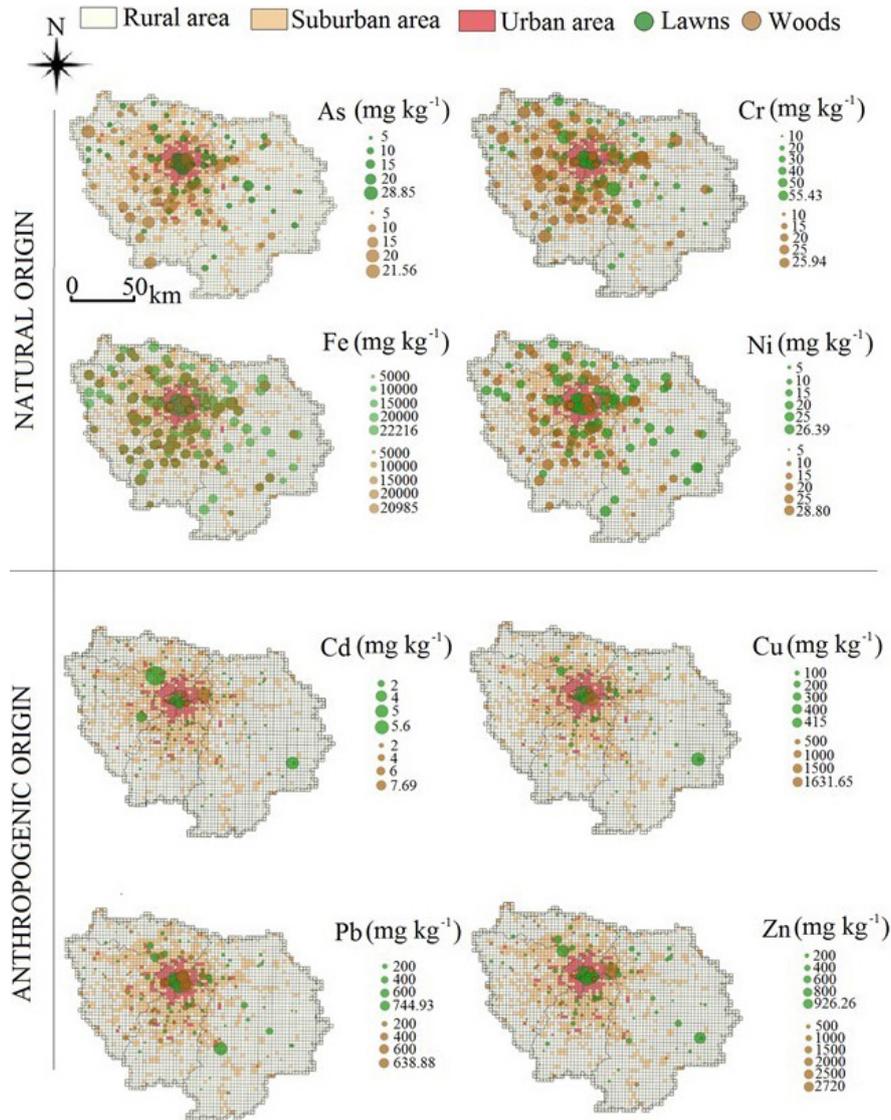


Figure 1. Bubble map of the trace and major element concentrations in lawns and wood soils in rural, suburban and urban areas of the Paris region (France)

(Trace elements = As: arsenic, Cd: cadmium, Cr: chrome, Cu: copper, Ni: nickel, Pb: lead and Zn: zinc; Major element = Fe: iron). Yellow: rural area, orange: suburban area, red: urban area. Green: lawns, brown: woods. Each pixel represents 2×2 km (Foti 2017).

storage of street trees, lawns or green roofs in Paris and the functioning of the soils or substrates associated with them? (2) What ecosystem services (carbon storage, soil decontamination, cooling, water management, increase in biodiversity, etc.) are involved during these impacts? (3) Conversely, can management methods or biodiversity allow these effects to be mitigated? (4) Finally, these results will be discussed in terms of long-term trajectory and management strategies in order to anticipate the future behavior of urban ecosystems and their maintenance in urban areas. These questions are today a major issue at the heart of urban planning, ecological and economic debates for the cities of tomorrow.

Results and Discussion: The results overall show that there is an effect of the urban pressure (e.g. industry, human density, road traffic) on the urban soil and urban green spaces quality and functioning (Natali et al. 2016).

In particular, soil or tree concentrations and enrichments of anthropogenic trace elements (cadmium, copper, lead, zinc...) increase and the soil organic matter stability decreases from the rural to the urban area (Figure 1). The urban pressure effect appears to be modulated by land-use types, mainly due to the soil management history (Foti 2017; Fotil et al. 2017, 2020).

In addition to these impacts, several other factors can play a role. Climate change can interfere with the survival and functioning of e.g. street trees (David et al. 2018). The diversity of soil organisms (and in particular microorganisms) may be important in explaining part of the resilience of soil and plant functioning (Rankovic 2016). Plant species and inter- and intra-species genetic and functional variability may also explain part of this resilience (Quenea et al. 2019; Andrianjara 2021).

Finally, the management method and the construction of new types of systems such as green roofs can play an important role in ecosystem services. The type of coating at the foot of street trees plays an important role in their pollution with trace elements as well as the pit for planting the tree, or the fact of planting more or less diversified trees (Andrianjara 2021). The type of substrate for green roofs, their thickness or the diversity of associated plants plays a very important role in water retention, the carbon and nitrogen cycle or the presence of pollinators (Lata et al. 2018; Dusza et al. 2017, 2020).

References

1. Andrianjara I (2021) Cross-assessment of trace element contamination and indicators of urban stress in *Tilia* spp. in Paris. PhD thesis from Sorbonne University, 185 pp.
2. David A. A. J., Boura A., Lata J. C., Rankovic A., Kraepiel Y., Charlot C., Barot S., Abbadie L. & Ngao J. (2018) Street trees in Paris are sensitive to spring and autumn precipitation and recent climate changes. *Urban Ecosystems*, 21, 133–145.
3. Dusza Yann, Sébastien Barot, Yvan Kraepiel, Jean-Christophe Lata, Luc Abbadie & Xavier Raynaud (2017) Multifunctionality is affected by interactions between green roof plant species, substrate depth, and substrate type. *Ecology and Evolution*, DOI: 10.1002/ece3.2691.
4. Dusza Yann, Yvan Kraepiel, Luc Abbadie, Sébastien Barot, David Carmignac, Isabelle Dajoz, Emmanuel Gendreau, Jean-Christophe Lata, Jacques Meriguet, Eric Motard, Xavier Raynaud (2020) Plant-pollinator interactions on green roofs are mediated by substrate characteristics and plant community composition. *Acta Oecologica*, 105, 103559.
5. Foti L. (2017) Assessment of the effects of urban pressure on quality of soils in the Île-de-France region under two types of vegetation (lawns and woods). PhD thesis from Pierre and Marie Curie University, 273 pp.
6. Foti L., Dubs F., Gignoux J., Lata J. C., Lerch T. Z., Mathieu J., Nold F., Nunan N., Raynaud X., Abbadie L., Barot S. (2017) Trace metal concentrations along a gradient of urban pressure in forest and lawn soils of the Paris region (France). *Science of the Total Environment*, 598, 938–948.
7. Foti Ludovic, Sébastien Barot, Jacques Gignoux, Michel Grimaldi, Jean-Christophe Lata, Thomas Z Lerch, François Nold, Naoise Nunan, Xavier Raynaud, Luc Abbadie, Florence Dubs (2020) Topsoil characteristics of forests and lawns along an urban–rural gradient in the Paris region (France). *Soil Use and Management*, <https://doi.org/10.1111/sum.12640>.
8. Lata J.-C., Dusza Y., Abbadie L., Barot S., Carmignac D., Mériguet J., Motard E., Raynaud X.. (2018) Role of substrate properties in the provision of multifunctional green roof ecosystem services. *Applied Soil Ecology*, 123, 464–468.
9. Natali M, Zanella A, Rankovic A, Banas D, Cantaluppi C, Abbadie L, & Lata J-C. (2016) Assessment of trace metal air pollution in Paris using slurry-TXRF analysis on cemetery mosses. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 23, 23496–23510.
10. Quénéa K., Andrianjara I., Rankovic A., Gan E., Aubry E., Lata J. C., Barot S., Castrec-Rouelle M. 2019. Influence of the residence time of street trees and their soils on trace element contamination in Paris (France). *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (10), 9785–9795.
11. Rankovic A. (2016) LIVING THE STREET LIFE: LONG-TERM CARBON AND NITROGEN DYNAMICS IN PARISIAN SOIL-TREE SYSTEMS. PhD thesis from Pierre and Marie Curie University, 212 pp.

Conclusions: Despite the coherence of the results of all these projects, we are still sorely lacking in unifying results between scales, environment (soil vs. plants, brown and green corridors), cities (mosaic of land uses, cities histories) and uses. This should be achieved by increasing the number of comparisons between cities, by using more systematically integrating indices such as life cycle assessment (LCA), and better integrating the wishes of managers, stakeholders and urban planners to change practices.

HEAVY METALS IN AIR EMISSION AND ASSESSMENT OF HUMAN CARCINOGENIC TOXICITY FOOTPRINT

Junbeum Kim

CREIDD Research Center on Environmental Studies & Sustainability
Department of Humanities, Environment & Information Technology
University of Technology of Troyes
12 rue Marie Curie B.P. 2060, 10010 Troyes Cedex, FRANCE,

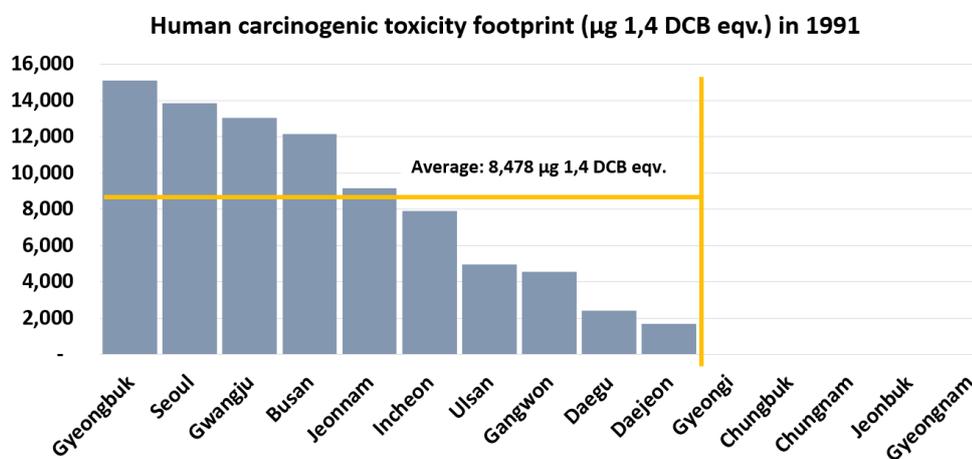
Objective: The purpose of this study is to propose the concept of the human carcinogenic toxicity footprint (μg 1,4 DCB (Dichlorobenzene) eqv./ m^3) using heavy metal concentration data in the air in Provincial and Metropolitan City governments in South Korea. In addition, the final goal is to assess and compare the human carcinogenic toxicity footprint in Provincial and Metropolitan City Governments from 1991 to 2019.

Method: To calculate the human carcinogenic toxicity footprint using heavy metal concentration in Provincial and Metropolitan City Governments, the ReCiPe 2016 life cycle impact assessment method in life cycle assessment (LCA) was used. For the human carcinogenic toxicity footprint calculation, the heavy metal concentration data in Provincial and Metropolitan City Governments are multiplied by the characterization factors of each heavy metal such as Pb, Cd, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni, As, Al, Ca, and Mg data ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). The unit of human carcinogenic toxicity footprint is shown in μg 1,4 DCB eqv. value.

Results and Discussion: The results show that the heavy metal concentrations in Provincial and Metropolitan City governments in South Korea were decreased significantly from 1991 to 2019. In the case of Pb, Incheon was decreased by about 2,124 % (from $0.427 \mu\text{g}/\text{m}^3$ to $0.0192 \mu\text{g}/\text{m}^3$), and Busan was decreased by about 1,250 % (from $0.2471 \mu\text{g}/\text{m}^3$ to $0.0183 \mu\text{g}/\text{m}^3$). In addition, in Cd's case, Gwangju decreased by about 1,550 % (from $0.0033 \mu\text{g}/\text{m}^3$ to $0.0002 \mu\text{g}/\text{m}^3$), and Incheon was decreased by about 1,071 % (from $0.0082 \mu\text{g}/\text{m}^3$ to $0.0007 \mu\text{g}/\text{m}^3$). The results of human carcinogenic toxicity footprint in 1991 (early stage), 2005 (middle-stage),

and 2019 (current) show that the average of human carcinogenic toxicity footprint was $8,478 \mu\text{g}$ 1,4 DCB eqv. in 1991, $5,545 \mu\text{g}$ 1,4 DCB eqv. in 2005 (about 53 % decreased from 1991), and $1,997 \mu\text{g}$ 1,4 DCB eqv. in 2019 (about 178 % decreased from 2005). In 2019, the human carcinogenic toxicity footprint results showed that Gyeongbuk had the highest value of $5,184 \mu\text{g}$ 1,4 DCB eqv. followed by Busan $3,929 \mu\text{g}$ 1,4 DCB eqv., Gyeonggi $3,305 \mu\text{g}$ 1,4 DCB eqv., Seoul $2,184 \mu\text{g}$ 1,4 DCB eqv., Gwangwon $2,011 \mu\text{g}$ 1,4 DCB eqv. One of the reasons for the highest human carcinogenic toxicity footprint is the concentration of Cr and As, which have very high characterization factors.

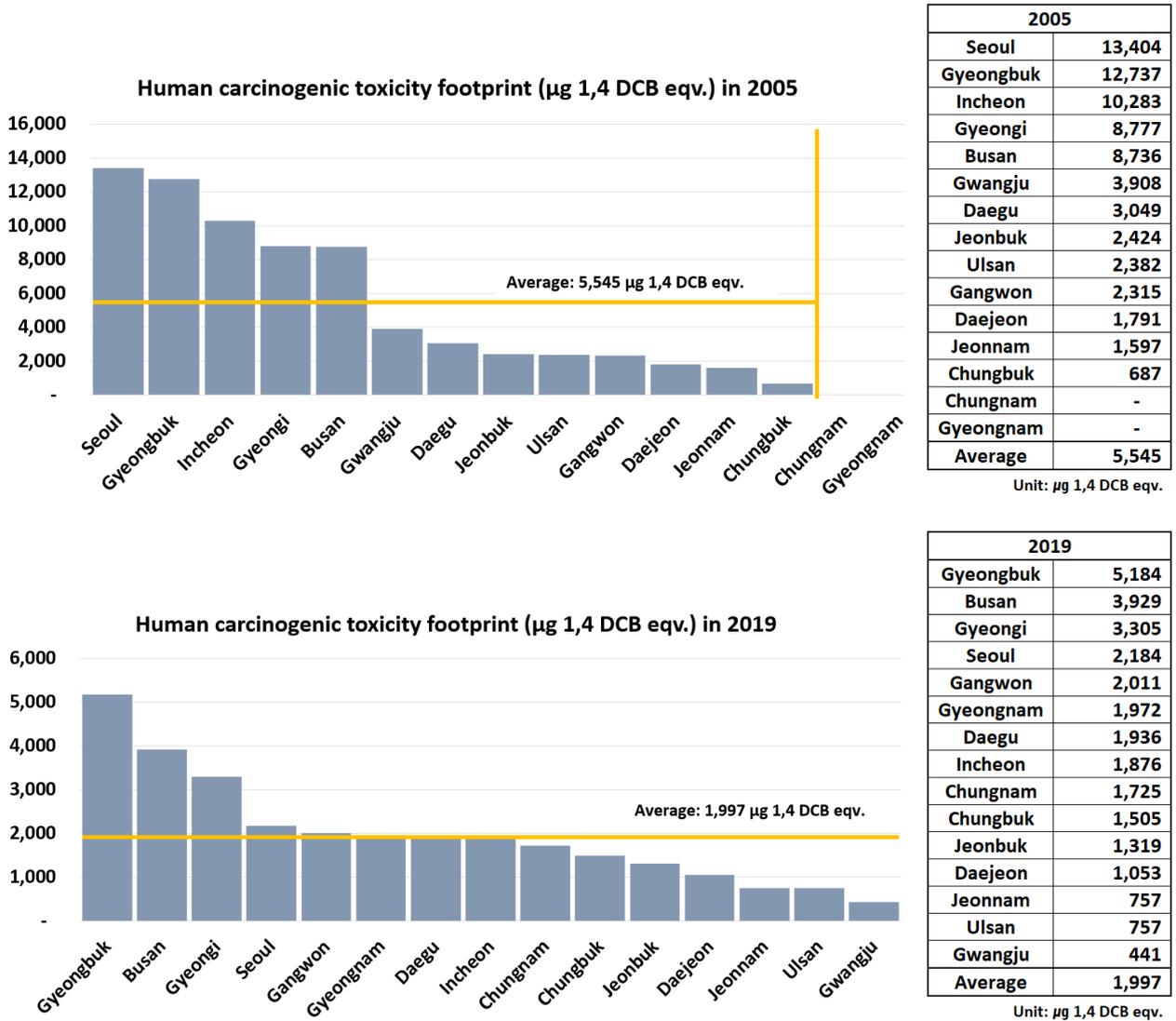
Conclusions: In this study, the human carcinogenic toxicity footprint using a heavy metal concentration in Provincial and Metropolitan City governments was proposed and calculated. Even though the heavy metal concentrations were decreasing, the number of measuring stations should be increased in each Provincial and Metropolitan City Government to improve the data quality and reduce the human carcinogenic toxicity impact by heavy metals.



1991	
Gyeongbuk	15,089
Seoul	13,849
Gwangju	13,029
Busan	12,165
Jeonnam	9,153
Incheon	7,913
Ulsan	4,951
Gangwon	4,537
Daegu	2,417
Daejeon	1,681
Gyeonggi	-
Chungbuk	-
Chungnam	-
Jeonbuk	-
Gyeongnam	-
Average	8,478

Unit: μg 1,4 DCB eqv.

Figure 1. Human carcinogenic toxicity footprint result in Provincial and Metropolitan City governments in South Korea in 1991, 2005, and 2019



Ending figure 1.

CONSIDERATION OF THE RADIOACTIVITY IN LIFE CYCLE ASSESSMENT

Laratte Bertrand^{1,2,3}

¹Arts et Métiers Institute of Technology, University of Bordeaux, CNRS, Bordeaux INP, INRAE, I2M Bordeaux, F-33400 Talence, France

²Department of Industrial Engineering, Ondokuz Mayıs University Samsun 55139, Turkey

³French Institute of Anatolian Studies, CNRS USR 3131 Palais de France, 34433 Istanbul, Turkey

Life cycle analysis has been put in place to respond to a growing problem of wanting to assess our impacts on the environment (International Standard Organization, 2006). To do this, several basic principles must be respected, namely, the concept of the product life cycle, the system delimitation and the quantification of the inputs and outputs of my studied system. Associated with a calculation method (European Commission and Joint Research Centre, 2010), we can then assess potential environmental impacts and determine their source. Radioactivity is to this day an important issue at a time

when the world has never consumed so much energy and above all extracted the resources necessary to supply our nuclear power plants and above all to generate waste that is difficult to recycle.

The life cycle analysis can then be used on different types of indicators. First, the depletion of mineral resources (van Oers and Guinée, 2016), uranium being the main raw material needed to power our energy systems, this mineral is now over-exploited and this resource is now in danger. The second type of indicator which seems to be interesting to study would be the impact of

radioactivity on human health (Rosenbaum et al., 2008). Although uranium (and other radioactive minerals) are naturally harmful or not at all, once refined, they can have long-term human health impacts.

However, the calculation models used in life cycle analysis are difficult to transpose to the radioactivity sector for the moment. Indeed, the first problem is its very long duration of radioactivity (or lifetime) once refined. It is therefore very complicated or even impossible to model this phenomenon on a scale of several thousand years without it including a large degree of uncertainty about the health effects (Laratte, 2013) (Laratte et al., 2014). Also, this implies that man does not foresee a technological revolution to treat radioactive waste and / or change energy sources. The main dilemma is also the fact that even if we reduce radioactivity (and therefore reduce the danger to humans), several studies show that

nuclear energy generates a lot of CO₂ than alternative systems and therefore contributes much less to heating the climate (Laratte, 2013).

The assessment of radioactivity with a methodology such as life cycle analysis, based on models, is still premature. Temporal is poorly taken into account in impact calculation methods and this type of phenomenon is very difficult to transpose into our models to date. It will potentially be more relevant to present a model specific to radioactivity, rather than trying to use current models which can be misleading. Finally, to be sure to assess with certainty the proven and potential effects of radioactivity on human health, it is important to be certain of the diseases generated, under what conditions, etc. With all of the identified limitations currently identified, it is fairly easy to understand that the phenomenon of radioactivity is very complex to assess in our life cycle analysis models due to the lack of maturity of the calculation methods.

References

1. European Commission, Joint Research Centre, 2010. ILCD handbook: general guide for life cycle assessment : detailed guidance. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
2. International Standard Organization, 2006. ISO 14040: 2006 Environmental management Life cycle assessment Principles and framework.
3. Laratte, B., 2013. Evaluation dynamique et cumulative des impacts environnementaux dans le cadre d'une analyse de cycle de vie, Dynamic and cumulative environmental impact assessment in life cycle assessment. Université de Technologie de Troyes.
4. Laratte, B., Guillaume, B., Kim, J., Birregah, B., 2014. Modeling cumulative effects in life cycle assessment: The case of fertilizer in wheat production contributing to the global warming potential. *Science of The Total Environment* 481, 588–595. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.020>.
5. Rosenbaum R. K., Bachmann T. M., Gold L. S., Huijbregts M. A. J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H. F., MacLeod M., Margni M., McKone T. E., Payet J., Schuhmacher M., van de Meent D., Hauschild M. Z., 2008. USEtox – the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 532. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>.
6. van Oers L. F. C. M., Guinée, J., 2016. The Abiotic Depletion Potential: Background, Updates, and Future. *Resources* 5, 16. <https://doi.org/10.3390/resources5010016>.

ACTIVITY CONCENTRATIONS OF URANIUM AND RADIUM IN ORE ROCK AND SURFACE SEDIMENT IN BAYANWULA SANDSTONE-TYPE URANIUM DEPOSITS IN INNER MONGOLIA, CHINA

Nanping Wang, Binlin Jia, Cong Yu, Aimin Peng

School of Geophysical and Information Technology, China University of Geosciences, Beijing

Bayanwula sandstone-type uranium deposits are located in the northern Inner Mongolia, China, and the ore bodies are mainly subjected to a diving-interlayer oxidation zone control in the sand bodies of the ancient river. The in-situ gamma-ray spectrometry measurements were carried out in Bayanwula uranium deposits. According to the measured data (121 sites, the distant of the sites range from 100–200 m), the mean content of uranium, radium and potassium in the surface sediment is 1.78×10^{-6} , 5.52×10^{-6} and 2.30 %, respectively. The potassium content is high, and the content of thorium is obviously low in this region. The sites with higher activities of uranium and thorium are close to the uranium source area, where the acid granite and basalt are revealed. The radioactive concentrations of uranium and radium in sandstone and gravel rock are 2168 ± 702 and 2684 ± 232 Bq/kg, and in the yellow sandstone in the oxidized belt is 755 ± 41.7 Bq/kg, respectively, 1102 ± 148 Bq/kg, uranium in the oxidized belt has been migrated.

Introduction

Erlian basin in Inner Mongolia is one of the most important regions of China's uranium geological exploration funds. Bayanwula sandstone-type uranium deposits are located in the west of Manite depression, the northern part of China, and the uranium bodies are mainly subjected to diving - interlayer oxidation belt control in the sand bodies of the ancient river. The uranium deposit is a single thick layer, approximate horizontal distribution, has a stable mud-sand-mud structure.

Materials and Methods

The radioactivity concentrations of uranium, thorium and potassium in surface deposits were determined by an *in-situ* gamma-ray spectrometer, and they of the typical sediment samples and the drilling rock core samples were determined by a high purity germanium measuring system in laboratory. The in-situ spectrometer consists of a ϕ 75 × 75 mm NaI (TL) scintillation detector and a 1024-channel digital spectrometer with the energy resolution is 7.5 % for the gamma-ray of 0.662 MeV of cesium-137. The HPGe spectrum system is with a p-type wide-energy gamma-ray detector (BE3830), and its energy resolution is 1.73 keV for 1332 KeV from the Co-60.

The core sample was dried to constant weight after grinding, and then loaded into a polyethylene plastic box of ϕ 75 × 75 mm to seal 20 days. After that, uranium, radium, thorium and potassium in the samples are determined by the HPGe spectrometer.

Results and discussion

According to the measured data in Bayanwula uranium deposits (121 sites, the distant of the sites range from 100–200 m), the content of uranium, thorium and potassium in the surface loose sediment is 1.78×10^{-6} , 5.52×10^{-6} and 2.30 %, respectively. The radioactivity concentrations of these radionuclides exhibit a standard normal distribution. Compared with the typical soil

in China, the content of potassium is significantly high, and the content of the thorium is obviously low in this region. The reason for the high potassium content is that a lot of feldspar and quartz stacked on the surface.

The regions of uranium and thorium content increasing are close to the areas of uranium source, where the acid granite, basalt and other rock mass expose. The radioactivity concentration of uranium, radium and potassium in the typical surface loose deposit is 20.1 ± 4.21 , 20.05 ± 1.44 , 26.92 ± 2.00 and 557.17 ± 28.28 Bq/kg, respectively, measured by the HPGe system.

The Quaternary sediments in the area are very thin, the thickness is less than 30 meters. The upper and lower strata include the Paleogene Ildingmanha Formation, the upper member of the Lower Cretaceous Saihan Formation (K_1S^2) and the lower member of the Saihan Formation (K_1S^1). The upper member of Saihan Formation (K_1S^2) is an ore bearing layer. According to results of drilling rock core samples, the content of uranium and radium in sandstone rock and gravel rock is 2168 ± 702 and 2684 ± 232 Bq/kg, respectively. We found that the radioactivity ratio of uranium and radium in the yellow sandstone in the oxidized belt was 755 ± 41.7 and 1102 ± 148 Bq/kg, and uranium was obviously migrated. The specific activity of radioactive uranium and radium in mudstone is similar to that in ore-bearing sandstone.

Conclusion

Bayanwula uranium deposits in Inner Mongolia have a low grade of uranium ore, and the equilibrium of uranium and radium in the oxidized sandstone of ore-bearing layer is destroyed, and the uranium migrated. Radionuclides in surface sediments are low but evenly distributed.

Acknowledgment

This project was supported by the National Natural Science Foundation of China (U2067204).

В. И. ВЕРНАДСКИЙ: БИОСФЕРА ГЕОЛОГИЧЕСКИ ВЕЧНА

Г. П. Аксенов

*Институт истории естествознания и техники имени С. И. Вавилова РАН
125314 Москва, ул. Балтийская, д. 14; e-mail: aksenov@ihst.ru*

V. I. VERNADSKY: THE BIOSPHERE IS GEOLOGICALLY ETERNAL

G. P. Aksyonov

*S. I. Vavilov Institute for the History of Science and Technology of Russian Academy of Sciences
14, Baltiyskaya ul., Moscow, 125315, Russia; aksenov@ihst.ru*

V. I. Vernadsky, as the founder of the very science of radiogeology, considered the discovery of accurate methods for determining the age of rocks as a revolutionary achievement in geology, leading to a new understanding of the planet. In his report at the 17th session of the International Geological Congress (Moscow, 1937), he introduced a virtually new methodological ban: no determination of the age of rocks by radioisotope methods indicates the age of the planet Earth itself. The most ancient of them show only the date of the last process of metamorphism. And as metamorphic rocks form from sedimentary rocks and then come to the surface again, we see a cyclical geological cycle. It originates in the biosphere. From the point of view of biological time, the biosphere is always young, but geologically it is eternal.

Введение

Слова возраст Земли кажутся простыми и понятными. Любой учебник школьного природоведения и университетского общего землеведения описывает происхождение мира, солнечной системы, Земли, происхождение жизни и человека, навсегда определяя наше мировоззрение.

В начале XX в., с возникновением методов определения возраста образцов горных пород по скорости радиоактивного распада, в общем сознании радиологов самые большие цифры стали ассоциироваться с теми породами, которые составляют материнское тело планеты, ее изначальные образования [16, с. 104–137]. Казалось, вот-вот будет надежно установлено время формирования Земли как планеты. Об этом заявил в 20-е годы Артур Холмс, заслуга которого в установлении связи между относительными и абсолютными возрастами горных пород и в создании современной геохронологической шкалы является решающей [17].

Сегодня, когда говорят о возрасте планеты, имеют в виду 4,5–5,5 млрд. лет, потому что в этот промежуток времени укладываются все определения всех возрастов, в том числе и внеземного материала – метеоритов. Происхождение солнечной системы опирается на сценарий формирования планет внутренней, земной группы из газопылевого облака 4,7 млрд. лет назад [12]. Некоторые считают, что метеориты являются осколками неких первичных теперь разрушенных планет. Именно их возраст считается временем образования солнечной системы и Земли. Таким образом, естественное и привычное понятие возраст Земли с улучшением методов определения возрастов горных пород не только не исчезло, но как бы наполнилось более точными значениями. Возраст Земли в 4,7 млрд. лет называют каноническим [15, с. 159].

Однако еще в 20-е годы прозвучала принципиально иная точка зрения на данную проблему: существует рубеж, непреходимый барьер между гипотетическими догеологическими (называемые также космическими или космогоническими) периодами и собственно геологической историей планеты. Эту неожиданную и единственную пока в науке точку зрения выдвинул академик В. И. Вернадский в то время, когда история изотопных методов исследования абсолютного возраста еще только начиналась. Мнения о начале являются тормозящим обстоятельством хотя бы потому, пишет Вернадский, что они не научны. «Эти идеи вошли в науку из религиозно-философских исканий» [3, с. 316]. С их помощью нельзя объяснить геологические явления. Его классический труд «Биосфера» (1926) основан на принципиальных эмпирических обобщениях, полностью отрицающих идеологию догеологических стадий развития планеты.

Материалы и методы

В течение десятилетия 1926–1936 В. И. Вернадский не только наблюдал за развитием радиологии, но и был одним из главных ее создателей. В руководимом им Радиевом институте работали все крупнейшие радиологи страны, здесь создавалась отечественная школа радиологии. И вот на московской сессии Международного геологического конгресса в 1937 г., в докладе «О значении радиологии для современной геологии» Вернадский обобщил эти исследования и заявил, что радиометрические датировки самого древнего комплекса горной породы ничуть не приблизят нас к определению возраста Земли как планеты. Его окончательный приговор звучит так: «Геология, как это ясно видел Геттон (Хаттон – Г. А.), не может дать нам понятия о бренности Земли. Она может дать только – с помощью

радиогеологии – точный количественный учет древности геологических явлений верхней части планеты, причем в этой области мы наблюдаем для геологического строения в аспекте времени мозаику. Земная кора состоит из участков более древних и более молодых, различных и не синхроничных для всякой точки одного и того же географического уровня. Она выявляет в пределе не возраст Земли, а древнейший хронологический уровень метаморфизма (курсив мой – Г. А.). то есть древнейший, не оживившийся процесс радиоактивного распада» [5, с. 470–471].

Все без исключения образцы горных пород, подвергавшиеся испытанию, считает он, представляют собой не осколки первичного тела Земли, не материальные следы ее неких догеологических космических периодов формирования, а типичный минералогический материал. Молодые комплексы – это осадочные горные породы, более древние – метаморфические.

Доклад Вернадского явился первым и законченным выражением новой научной позиции: запрет определения возраста планеты. В своей итоговой книге Вернадский снова указывает, что магматические расплавы должны иметь меньший возраст, чем метаморфические породы, поскольку мы имеем дело с периодом последнего метаморфизма. Более того, нельзя определить, сколько таких периодов было, потому что каждый раз кристаллическая решетка минерала перестраивается. И потому достигнутые на тот день (1940-е годы) первые миллиарды лет могут оказаться в дальнейшем увеличенными в десятки и даже сотни раз. «Мираж генезиса планеты начинает рассеиваться», – предрек Вернадский [9, с. 94].

С методологической точки зрения запрет означает: из-за циклического оборота материала верхних слоев земной коры возраст Земли как реальное природное явление – не определим имеющимися у нас методами. Это всего лишь мысленный образ – дань традиции, идущей еще от религиозной идеологии. Какие бы тонкие методы мы ни использовали, как глубоко мы ни опускались бы в прошлое земной коры, мы всегда будем познавать участок геологической истории, но не подбираться к рождению планеты.

Подчеркнутый Вернадским разрыв между гипотетическими до-геологическими стадиями истории планеты и геологией реально сохраняется и поныне. За прошедшие после его смерти 75 лет признаков первой стадии по-прежнему не обнаружено, она не возникла из конкретных геохронологических исследований. Этот капитальный факт начинает осознаваться современными геологами, работающими в области геохронологии: «Самые древние породы, обнаженные на поверхности планеты, датированы изотопными методами в 3,7–4,0 млрд. лет. В действительности, эти породы имеют еще более древний возраст, поскольку указанные значения характери-

зуют не время их образования, а время их преобразования (метаморфоза), однако самые древние горные породы, возникшие еще в период становления Земли как планеты, пока достоверно неизвестны» [14, с. 5].

Возникает серьезное противоречие между подтверждающим запрет красноречивым эмпирическим материалом и привычным понятием о возрасте планеты. Оно повисает в воздухе, не опирается на факты. С другой стороны, нет никакого работающего геологического теоретического воззрения на время, на котором можно было бы построить понятие о возрасте. Поэтому используется физическое понятие о длительности и астрономический его счет. Но в длительности «возраст» не содержится. Что означает выражение «возраст минерала такой-то»? Пока мы понимаем только то, что определенное количество неких атомов из одного состояния перешли в другое состояние, которое определяется количественно. Под возрастом тут понимается увеличение количества атомов одного вида и уменьшение другого. Процесс выражается в годах, но год есть чистый счет, никоим образом не влияющий на темп происходящих внутри минерала внутриядерных и внутриатомных событий. Связано ли исчезновение одних атомов и накопление других с теми изменениями, которые мы подразумеваем при употреблении слова возраст? Когда мы говорим молодой или старый об одном и том же естественном теле, мы невольно используем какие-то невысказанные, интуитивные представления о созревании, накоплении определенных изменений в этом теле. Они, кажется нам, ведут к завершению его существования, к зрелости, к становлению каких-то процессов, которые были в зачатке или в задатках, в возможностях, их все более резком проявлении и т.п. Что такое в этом смысле понятие старая планета или молодая планета? Можем ли мы применять эти антропоморфные понятия к геологическим телам?

Отвлекаясь от деталей, мы можем представить себе следующий путь минерального комплекса, образец который имеет датировку, допустим, в 4 млрд. лет. Согласно В. М. Дуничеву [10], схематично путь его начинается в зоне гипергенеза, где кристаллические породы обламываются, дробятся, измельчаются и растираются, напитываясь солнечной энергией. Тонкодисперсные осадки сносятся потоками на дно океана, превращаются в ил, смешиваются с органическими частицами. Ил становится глинистым минералом. На него сверху все время наслаиваются новые порции вещества. В слое происходят некие физические процессы разделения, которые сводятся к раздвоению. Аморфные фракции отжимаются, обогащаются жидкостями и газами, уходят вверх и изливаются в виде гейзеров, грязевых вулканов, базальтовой лавы. Остальная, большая часть, разгружаясь от энергии, становится мелкокристаллическими гнейсами, потом гранитогнейсами и, наконец, крупнокристаллическим гранитом.

На последнем горизонте заводятся атомные часы, отсюда начинается отсчет, то есть как бы старение минерала. Что же в свете этих фактов означает понятие возраст? Только то, что Вернадский называл найденным уровнем метаморфизма, каким бы отдаленным от современности он ни был, но никак не возраст планеты. К тому же, к участку цикла глина-гранит, указывает В. М. Дуничев, надо прибавлять участок гранит-глина, то есть путь от недр к поверхности плюс пребывание в «коре выветривания» и в бассейнах седиментации. Поэтому датировки возраста геологических образцов есть части гигантского – схематически нами представляемого пути – геологического (он же описанный Вернадским как геохимический) однонаправленного кругооборота.

Чем же запускается геологическая машина, что служит источником ее однонаправленного движения? На сегодняшний день есть только один ответ: биосфера. И ответ сформулирован в те же годы и тем же, кто указал на запрет определения возраста Земли – Вернадским.

Классическая книга Вернадского «Биосфера», где сказано об отсутствии до-геологических стадий истории планеты в прошлом, посвящена гигантской системе поверхностной оболочки Земли, управляемой живым веществом. Все закономерности функционирования биосферы сосредоточены в одном главном принципе: вечности жизни. «Жизнь рассматривается (в геологической литературе – Г. А.), как случайное явление на Земле, а в связи с этим исчезает из нашего научного кругозора на каждом шагу проявляющееся влияние живого на ход земных процессов, не случайное развитие жизни на Земле и не случайное образование на поверхности планеты, на ее границе с космической средой, особой охваченной жизнью оболочки – биосферы» [3, с. 315].

Биосфера не есть случайное образование на поверхности планеты, она выполняет свою функцию в общем строении планеты: именно, запускает все геохимические или биогеохимические циклы элементов. Без биосферы планета через некоторое время стала бы инертным космическим телом и все движения на ее поверхности, а затем и в недрах постепенно сошли бы на нет.

Сначала Вернадский осознал эти главные планетные круги как гигантскую космическую машину, которая работает на энергии живого вещества. Она запускается, прежде всего, собственной внутренней энергией живого вещества, которую Вернадский назвал биогеохимической. Она проявляется в размножении биоты. Вернадский нашел некоторые основные его закономерности, действующие, как он увидел, с астрономической точностью, то есть с регулярностью движения планет. Другая часть действенной энергии – внешняя. Это или солнечная, потребляемая через фотосинтез, или энергия химических связей, усваиваемая через процесс хемосинтеза.

Что же теперь мы можем сказать о геологическом времени, о возрасте планеты?

Вернадский придал границе геологического возраста значение абсолютной, непереходимой. Тут находится последний уровень «старения» вещества или минерального комплекса, то есть путь его не от гипотетических начальных структур планеты как космического тела, а от поверхности планеты. Данный взгляд позволяет нам понять существо запрета Вернадского. Что мы узнаем, когда определяем время существования образца горной породы? Мы узнаем период или срок существования биосферы. Не существования планеты как таковой безотносительно к биосфере, и не только продолжительность геологической истории, а время существования на планете жизни в виде биосферы, выраженное в годах. Вот что следует из запрета. Каждая данная цифра говорит нам о том моменте, как, насколько «постарела» данная порода с тех пор, когда она из взвеси, ила и осадка стала осадочной или кристаллической породой. Геологическая история есть только отсчет времени, запущенного в биосфере. Напрашивается простой запрос: если порода имеет возраст столько-то миллионов или миллиардов лет, должна же быть порода, вернее, вещество возрастом 0 лет. Где начальная точка цикла во времени, откуда начинается старение? Совершенно ясно, что эта точка, точнее, кривая поверхность находится в биосфере. В целом и общем, несмотря на то, что в биосфере обнаруживаются породы всех мыслимых возрастов, они все обречены на рассеяние (так Вернадский называл дробление и выветривание) и снос в гидросферу и потому биосфера – геологически молода. И только выпадающий из нее атомный кристаллический комплекс начинает «стареть».

Для более наглядного представления этой плоскости геоида мною предложен термин «актуальная поверхность» – пространственно-временное понятие [1, с. 274–286]. Земная поверхность, точнее сказать, поверхность биосферы, а она вовсе не совпадает с геодезической поверхностью геоида, но в тысячи раз ее превосходит, всегда актуальна. Это геологическое сегодня, настоящее. Что это в материальном смысле, как не поверхность планеты от стратосферы до глубины проникновения живых организмов в литосферу?

Мы не можем сказать, что колесо биосферы начало вращаться на каком-то этапе космогенезиса планеты. Так сейчас все еще говорят, исходя из старой идеологии, имея в виду догеологические этапы происхождения планеты. Согласно старой схеме, сначала образовалась планета (причем этот механизм вовсе и не случайно неизвестен), а затем началась дифференциация оболочки и формирование ядра. За счет его энергии сломаны первичные оболочки, в том числе и литосфера (!), так продолжалось до 2,6 млрд. лет назад [11]. Причем в этой умозрачительной схеме авторов не смущает, что биосфера тогда уже

существовала и геологический круговорот, следовательно, функционировал. Тем не менее все еще возникают в науке и такие запредельные, но популярные (не у биологов и палеонтологов, а в основном у химиков) гипотезы, как происхождение жизни [13]. В них полностью игнорируется связь геологической истории и биосферы, а дело происходит на какой-то абстрактной «молодой Земле», где уже имеется океан, органические вещества (!?), атмосфера и т. д.

Между тем запрет Вернадского означает: во все эпохи образовывались одни и те же минералы. Биосфера была всегда. Высказанный в 1668 г. принцип Франческо Реди: живое – только от живого, подтверждается эмпирическими данными. А живые организмы всегда контролировали элементарный состав атмосферы, гидросферы, литосферы и запускали в действие геологический круговорот вещества. Следовательно, всегда была рабочая, то есть актуальная поверхность. И если в геологии всегда действовал принцип Хаттона о безначалии геологической истории, то требует своего признания и принцип Реди, который запрещает синтез живой материи из мертвой.

Единство и сочетание двух принципов позволило Вернадскому сделать понятие о вечности жизни не философским и не религиозным понятием, но строго научным, т. е. более сильным, простым и точным утверждением: биосфера геологически вечна. Геологическая вечность жизни означает, что в биосфере биота посредством солнечной, космической, другой любой энергии запускает в действие химические реакции. Они диктуют вещественное содержание большого геологического круговорота, массы в котором далее обращаются под действием гравитации и вулканизма. Благодаря учению о биосфере в этой мешанине разнонаправленных процессов впервые начали проглядывать закономерные черты, а не хаос, как можно было думать раньше.

Геологической истории без биосферы не бывает. Вернадский подсчитал, что 99,6% «по весу земной коры так или иначе в течение геологического времени находится в непрерывно возобновляемых круговых процессах» [8, с. 19]. Функции живого вещества, связанные с химизмом земной коры, оставались неизменными на протяжении всей геологической истории, несмотря на морфологически разное в ней живое вещество (археозойская и протерозойская биосферы – бактериальные, а эти два зона длились 7/8 всего канонического возраста).

Результаты и их обсуждение

Итак, время для планеты идет ровно столько, сколько существовала и существует на ней биосфера. Как же можно определить характер этого времени? Вернадский считал его биологическим.

Сегодня термин кажется привычным настолько, что у него как бы нет и автора, но в 1929 году, ког-

да Вернадский его употребил [7], он был новым. В те годы само понятие время было у всех на устах благодаря широкой популярности теории относительности. Однако, создавая учение о биосфере, Вернадский ощутил, что общепринятое физическое или параметрическое понимание времени, которое связано с астрономическими или механическими движениями, не подходит для описания процессов биосферы. В физике у времени отсутствовала необратимость и другие качественные свойства времени, оно представляло собой чистое количество. Временем измеряли движение, для которого не имело значения направление. Поэтому в ньютоновские формулы длительность могла входить со знаком «–», то есть представляла собой как бы обратный ход времени, что для земных процессов в биосфере или в геологии – нонсенс. В теории относительности время тоже не выходит из рамок механики (электродинамики). Более того, она предназначалась для двигающихся с огромной скоростью объектов и введенное в ней «расширение» секунд и сокращение сантиметров для геологии и биологии ничего не значило.

В поисках подходящей концепции Вернадский обратился к широко известной в те годы идее времени Анри Бергсона и увидел, что с соответствующими поправками она замечательно отвечает концепции биосферы. Бергсон исходит из идеи жизни как осознания, не сводимого ни к какому другому, виду движения [2]. Он назвал его *élan vital*, то есть «жизненный порыв», «жизненное стремление». Это положение представляет собой типичный научный постулат, поскольку не выводится из предыдущего знания, зато обобщает факты и объясняет особое положение жизни среди других научных явлений.

Время по Бергсону есть переживаемая реальность, внутренняя конкретная длительность человеческого существа вещества. Здесь нет места рассматривать полную историю постепенного осознания Вернадским идеи биологического времени от 1929 до 1944 гг. Нам достаточно взять только его окончательный вывод: время формируется, образуется в биосфере. Заканчивая в конце жизни книгу «О состояниях пространства в геологических явлениях Земли», Вернадский делает главный теоретический, венчающий всю его эмпирику вывод. Он говорит о жизни как причине дления времени: «Живое вещество, мне кажется, есть единственное, может быть, пока, земное явление, в котором ярко проявляется пространство-время. Но время в нем не проявляется изменением. Оно проявляется в нем ходом поколений, подобного которому мы нигде не видим на Земле, кроме живых организмов» [6, с. 163].

Время в учении о живом веществе стало, в отличие от механики, определяемой переменной. Оно описывается научно как любое другое явление. Ведущим процессом образования его, говорит Вернадский, служит размножение организмов. Этим путем создается реальное дление, продолжительность.

Реальным его назвал Бергсон. В отличие от «времени» физических формул, свидетельствует не о счете, не о числе единиц времени (с которыми механика оперирует просто как с абстрактными числами), а об имеющих биологическое содержание интервалах между единицами. Интервалы заполнены конкретными биологическими событиями, темп которых невозможно ни убыстрить, ни замедлить, он зависит от глубинных биологических закономерностей: деления клеток одно- и многоклеточных организмов. Что касается главных для биосферы одноклеточных бактерий, Вернадский предлагал считать единицей биологического времени одну смену их поколений. Для разных видов бактерий она происходит в интервале 17–22 минуты. Об этом Вернадский написал впервые в заметке с красноречивым названием «Биологический элемент времени» [4, с 200–202].

Размножение есть причина дления, но не старения, не возраста. В самом чистом виде биологическое время есть смена поколений одноклеточных бессмертных организмов и смена тех клеток в многоклеточных организмах, которые делятся в определенном порядке за время жизни. Дление времени есть митоз. Это базовый, осевой процесс, на который накручены, с которым связаны все другие, в том числе и качественные временные явления.

Для измерения физико-астрономического времени мы всегда обращаемся к точкам на линии, к числам, с помощью которых решаем, сколько времени прошло, сколько его накопилось, хотя время накапливаться не может, у него нет такого свойства. Время может только проходить какой-то порцией настоящего, но данное понятие имеет отношение только к биологическому времени. Наименьший срок его (те самые интервалы смены поколений) есть у одноклеточных организмов. У них есть только теперь, или сейчас. Они просто начинают делиться, когда есть питательный субстрат и прекращают делиться, когда его нет. Сколько времени прошло в остановках между их делениями – для них не имеет никакого значения. Сегодня появились сведения, на которые надеялся Вернадский, что споры бактерий сохраняются неопределенно долго как в космосе, так и на земле в геологических слоях. Взятые из древних отложений или обнаруженные в ископаемых организмах, эти бактерии – оживают, только это слово к ним не применимо, потому что они не умирали, физически не исчезали.

Однако, как мы узнаем, сколько времени существует биосфера, если она всегда молода, поскольку бактерии живут в вечном настоящем? У одноклеточных организмов нет прошлого именно потому, что нет никаких морфологических мутаций. Они неизменны миллиарды лет. Но и многоклеточные, имеющие собственный незначительный возраст, то есть стареющие и смертные, появились лишь в венде, вероятно. Простейшие, водоросли, грибы, затем растения и животные живут годы, десятки и первые сотни

лет (есть исключения, как секвойи, живущие тысячи лет). По геологическим меркам это ничтожный срок, близко к 0 лет.

Зато величину прошедшего биосферного времени мы узнаем по геологическому времени. Оно само по себе не создает ни длительности, ни возраста в точном – биологическом – смысле этого слова, но служат нам референтом дления одноклеточных организмов. Откуда появляется геологический возраст? Как мы видим – только из остановок времени в тех материальных слоях, которые отстают от жизненного круговорота, отправляются в бассейны седиментации, уходят в литосферу и начинают изменяться, то есть начинают «стареть». Иначе говоря, у них согласно определенным закономерностям, которые изучают разные специалисты из цикла геологических наук, накапливаются изменения. Чем их больше, тем старше образец или вся структура, из которой взят образец.

Таким образом, любой возраст есть отставание от биологического дления и определяется количеством лет, прошедших с начала изменений минеральных структур. Они представляют собой прошлое биосферы.

Измерение времени в концепции Вернадского не линейно, а циклично. Количественная величина цикла определяется с помощью абсолютного геологического возраста образцов горных пород и минералов, выраженного в годах, а точнее, согласно стандартам Международной геологической шкалы, в цезиевых современных секундах. Цифры, полученные почти за столетие развития изотопной геохронологии, совершенно точны. На Земле получены возрасты минералов до 5 млрд. лет. Кардинальные факты добыты чисто эмпирически, путем множества определений возраста образцов. Могут меняться интерпретации фактов, но они останутся в науке навсегда. Ясно к тому же, что 5 млрд. лет – только один шаг. Чтобы получить один полный цикл, их придется увеличить в несколько раз (путь с дневной поверхности до бассейна седиментации, затем от нее до границы кристаллизации и снова из недр до поверхности). А сколько таких циклов было, сколько раз заводились радиоактивные часы, не знает пока никто. Цикл имеет свойство кольца или колеса, на котором нет точки начала.

Изменился ли вывод Вернадского сегодня? Нет, его идеи только находят все новые свидетельства в открываемых фактах, а опровержений, наоборот, ни одного не поступило. Вечность жизни подтверждается именно как геологическая вечность и никакая другая. Один из авторитетных наших геохимиков пишет, что в течение всей разведанной геологической истории следы присутствия биосферы обнаруживаются. Все главные геохимические процессы, определяемые соотношением оболочек: атмосферы, гидросферы, литосферы – всегда оставались стационарными. Уже 3,6–3,8 млрд. лет назад количество кислорода

в атмосфере было порядка современного. Уже в ту эпоху солевой состав океана была такой же, как и сегодня, то есть он тоже представляет собой геохимическую константу. Таким образом, пишет он, «участие жизни прослеживается с самого начала» [18, с. 31–32].

Таким образом, сегодня не только подтверждается учение о биосфере, но усиливается общее представление об отсутствии космических периодов в истории планеты. Геологическая история равна по длительности биологической и начала их нет, как нет и конца.

Заключение

Проблема, которая здесь описана, будет непрерывно нарастать в науках о Земле. Им не уклониться от вопросов: что такое время? отчего идет время? Сейчас по принятым в них физико-астрономическим воззрениям однажды (!?) произошел Большой Взрыв и время начало свой отсчет. Причем его ход или темп никак не управлялся дальнейшими событиями, как то: синтез элементарных частиц, атомов, молекул, горных пород, газов и жидкостей, затем звезд и их скоплений, потом планет, и на одной из них – жизни как определенного феномена. Затем на Земле случайно, благодаря ее удачному положению сформировалась биосфера, появился, в конце концов, человек с сопутствующей ему историей обществ и государств. Это линейное понимание времени, о котором сказать ровным счетом нечего, некая линия. На ней отмечается число единиц, точек, не имеющих никаких свойств. Самое точное определение времени в современной физике, берущее начало от теории относительности, исполнено иронии: время – это то, что показывают часы.

Любые отделы естествознания всегда начинали свой путь как точные дисциплины с постановки запрета на происхождение своего предмета. Так, в теоретической механике полторы тысячи лет господствовала аристотелевская концепция движения, где главенствовал вопрос: почему движутся тела? Но Галилей осознал, что главным является вопрос совсем иной: как движутся тела? И его трудами появилась механика как точная наука. Законы механического перемещения тел не объясняются их происхождением.

Геология точно также стала превращаться в науку, как только отъединилась от идеи происхожде-

ния Земли, еще довлевшей над Бюффеном, например. Геологам «героического периода» пришлось специально размышлять на эти темы, когда они выделяли специфику, создавали новые методы исследования. С наибольшей силой необходимость отделения геологии от космологии выразили Дж. Хаттон своим принципом вечности геологических явлений и Ч. Лайель, создавший на его идейной основе метод геoaктуализма.

В своей конкретной работе геологи и радиометристы, начиная с автора уран-свинцового метода определения абсолютного возраста Б. Болтвуда, всегда интуитивно точно следовали методу актуализма, отсчитывая абсолютный возраст образцов от нашей современности (столько-то лет назад от геологического сегодня). Тогда как, если следовать букве гипотезы о начале Земли в некоем уже шедшем раньше времени, то следовало бы старые образцы считать, наоборот, самыми «молодыми», современными некоей первичной материи планеты.

Инстинктивная, непроявленная интуиция считать эти породы древними очень верна. Вернадский дополнил ее пространственным пониманием: под воздействием биосферы вещество на Земле всегда двигалось от поверхности в недра, старея, возвращаясь на поверхность в результате тектонических движений и вновь омолаживаясь, растираясь под воздействием живого вещества, вновь отправляясь на океанское дно, в бассейны седиментации и в литосферу. Абсолютный возраст образца дает нам точный учет количества лет, которые он провел в состоянии после метаморфоза, но не в целом цикле.

Наукам о Земле предстоит под давлением фактов принять концепцию Вернадского, чтобы окончательно отрезать шлейф из многих философских и космогонических представлений, сосредоточенных в понятии возраст Земли. Для этого предстоит признать время и пространство фундаментальными естественными явлениями биосферы, отражающимися в геологической истории. При этом нет никакой необходимости принуждать физико-астрономические науки менять их представления о времени и вообще как-то вмешиваться в их практику. Но зато можно освободиться от переноса навязанных ими умозрительных гипотез на другие науки и стоять на твердых геологических и биосферных фактах, свидетельствующих о природе времени.

Литература

1. Аксенов Г. П. Причина времени: жизнь – дление – необратимость. – М.: Красанд, 2013. – 400 с.
2. Бергсон А. Творческая эволюция. – М.: АСТ, 1999. – 409 с.
3. Вернадский В. И. Биосфера / В. И. Вернадский. Живое вещество и биосфера. – М.: Наука, 1994. – С. 315–401.
4. Вернадский В. И. Живое вещество / В. И. Вернадский. Живое вещество и биосфера. – М.: Наука, 1994. – С. 19–314.
5. Вернадский В. И. О значении радиогеологии для современной геологии / В. И. Вернадский. Собрание сочинений в 24 тт. Т. 9. – М.: Наука, 2013. – С. 452–474.

6. Вернадский В. И. О состояниях пространства в геологических явления Земли как планеты / В. И. Вернадский. Проблемы биогеохимии. – М.: Наука, 1980. – С. 85–164.
7. Вернадский В. И. Изучение явлений жизни и новая физика / В. И. Вернадский. Проблемы биогеохимии. – М.: Наука, 1980. – С. 246–277;
8. Вернадский В. И. Химический состав живого вещества в связи с химией земной коры / В. И. Вернадский. Биогеохимические очерки. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1940. – С. 9–24.
9. Вернадский В. И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. – М. Наука, 1965. – 374 с.
10. Дуничев В. М. Учение В. И. Вернадского о геологической вечности биосферы - основа естественнонаучной модели геологии // Труды Ленинградского общества естествоиспытателей, 1990. – Т. 81. – Вып. 2. – С. 155–168.
11. Космическое землеведение. Геофизические основы. – М.: Изд. МГУ, 1992. – 269 с.
12. Маракушев А. А. Происхождение Земли и природа ее эндогенной активности. – М.: Наука, 1999. – 255 с.
13. Пармон В. Н. Предбиологическая фаза зарождения жизни / Вестник РАН, 2002. – Т. 72. – № 11. – С. 976–983.
14. Салоп Л. И. Геологическое развитие Земли в докембрии. – Л.: Недра, 1982. – 343 с.
15. Четырехязычный энциклопедический словарь терминов по физической географии. Сост. И. С. Щукин. – М.: «Советская энциклопедия», 1980. – 704 с.
16. Хеллем Э. Великие геологические споры. – М.: Мир, 1985. – 216 с.
17. Холмс А. Возраст Земли. – Л., 1930. – 118 с.
18. Ярошевский А. А. Круговорот вещества земной коры и проблемы геохимической эволюции биосферы // Развитие идей В. И. Вернадского в геологических науках. – М.: Наука, 1991. – С. 32–46.

О ХАРАКТЕРИСТИКЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ ПРОВИНЦИЙ (НА ПРИМЕРЕ СЕВЕРНОГО КАВКАЗА)

В. А. Алексеенко^{1,2,3}, Н. В. Швыдкай⁴, А. Л. Боран-Кешишьян¹

¹Государственный морской университет
Новороссийск, Россия, vl.al.alekseenko@gmail.com, bk.anastas@gmail.com

²Южный федеральный университет
Ростов-на-Дону, Россия

³Институт водных и экологических проблем СО РАН
Барнаул, Россия

⁴Кубанский государственный аграрный университет имени И. Т. Трубилина
Краснодар, Россия, nepeta@mail.ru

ABOUT THE CHARACTERISTIC OF GEOCHEMICAL PROVINCES (ON THE EXAMPLE OF THE NORTH CAUCASUS)

V. A. Alekseenko^{1,2,3}, N. V. Shvydkaya⁴, A. L. Boran-Keshishyan¹

¹Admiral Ushakov Maritime State University
Novorossiysk, Russia, vl.al.alekseenko@gmail.com, bk.anastas@gmail.com

²Southern Federal University
Rostov-on-Don, Russia

³Institute for Water and Environmental Problems, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences
Barnaul, Russia

⁴Kuban state agrarian University named after I. T. Trubilin
Krasnodar, Russia, nepeta@mail.ru

On the example of the North Caucasian geochemical province, the sequence of works and the establishment of the values of the indicators necessary for the geochemical characterization of the provinces are considered. The regional (local) Clarke of the concentrations and dispersion of elements in the prevailing rocks, soils, and living matter of the province are given.

Введение

Геохимическая неоднородность поверхности Земли потребовала для различных научных и хозяйственных целей обособления отдельных крупных территорий, отличающихся от соседних по целому ряду геохимических, а впоследствии и экологических признаков.

Первоначально такое обособление должно было способствовать изучению развития различных тектоно-магматических процессов и поиску месторождений полезных ископаемых. В настоящее время необходимость выделения геохимических провинций связана также с разработкой оптимального функционирования природных и техногенных ландшафтов и нормирования хозяйственной деятельности в регионах.

На примере Северо-Кавказской геохимической провинции рассматривается последовательность работ и установление величин показателей, необходимых для геохимической характеристики провинций. Приводятся региональные (местные) кларки концентраций (К.К) и рассеяния (К.Р.) элементов в преобладающих горных породах, почвах, живом веществе провинции.

Материалы и методы

Использованы результаты многолетних геохимических работ в регионе, включая ландшафтно-геохимическое картографирование в масштабе 1 : 500000. Работы проводились по методике, подробно описанной в учебниках и монографиях [1, 2]. По результатам анализов более 30000 литохимических и биогеохимических проб, устанавливались региональные кларки концентраций. Всего проб горных пород было проанализировано (с учетом контрольных проб) свыше 3800, почв – свыше 8200, растений (зола) – свыше 15000. Контроль опробования и анализов (внешний и внутренний) осуществлялся в количестве 3–5 % от числа рядовых проб. Основные анализы проводились в аттестованной Центральной испытательной лаборатории Северо-Кавказского ПГО, контрольные – в лабораториях НИИ Геохимии биосферы (г. Новороссийск), Магадангеологии (г. Магадан), Института геологии рудных месторождений (г. Москва), НИИ физической и органической химии (г. Ростов-на-Дону).

Результаты и их обсуждение

По А. Е. Ферсману геохимические провинции представляют собой «такого рода природные сочетания элементов, которые вызываются или основными геотектоническими циклами земной коры, или климатическим режимом определенных широтных зон» [6].

Они отличаются по геохимическим особенностям не только от горных пород, но и от почв, вод, газов и живого вещества, как в соседних провинциях, так и в соответствующих системах планеты Земля. Природные геохимические особенности геохимических провинций оказали влияние и на особенности техногенных геохимических систем, получающих развитие в пределах провинций. К таким системам, в первую очередь, относятся почвы сельскохозяйственных угодий, произрастающие на них сельскохозяйственные культуры, а также почвы и растительность населенных пунктов.

При геохимической оценке различных систем (в том числе провинций) обычно используют следующие показатели: 1 – занимаемую площадь, 2 – формы и нахождения основной части элементов, 3 – распространенность, 4 – распределение, 5 – показатели абсолютного (ПАН) и относительного (ПОН) накопления химических элементов. Оценка площади территории геохимической провинции учтена в самом ее выделении А. Е. Ферсманом. Основными формами нахождения элементов в геохимических провинциях являются минеральная, биогенная, водные растворы и газовые смеси.

Обычно наибольшее внимание при геохимической характеристике провинций уделяется распространенности химических элементов в горных породах. По предложению А. Е. Ферсмана сначала средние содержания элементов в земной коре стали называть их кларками. Этот термин позднее был распространен на средние содержания в планетарных системах с перечисленными выше формами нахождения элементов. После работ В. И. Вернадского [3] стали выделяться региональные кларки (отражающие в основном распространенность элементов в геохимических провинциях). Также стали выделять кларки концентраций (К.К), являющиеся отношением кларка провинции к соответствующему кларку планетарной системы (В. И. Вернадский). Именно эти показатели, к настоящему времени, относятся к определяющим геохимический облик провинций. Отметим, что особое значение для этой цели имеют величины планетарных и региональных (местных) кларков.

Так как границы геохимических провинций и занимаемые ими площади обычно к началу исследований установлены, начинать их геохимическую оценку целесообразно с установления региональных кларков, и кларков концентраций (К.К) и рассеяния (К.Р) элементов относительно их кларков в литосфе-

ре) в осадочных и магматических породах, получивших широкое развитие в изучаемых провинциях. На Северном Кавказе нами установлены региональные кларки элементов для карбонатно-терригенных, терригенных и кислых магматических пород (табл. 1). Для всех из них также установлены (по сравнению с литосферой) кларки концентраций (К.К) и рассеяния (К.Р) (табл. 2).

Большую площадь в регионе занимают карбонатно-терригенные породы. В них из 24 рассматриваемых элементов у 6 средние содержания более чем в 1,3 раза превышают кларковые для литосферы (табл. 2): Ba (1,37), Mn (1,4), Mo (1,64), Pb (1,3), Sr (1,62), Zr (5,26). В терригенных породах провинции превышают более, чем в 1,3 раза кларковые значения для литосферы 8 элементов: V (2,7), Mo (2,15), Pb (1,8), Mn (1,6), Zr, Zn (1,4), Be (1,35), Cr (1,30). В кислых магматических породах к таким элементам относятся следующие: Cr (3,8), Sn (3), Mo, Pb (2,2), Be (2), Li, Ag (1,6), Ni (1,5), Ba, Se (1,4), W (1,3) (табл. 2).

Обобщение данных о К.К. элементов в Северо-Кавказской провинции позволило, с определенными допущениями, считать, что наибольшая относительная распространенность в горных породах региона характерна для $Mo > Pb > (Be, Cr) > (Ba, Zn)$. Отметим также, что в отдельных породах некоторых районов провинции повышены средние содержания Sr, Zr, Mn, V, Cu, Ni. Это можно объяснить развитием в регионе большого числа месторождений и рудопроявлений [7], находящихся в пределах различных первичных геохимических полей.

Особенности формирования горных пород и последующие интенсивные эндогенные процессы, характерные для Северо-Кавказской провинции, привели не только к концентрации, но и уменьшению (по сравнению с литосферой) содержания ряда элементов в горных породах. Для карбонатно-терригенных пород (табл. 1, 2) это $Ga (3,0) > Yb, Y (2,8) > Ni (2,4) > V (1,9) > Sr (1,5) > Nb (1,4) > Ag (1,3)$ (в скобках величины К.Р).

В терригенных породах Кавказа понижены средние содержания (табл. 1,2) следующих элементов: $Y (2,0) > Yb (1,9) > Ni (1,5) > Ga (1,4) > Sn (1,3)$. Гораздо меньше отличий от планетарных кларков в содержаниях элементов в кислых магматических породах: $Yb, Y (1,7) > Sr (1,6) > Zr (1,4)$. Обобщенный ряд элементов, находящихся в пониженных содержаниях в горных породах провинции имеет следующий вид: $(Y, Yb) - Ga - Ni - Sn$.

Указанные повышенные и пониженные содержания химических элементов в горных породах, наличие месторождений и рудопроявлений, а также отложение золотого материала на геохимическом барьере, должны были сказаться на геохимическом облике почв, а затем – живых организмов. Именно его установлением целесообразно заниматься на следующем этапе исследований. Как видно из табл. 3, в почвах провинции повышены по сравне-

Таблица 1. Некоторые геохимические особенности горных пород Северо-Кавказской геохимической провинции

Ag	Ba	Be	Co	Cr	Cu	Ga	Ge	Li	Mn	Mo	Nb	Ni	Pb	Sc	Sn	Sr	Ti	V	W	Y	Yb	Zn	Zr
Содержание в карбонатно-терригенных породах литосферы (n • 10 ⁻³ %)																							
0,008	41,7	0,18	1,01	6,27	4,43	1,94	0,13	3,6	57,0	0,11	1,01	5,21	1,39	0,55	0,53	35,3	278,0	7,5	0,16	3,3	0,28	4,85	16,9
Содержание в карбонатно-терригенных породах провинции (n • 10 ⁻³ %)																							
0,006	57,5	0,20	1,0	6,5	3,8	0,03	0,11	2,9	80,0	0,18	0,70	2,12	1,8	0,53	0,35	57,1	247,0	3,8	0,14	1,2	0,1	5,3	89,0
Содержание в терригенных породах литосферы (n • 10 ⁻³ %)																							
0,008	51,9	0,20	1,26	7,6	5,44	2,32	0,16	4,3	43,8	0,13	1,25	6,01	1,5	0,66	0,64	28,9	338,0	3,88	0,19	3,38	0,34	5,56	20,8
Содержание в терригенных породах провинции (n • 10 ⁻³ %)																							
0,008	58,6	0,27	1,33	10	5,0	1,59	0,17	4,65	71,9	0,28	1,50	3,87	2,64	0,81	0,47	30	408,0	10,6	0,19	1,64	0,18	7,86	14,4
Содержание в кислых магматических породах литосферы (n • 10 ⁻³ %)																							
0,005	42	0,2	0,7	2,2	3,0	1,7	0,13	2,4	54,0	0,1	2,0	1,5	1,5	1,4	0,15	44	340,0	8,8	0,13	3,5	0,35	6,0	14,0
Содержание в кислых магматических породах провинции (n • 10 ⁻³ %)																							
0,008	58,5	0,4	0,8	8,4	3,6	2,04	0,15	3,9	53,0	0,22	1,5	2,3	3,3	2,0	0,45	2,4	360,0	8,0	0,17	2,0	0,2	6,4	10,0

Таблица 2. Кларки концентраций (К.К) и рассеяния (К.Р.) в горных породах Северо-Кавказской геохимической провинции

Ag	Ba	Be	Co	Cr	Cu	Ga	Ge	Li	Mn	Mo	Nb	Ni	Pb	Sc	Sn	Sr	Ti	V	W	Y	Yb	Zn	Zr
Кларки концентрации в карбонатно-терригенных породах																							
-	1,37	1,11	-	1,04	-	-	-	-	1,40	1,64	-	-	1,3	-	-	1,62	-	-	-	-	-	1,09	5,26
Кларки рассеяния в карбонатно-терригенных породах																							
1,37	-	-	1,01	-	1,16	3,08	1,18	1,24	-	-	1,43	2,46	-	1,04	1,51	-	1,13	1,97	1,14	2,75	2,8	-	-
Кларки концентрации в терригенных породах																							
-	1,13	1,35	1,05	1,31	-	-	1,06	1,08	1,64	2,15	1,2	-	1,76	1,22	-	1,03	1,2	2,73	1	-	-	1,41	1,44
Кларки рассеяния в терригенных породах																							
1,07	-	-	-	-	1,09	1,46	-	-	-	-	-	1,55	-	-	1,36	-	-	-	1	2,06	1,88	-	-
Кларки концентрации в кислых магматических породах																							
1,57	1,4	2	1,14	3,81	1,2	1,2	1,2	1,6	-	2,2	-	1,5	2,2	1,4	3	-	1,05	-	1,3	-	-	1,06	-
Кларки рассеяния в кислых магматических породах																							
-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	-	1,3	-	-	-	-	1,6	-	1,1	-	1,7	1,7	-	1,4

Таблица 3. Сравнительная характеристика распространенности ($n \cdot 10^{-3} \%$) и распределения (А.Р) элементов в почвах Северо-Кавказской геохимической провинции

Ag	Va	Be	Co	Cr	Cu	Ga	Ge	Li	Mn	Mo	Nb	Ni	Pb	Sc	Sn	Sr	Ti	V	W	Y	Yb	Zn	Zr	
Кларки почв Земли*																								
0,05	50,0	0,6	0,8	20,0	2,0	3,0	0,5	3,0	85,0	0,2	1	4,00	1,0	0,7	1,0	30,0	460	10,0	–	5,0	0,3	5,0	30	
Местные (региональные) кларки почв провинции**																								
0,013	60	0,4	1,8	11,0	5,3	1,9	0,22	5,30	120	0,28	1,86	4,7	3,7	1,0	0,57	29	540	11,0	0,25	2,0	0,25	12,0	19	
Кларки концентрации (К.К) в почвах провинции относительно почв Земли**																								
	1,20		2,25		2,65			1,77	1,41	1,40		1,18	3,70	1,43			1,17	1,10					2,40	
Кларки рассеяния (К.Р) почв**																								
	3,85		1,50		1,82		1,58	2,27							1,75	1,03					2,50			1,6
Абсолютный разброс (А.Р) в породах и почвах континентов**																								
	13,5 (3)	4000	12 (6)	1500	800	21,7	20	25 (10)	132	32,4	13	700	1000	20	30	610	46	12,5	3,7	100 (80)	14	8,67	26,3	
Абсолютный разброс средних содержаний в почвах ландшафтов провинции																								
	3,16	2,8	5,2	2,1	3,74	7,06	2,12	2,54	1,63	4,67	6,05	2,04	2,83	3,04	2,16	1,94	5,88	1,94	3,6	1,73	2,12	3,2	2,1	

* по А. П. Виноградову; ** по В. А. Алексеевко.

Таблица 4. Биогеохимические особенности растительности Северо-Кавказской геохимической провинции

Ag	Va	Be	Co	Cr	Cu	Ga	Ge	Li	Mn	Mo	Nb	Ni	Pb	Sc	Sn	Sr	Ti	V	W	Y	Yb	Zn	Zr
0,007	6,5	0,38	1,8	8,3	4,7	1,9	0,14	5,2	100	0,11	5,8	2	1,6	1	0,25	34	450	9	0,13	2	0,033	8,3	17
Кларк земной коры*																							
0,001	0,9	0,004	0,04	0,07	0,32	0,002	–	0,06	9,6	0,02	0,08	–	0,1	–	0,01	1,6	1,3	0,06	–	0,03	–	2	0,3
Кларк живого вещества*																							
0,1	10,0	0,21	1,5	25,0	20,0	5,0	5,0	1	750,0	2,0	0,05	5,0	1	0,009	0,5	3,0	100,0	6,1	0,0005	0,1	0,01	90,0	0,5
Кларк живого вещества суши ($n \cdot 10^{-3} \%$)**																							
0,07	81,8	0,07	0,35	4,79	6,6	0,13	0,1	1,66	367,8	0,13	0,38	4,35	1,7	0,09	0,2	36,1	99,7	1,2	0,23	0,21	0,03	12,6	3,5
Кларк живого вещества Северо-Кавказской геохимической провинции***																							
Кларки концентрации (К.К) химических элементов по отношению к кларку в золе растений																							
8,18								1,5			7,6		1,7	10		12,0		460		2,1	3		7
Кларки рассеяния (К.Р) химических элементов по отношению к кларку в золе растений																							
1,42		3	4,28	5,2	3,0	38,4	50		2,03	15,4		1,15			2,5		1	5,08					7,14

* по А. П. Виноградову, ** по С. М. Ткаличу, *** по В. А. Алексеевко.

нию с кларковыми содержаниями в почвах Земли, следующие элементы: Pb (3,7) > Cu (2,65) > Zn (2,4) > Co (2,2) > Li (1,8) > Sc, Mn, Mo (1,4). На повышенное содержание первых трех элементов, вероятнее всего, наибольшее влияние оказали отработка и выветривание руд соответствующих месторождений и рудопроявлений.

Анализ полученной информации (табл. 1, 2, 3) показывает, что почвы провинций в значительной мере достоверно унаследовали лишь для Pb, Zn, Cu повышенные содержания от соответствующих месторождений, известных к настоящему времени. В целом же обогащение почв провинции не связывается с каким-либо одним (или несколькими) факторами миграции – концентрации [8]. К числу этих факторов относятся как внутренние, так и внешние, в том числе связанные с выветриванием коренных пород за пределами месторождений.

Элементы с пониженным средним содержанием в почвах провинции образуют следующий ряд (в скобках величины К.Р): Ag (3,9) – Y (2,5) – Cr (1,8) – Sr (1,7) – Zn, Ga (1,6) – Ba (1,5). Для всех перечисленных элементов (за исключением Zn) не характерно биогенное накопление [4], а значит и биогенное «перекачивание» из горных пород в почвы. Затруднен и их переход в ионные растворы, о чем свидетельствуют величины потенциалов Картледжа [2, 4]. Все это в определенной мере препятствовало поступлению элементов с пониженным содержанием из горных пород в почвы.

Сравнение величин разброса средних содержаний элементов в почвах отдельных геохимических ландшафтов с величинами соответствующих абсолютных разбросов (А.Р) в породах и почвах континентов показывает, что по рассматриваемому показателю распределение химических элементов в почвах провинции не достигло значений, существенно ухудшающих эколого-геохимическую обстановку (табл. 3). Относительно большой абсолютный разброс в почвах провинции Be, Mo, W, Ag, Yb, Ge, Cu и Pb может свидетельствовать о значительной интен-

сивности миграции элементов в коренных горных породах, являющихся одним из основных источников элементов в почвах.

Особенности распространенности элементов в живом веществе (его золе) Северо-Кавказской провинции с содержанием в золе живого вещества суши показало (табл. 3), что в живом веществе провинции повышены содержания Ba (8,2) – Nb (7,6) – Pb (1,8) – Se (10,0) – Sr (12,0) – Zr (7,0) (в скобках приведены К.К). Перечисленные элементы входят в состав главных минералов месторождений провинции [7]. Повышенному, до определенных величин, поступлению этих элементов растения не могут противостоять. (Но на этой их особенности основаны биогеохимические методы поисков месторождений полезных ископаемых). Приведенные в табл. 4 кларки концентраций со временем будут уточнены. Это связано с тем, что кларки живого вещества ряда элементов, установленные С. М. Ткаlichem [5], с совершенствованием методов анализов и с привлечением анализов проб, отобранных в неучтенных им регионах, пока позволяют рассматривать эти кларки, в основном, как приближенно количественные, или как своеобразные реперы при различных геохимических сравнениях распространенности элементов. Однако отметим еще раз, что величины К.К, равные 2–12 (табл. 4), несомненно, отражают отличительные биогеохимические особенности живого вещества Северо-Кавказской геохимической провинции. Точно также отражением особенностей живого вещества провинции являются большие величины К.Р (табл. 4).

Заключение

Дальнейшие исследования, проводимые для характеристики геохимических провинций, обычно связаны с увеличением масштаба работ. Количественную оценку, при таких исследованиях, удобнее всего получить, определяя показатели абсолютного (ПАН) и относительного (ПОН) накопления [1, 2]. Использование этих показателей позволяет оценить последствия и различных техногенных процессов, происходящих в провинциях.

Литература

1. Алексеенко В. А. Металлы в окружающей среде. Почвы геохимических ландшафтов Ростовской области / В. А. Алексеенко, А. В. Суворинов и др. – М.: Логос, 2002. – 312 с.
2. Алексеенко В. А. Геоэкология. Экологическая геохимия / А. В. Алексеенко. – Ростов-н/Д.: Феникс, 2017. – 688 с.
3. Вернадский В. И. Труды по геохимии / В. И. Вернадский. – М.: Наука, 1994. – 495 с.
4. Перельман А. И. Геохимия. – М.: Высш. шк., 1979. – 527 с.
5. Ткалич С. М. Некоторые общие закономерности содержания химических элементов в золе растений // В кн.: Биогеохимические поиски рудных месторождений. – Улан-Удэ, 1969. – С. 83–90.
6. Ферсман А. Е. Геохимия. Т. I-V. – М.: Изд-во АН СССР, 1955, 1958, 1959.
7. Ящинин С. Б. Геология, металлогения, рудно-минеральные ресурсы Северного Кавказа в начале XXI столетия. – Минеральные Воды: Кавказская здравница, 2008. – 198 с.

8. Alekseenko V. A., Shvydkaya N. V., Puzanov A. V., Nastavkin A. V. Landscape monitoring studies of the north caucasian geochemical province // Journal of Mining Institute, 2020. – 243 (3). – С. 371–378.

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ТОМСКОМ ПОЛИТЕХНИЧЕСКОМ УНИВЕРСИТЕТЕ

Н. В. Барановская

*Томский политехнический университет
Томск, Россия, nata@tpu.ru*

BIOGEOCHEMICAL INVESTIGATIONS IN TOMSK POLYTECHNIC UNIVERSITY

N. V. Baranovskaya

*Tomsk Polytechnic University
Tomsk, Russia, nata@tpu.ru*

The article is devoted to a brief history of the development of biogeochemical research at Tomsk Polytechnic University. The founder of these works at TPU was L.P. Rikhvanov, Professor, Doctor of Geological and Mineralogical Sciences.

В Томском политехническом университете много лет развиваются уникальные исследования, касающиеся изучения закономерностей формирования элементного состава живых организмов в их взаимодействии со средой обитания. Начало этих работ было положено в 90-х годах прошлого столетия профессором, доктором геолого-минералогических наук Л. П. Рихвановым. За более чем двадцатилетний период истории развития этих работ накоплен материал с участием ученых разных направлений и специальностей из разных уголков России, а также Казахстана, Китая, Франции.

Так, благодаря этой работе, установлены некоторые закономерности миграции химических элементов в среде обитания человека в условиях природно-техногенных провинций Томской области с концентрированием в отдельных тканях его организма – волосах и крови (Барановская, 2011; Наркович, 2012). Установлены особенности концентрирования химических элементов в патологически измененной и нормальной щитовидной железе организма человека, выявлен средний состав 25 различных органов и тканей мужчины и женщины, установлены особенности элементного состава зольного остатка организма человека ряда городов России – Новосибирска, Норильска, Ростова-на-Дону, Новокузнецка, Екатеринбурга, Санкт-Петербурга (Очерки ..., 2015). Эти исследования проводятся совместно с медицинскими работниками для установления взаимосвязи с показателями заболеваемости населения (Эколого-геохимические ..., 2006; Денисова и др., 2011) Проведены исследования закономерностей миграции химических элементов в системе «мать – дитя» посредством

изучения особенностей элементного состава грудного молока кормящих матерей и мочи детей (Кондратьева и др., 2012).

Выработанные принципы и подходы к комплексному изучению территории с учетом медико-эколого-геохимической ситуации нашли продолжения в совместных работах по территории Крыма (Евстафьева Е. В., Богданова А. М. и др.), а также Забайкалья (Замана Л. В., Эпова Е. С., Михайлова Л. А. и др.) и Башкирии (Белан Л. Н., Фархутдинов И. М., Злобина А. Н.). Начатое совместное изучение комплекса «почва – накипь – растения – ткани человека» активно продолжается на территории Республики Казахстан. Учеными Казахстана изучены особенности формирования элементного состава волос детей, листьев тополей, почвы и накипи питьевых вод на территории Павлодарской области (Асылбекова, 2010; Корогод, 2010; Арынова, 2017). Получены материалы по сформировавшейся радиоэкологической обстановке на территории, прилегающей к Семипалатинскому ядерному полигону с результатами по сопоставлению концентрирования химических элементов в волосах и крови жителей в сравнении с индивидуальными дозами облучения и выявления закономерностей концентрирования в следах радиоактивных взрывов разных лет, а также особенностей элементного состава почв, накипи и отдельных видах растений и тканях животных (Липихина А. В., Джамбаев М. Т. и др.) (Липихина, 2005).

В настоящее время совместные исследования, касающиеся комплексного изучения эколого-геохимической обстановки территорий природно-техногенных провинций, охватывают территории Северного и Южного Казахстана (Канарбаев А. А.,

Байкенова Г., Шарипова Б. У., Ержанова А. Т.). Они развиваются и в плане изучения влияния факторов среды на особенности миграции химических элементов в системе «кровь – плацента женщин» (Ержанова А. Т.). В этих исследованиях нам всегда важен аспект, касающийся здоровья человека. Так, изучение особенностей территорий с распространением высокорadioактивных гранитов в Китае, Франции и России, позволили сделать вывод о сложной медико-экологической ситуации, сложившейся в их пределах (Злобина А. Н., Ванг Н.) (Злобина, 2019).

Особое внимание уделялось изучению депонирующих сред и анализу ретроспективного накопления химических элементов, что является показателем эволюционного развития биосферы в аспекте ее химизма (Архангельская Т. А., Замятина Ю. Л., Межибор А. М. и др.) (Рихванов и др., 2015; Межибор, 2009).

Отдельной строкой во всех вышеперечисленных исследованиях стоят радиоактивные элементы и изотопы. Показано изменение концентрирования химических элементов и изотопов урана и плутония в гербарном материале растений в период до начала

испытаний ядерного оружия, в ядерный период активного его испытания и современный (Черненькая, 2016).

Заложенные профессором Л. П. Рихвановым основы биогеохимических исследований продолжают развиваться его учениками. В настоящее время можно выделить следующие основные направления этих исследований, реализующихся в ТПУ в виде защит кандидатских и докторских диссертаций, а также грантов научных фондов России:

1. Индикаторные показатели в элементном составе живых организмов природно-техногенных геохимических обстановок.

2. Ретроспективный анализ показателей изменения биосферы (включая методы f-радиографии и дендрографические исследования).

3. Влияние геохимических обстановок на заболеваемость человека и животных посредством изменения показателей элементного состава органов и тканей (в рамках развивающегося активно за рубежом научного направления «Медицинская геология»), включая изучение территорий проявленности эндемий и явления геофагии.

4. Изучение минералого-геохимического состава зольного остатка организма человека.

Литература

1. Арынова Ш. Ж. Элементный состав солевых образований из природных пресных вод как индикатор экологической безопасности водопользования: автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2017. – 22 с.
2. Асылбекова Г. Е. Оценка качества урбоэкосистемы г. Павлодара с использованием растительных объектов: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Новосибирск, 2010. – 24 с.
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. Денисова О. А., Барановская Н. В., Рихванов Л. П., Черногорюк Г. Э., Сухих Ю. И. Микроэлементы и патология щитовидной железы в Томской области. – Томск: STT, 2011. – 190 с.
5. Злобина А. Н. Граниты с повышенным радиационным фоном и некоторые радиоэкологические проблемы в районах их распространения: автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2019. – 22 с.
6. Кондратьева Е. И., Барабаш Н. А., Станкевич С. С., Протасова Н. В., Барановская Н. В., Перевозчикова Т. В. Региональные особенности биоэлементного состава и иммунологических факторов грудного молока женщин, проживающих в г. Томске. Возможности коррекции. – Томск, 2012. – 80 с.
7. Корогод Н. П. Оценка качества урбоэкосистемы в условиях г. Павлодара по данным элементного состава волос детей: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Томск, 2010. – 24 с.
8. Липихина А. В. Радиоэкологическая обстановка и оценка дозовых нагрузок от долговременного воздействия радионуклидов в районе Семипалатинского испытательного ядерного полигона: на примере Абайского района: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Новосибирск, 2005. – 24 с.
9. Межибор А. М. Экогеохимия элементов-примесей в верховых торфах Томской области: автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2009. – 22 с.
10. Наркович Д. В. Элементный состав волос детей как индикатор природно-техногенной обстановки территории (на примере Томской области): автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2012. – 21 с.
11. Очерки геохимии человека / Н. В. Барановская, Л. П. Рихванов, Т. Н. Игнатова и др. – Томск: Издательство ТПУ, 2015. – 378 с.
12. Рихванов Л. П., Архангельская Т. А., Замятина Ю. Л. Дендрорадиография как метод ретроспективной оценки радиоэкологической оценки. – Томск: Дельтаплан, 2015. – 148 с.
13. Черненькая Е. В. Динамика изменения элементного состава природной среды по данным изуче-

ния гербарных и современных сборов растений юга Сибири: автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2016. – 22 с.

14. Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л. П. Рихванов и др. – Томск: Курсив, 2006. – 216 с.

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ЭКОЛОГИЯ ИМПАКТНЫХ РЕГИОНОВ

В. С. Безель¹, Т. В. Жуйкова², С. В. Мухачева¹

¹Институт экологии растений и животных УрО РАН
Екатеринбург, bezel@ipae.uran.ru

²Нижнетагильский государственный социально-педагогический институт
hbfnt@rambler.ru

На земной поверхности нет химической силы, более постоянно действующей, а потому и более могущественной по своим конечным последствиям, чем живые организмы, взятые в целом

В. И. Вернадский

Учение В. И. Вернадского о ведущей роли живого вещества планеты в создании оптимальных условий для существования жизни и ее развития было позднее сформулировано Дж. Лавлоком и Л. Маргулисом в качестве «гипотезы Геи» (1979). Согласно этим идеям живые организмы выполняют важнейшую роль в регулировании и стабилизации геохимической среды. Усвоение и транслокация химических элементов (хэ) в живых организмах при этом контролируется системой внешних (экологических) и внутриорганизменных (гистогематических) барьеров. При этом на каждом этапе транслокации имеет место своеобразный геохимический отбор, определяемый неодинаковой биологической доступностью хэ, формой их соединений в почвах, спецификой зональных типов растительности, избирательностью процессов их поглощения и депонирования организмами различных трофической специализации (В. М. Гольдшмидт, 1938). Таким образом, важнейшая для функционирования и стабильности природных экосистем интенсивность биогенных циклов хэ регулируется системой биологических барьеров.

Объектом биогеохимической экологии являются биологические системы надорганизменного уровня (популяции организмов различного вида, их сообществ, биоценозы и биосфера в целом), обеспечивающих функционирование и стабильность подверженные действию антропогенных факторов природных комплексов. В качестве теоретической основы биогеохимической экологии служат фундаментальные закономерности функционирования и структуры природных биологических систем. Важнейшее значение имеет при этом общая концепция их устойчивости и стабильного существования.

Проблема геохимии живых организмов особенно обострилась в годы интенсивного промышленного развития, сопровождающегося повышенным поступлением в природную среду химических элементов-загрязнителей. На организменном (онтогенетическом) уровне речь идет о наличии корневой системы у растений или стенки желудочно-кишечного тракта у животных, которые способствуют интенсивному включению элементов в биологический оборот, либо ограничивают эти процессы. Эта барьерная функция, препятствующая поступлению химических элементов в живые организмы, изучена достаточно подробно в рамках экспериментальной биологии и токсикологии.

В этих условиях механизмы минерального гомеостаза не всегда способны поддерживать необходимый уровень микроэлементного состава в отдельных бгц, поскольку возможна деформация обмена х. э., за счет изменения численности и видового состава сообщества живых организмов, их обилия и, в конечном счете, деградацией биогенного обмена в бгц. Подобным исследованиям состояния природных систем различного уровня, подверженных химическому загрязнению, деформация которых вызвана изменением циклов х. э., в настоящее время уделяется существенно меньшее внимание. В этой связи геохимическую экологию импактных регионов следует рассматривать с точки зрения накопления химических элементов отдельными компонентами бгц и, что не менее существенно, их реакцией на изменение элементного состава среды. Например, по концентрациям элементов в надземной и подземной растительной фитомассе возможна оценка их общего количества, вовлекаемого в биогенные циклы растительными организмами. По скорости ежегодного

разложения растительных остатков возможна оценка ежегодного возврата хэ в биогенный обмен за счет отмирающей и разлагаемой в течение года надземной фитомассы растений.

При подобных оценках последствий химического загрязнения природной среды часто не учитывают участие в биогенном обмене животных, обусловленное потреблением ими первичной продукции природных б. г. ц., а также выделение элементов с продуктами жизнедеятельности, включая «животный опад» в виде отмирающих особей. Имеет место также трудно оцениваемая роль роющей и гнездостроительной функций животных.

В качестве примера приведены оценки участия в биогеохимических циклах х. э. природных ценопопуляций травянистых видов растений, птиц и популяций мелких млекопитающих, принадлежащих к разным звеньям трофических цепей. При этом в качестве показателя воздействующей дозы рассматриваться не просто средние уровни токсических веществ в объектах внешней среды или в живых организмах, а специфику популяции или отдельных

субпопуляционных групп как гетерогенных объектов, элементы которых способны аккумулировать химические элементы в различной степени.

Приведены оценки стоимости подобных процессов реабилитации, выраженные через энергетические затраты на воспроизводство растительных ценопопуляций, популяций мелких млекопитающих и локальных групп птиц.

Особая острота проблемы деформации биогеохимических циклов связана с наметившейся тенденцией повсеместного снижения объемов промышленных выбросов. В связи с этим отмечается повышенное внимание к проблеме естественного восстановления качества антропогенно нарушенных территорий. Решающее значение в успехе подобной естественной реабилитации импактных территорий играет не столько сниженное поступление элементов загрязнителей в экосистемы и их последующее вымывание из почвы, а восстановление в экосистемах видового состава и обилия живых организмов, обеспечивающих необходимую интенсификацию биогеохимического обмена химических элементов.

Исследования выполняются согласно Госзадания Минобрнауки РФ АААА-А19-119031890088-4.

МЕДИКО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ИСТОРИИ ГЕОЛОГИИ УРАНА

И. Ф. Вольфсон¹, Е. В. Кремкова², И. М. Фархутдинов³,
А. Н. Злобина⁴, М. В. Прозорова¹, И. Г. Печенкин⁵

¹Российское геологическое общество
rosgeo@yandex.ru

²Российский научно-исследовательский медицинский университет
(ФГАОУ ВО РНИМУ им. Н. И. Пирогова Минздрава России)
ekremkova@yandex.ru

³Государственный геологический музей РАН (ГГМ РАН им. Акад. В. И. Вернадского)
iskhakgeo@gmail.com

⁴Башкирский государственный университет
anastasiyazi@mail.ru

⁵Всероссийский научно-исследовательский институт минерального сырья
им. Н. М. Федоровского (ФГБУВИМС)
vims-pechenkin@mail.ru

MEDICAL AND ENVIRONMENTAL STUDIES IN THE HISTORY OF URANIUM GEOLOGY

I. F. Volfson¹, E. V. Kremkova², I. M. Farkhutdinov³, A. N. Zlobina⁴, M. V. Prozorova¹, I. G. Pechenkin⁵

¹Russian Geological Society
rosgeo@yandex.ru

²Russian Scientific-Research Medical University named after N. I. Pirogov
ekremkova@yandex.ru

³State Geological Museum named after Academician V. I. Vernadsky
iskhakgeo@gmail.com

⁴Bashkir State University
anastasiyazi@mail.ru

⁵All-Russian Scientific-Research Institute for Mineral Resources named after N. M. Fedorovsky
vims-pechenkin@mail.ru

The experience gained by domestic and foreign geological science and practice is extremely important in the aspect of setting and developing solutions to the problems of environmental safety and health protection of nuclear industry workers, starting with the search and exploration of deposits of radioactive mineral resources up to the production of products of technological conversion and their practical use. The development of the country's nuclear industry is inextricably linked with solution of medical-biological and environmental problems of ensuring its safety and the development of new methods of treating occupational and somatic diseases.

Введение

Геология урана – сравнительно молодое направление наук о Земле. Однако интенсивность исследований в данной области и достигнутые результаты не имеют прецедентов в мировой геологической науке и практике. Заслуживают глубокого уважения и самого тщательного анализа результаты осуществлявшихся параллельно медицинских и медико-экологических исследований, нацеленных на разработку мероприятий по защите здоровья персонала и населения, вовлеченного в поисковые и геологоразведочные работы на уран, в процессы добычи и технологической переработки урановых руд, в производство и использование делящихся материалов и т. д.

Авторы выделяют три этапа развития отечественной урановой геологии и сопутствовавших им медицинских и медико-экологических исследований:

ранний – этап создания минерально-сырьевого комплекса, предопределившего развитие атомной промышленности СССР;

зрелый – этап стабильной работы сырьевой отрасли атомной промышленности СССР;

текущий – этап, основанный на запасе прочности, достигнутом за два предшествующих этапах, вместивший в себя как успехи, так и тяжелые потери особенно в части качества жизни, условий работы и здоровья людей, работавших и продолжающих работать в урановой геологии и в атомной отрасли, в целом.

Ранний этап (середина 1940-х – начало 1960-х годов прошлого столетия)

На рассматриваемом раннем этапе становления и развития отечественной урановой геологии (середина 1940-х – начало 1960-х годов прошлого столетия) главное внимание уделялось созданию сырьевой базы ядерного щита Советского Союза. Целью сопутствовавших медицинским исследований было изучение поражающего эффекта ионизирующего излучения на живую силу вероятного противника, поэтому результаты работ до поры оставались за завесой полной секретности. Недостаток информации порождал всевозможные слухи, ходившие среди населения. Наиболее распространенным среди них был слух о том, что «...в урановых шахтах работают обреченные на смерть заключенные».

По воспоминаниям очевидцев, известных геологов Б. Л. Рыбалова, Г. М. Мейтува и других, в Средней Азии на раннем этапе работ по добыче урана, главным образом, на разведке, проходке подземных горных выработок действительно работали заключенные: военнопленные из армий бывшего противника, люди, оказавшиеся в оккупации на захваченных территориях и т. д. [1]. Бедные ураном руды требовали больших объемов горных работ для их добычи, при низком технологическом уровне которых решающим фактором воздействия на здоровье проходчиков являлся радиационно-пылевой.

По устным воспоминаниям Г. Г. Кравченко, работавшего в начале 1950-х гг. участковым геологом на одном из рудников Чехословакии, заключенные отбирали вручную и загружали в специальные металлические контейнеры для дальнейшей транспортировки куски контрастной урановой смоляной руды со средним содержанием урана до 40–50 %, не имея средств индивидуальной защиты.

У производственного персонала не хватало знаний о медико-биологических особенностях воздействия ионизирующего излучения, в первую очередь исходившего от радона, о токсических свойствах урана и химических элементов-спутников основного компонента руд, таких как фтор, мышьяк, молибден, свинец, железо, двуокись кремния и др., содержавшихся в производственной пыли. Имели место прием пищи и отдых в горных выработках, где отсутствовала вентиляция, использование шахтной воды для питья. В результате были часты случаи поражения организма радоном и, очевидно, интоксикация химическими элементами и их соединениями.

С распадом радона связано появление изотопов, образующих так называемый радоновый активный осадок: ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po . Эти радиоактивные изотопы, образующиеся при распаде радона в воздухе, являются альфа- и бета-излучателями с высокими

энергиями. Они быстро оседают на атмосферных аэрозолях и представляют опасность как факторы риска рака легких [2, 3, 4].

Результаты тщательно выполненного критического анализа медицинских данных по советско-германскому горнодобывающему предприятию АО «ВИСМУТ» за 1946–1990 гг. (численность работающих на рудниках Германии была высокой и к моменту закрытия в 1990 г. составляла порядка 30 тыс. человек.), помимо ранних проявлений патологии, весьма типичной для шахтеров любых рудников – болезни опорно-двигательного аппарата, бронхит, тугоухость, была подтверждена связь частоты бронхолегочных заболеваний с условиями труда. Следствием высоких пылевых и пылерадиационных экспозиций являлась значительная частота силикоза: до 80 % выявленных случаев приходится на период 1949 – ранние 1960-е гг. Среди персонала было диагностировано около 5 тыс. случаев рака легких. Анализ их этиологии проводился только по одному ведущему фактору – уровню выделения радона и велся в группах с суммарной величиной 10–100, 30–300 минимально разрешенного уровня (МРУ, после 1971 г. менее 10 МРУ). Связь между частотой рака и облученностью радоном и дочерними продуктами распада была выраженной [3].

Огромное значение при оценке воздействия урана на органы и ткани организма имеет его валентное состояние. В природе известны три формы нахождения урана в зависимости от его валентного состояния: U^{6+} , U^{4+} и крайне редко встречающаяся форма U^{5+} . Четырехвалентный уран является основой рудных минералов – оксидов, силикатов, титанатов, устойчивых в восстановительной обстановке. U^{6+} в форме уранил-иона и его аквакомплексы с гидрокарбонатными, карбонатными, фосфатными и сульфатными остатками легко переносятся в кислой или щелочной среде кислородсодержащими или слабоминерализованными водами, с которыми уран достигает источников питьевого водоснабжения. Уран поступает в организм с питьевой водой, в которой его естественные концентрации в отдельных районах мира находятся в значениях 5 мкг/л (0,06 Бк/л) и более и достигают уровня 25 мкг/л (0,31 Бк/л, Тюрингия), тогда как допустимые концентрации урана в воде, принятые, например, в Канаде, составляют 10 мкг/л (0,12 Бк/л). Возможно поступление урана и с продуктами питания, в том числе в результате некоторых диетических пристрастий. Современные нормативы по ^{238}U , принятые в России для питьевых вод: 0,1 мг/л по химической токсичности (эквивалентной объемной активности 1,23 Бк/л) и 3,10 Бк/л – по радиотоксичности, т. е. уран при поступлении с водой считается более вредным как химический элемент, а не как радионуклид (табл. 1), [2, 5, 9].

Уран может попадать в организм вместе с бактериями или осаждаться ими в виде минеральных форм. На это указывает открытие, сделанное В. Т. Ду-

Таблица 1. Коэффициенты радиотоксичности $K_{отн}$ основных естественных радионуклидов (ЕРН) (рассчитаны относительно ^{238}U , исходя из пределов годового поступления с пищей, водой и воздухом (Нормы..., 1999), [9])

Радионуклид	$K_{отн}^{пища}$ (при поступлении с пищей)	$K_{отн}^{вода}$ (при поступлении с водой)	$K_{отн}^{воздух}$ (при поступлении с воздухом)
^{238}U	1,0	1,0	1,0
^{234}U	1,1	1,1	1,2
^{230}Th	3,5	4,6	4,1
^{226}Ra	12,5	6,2	1,3
^{210}Pb	30,0	15,5	0,4
^{210}Po	76,5	25,8	1,2
^{232}Th	3,8	4,6	7,3
^{228}Ra	44,2	15,5	1,3
^{228}Th	3,1	1,6	1,4
^{224}Ra	5,7	1,5	1,1

бинчуком (ФГУП ВИМС) при электронно-микроскопическом изучении минеральных и элементных особенностей зубного камня (рис. 1).

По мере поступления в организм человека, уран поражает все органы и ткани человека. Основными симптомами интоксикации организма является поражение почек и появление протеина и сахаридов в моче и последующая экстраренальная олигурия.

Уран оказывает воздействие на желудочно-кишечный тракт и печень. Хроническое воздействие урана может нарушать процессы кроветворения, поражать нервную систему, вызывать онкологические заболевания. В настоящее время не существует убедительных данных о проявлениях эндемических заболеваний в связи с воздействием урана, однако, выходы урановых руд или наличие геохимических ореолов урана вблизи мест проживания могут приводить к ослаблению иммунной системы человека вследствие интоксикации и радиационного воздействия [10].

Зрелый этап

По мере накапливания опыта, на зрелом этапе (начало 1960-х – 1980-е гг. прошлого столетия) многократно возрос объем поисковых, геологоразведочных и эксплуатационных работ на уран. Были открыты и активно вводились в эксплуатацию месторождения эпигенетического (песчаникового) типа, перспективные, с точки зрения применения технологии подземного выщелачивания для отработки бедных ураном руд, не требовавшие присутствия работников в подземном пространстве горных вы-

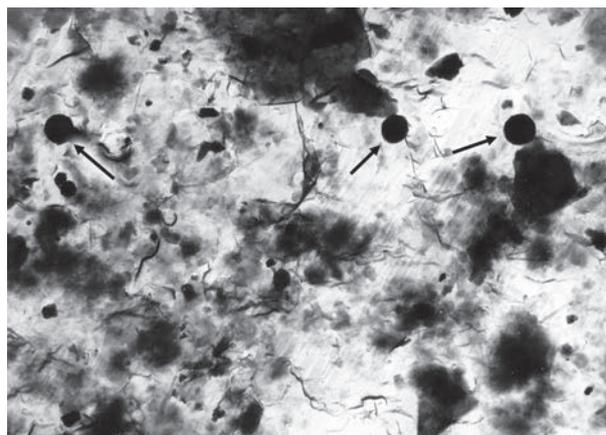


Рис. 1. Глобулы оксида урана (показаны стрелками), импрегнированного в бактерии, в зубном камне минералога с 40-летним стажем
Электронная микроскопия. Ув. $\times 15000$. Фото д.г.-м.н. В. Т. Дубинчука (ФГУП ВИМС) [2].

работок. Повышался научный и технический уровень кадров во всех звеньях урановой геологии. Широким фронтом внедрялись новые технологии изучения и добычи уранового сырья. Росло понимание ответственности не только за получаемый результат, но и за его качество. Одновременно совершенствовалась система лечебно-профилактических мероприятий в атомной промышленности. Во многом благодаря предпринимавшимся комплексным мерам атомная промышленность, включая ее сырьевой блок, заняла передовые позиции по качеству медицинского обслуживания, что не замедлило сказаться и на престиже всей отрасли в целом.

Именно постоянная готовность медицинского персонала Минсредмаша его рабочий тонус позволили избежать большего числа жертв после серии ядерных катастроф, в том числе самых крупных - на предприятии «Маяк» в 1957 и 1967 гг., на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) в 1986 году.

Текущий этап развития отрасли, начало которого совпало, по сути, с Чернобыльской катастрофой, близким по времени к ней последовавшим распадом Советского Союза, отмечен конверсией направлений поисковых и разведочных организаций в сторону общей тематики, сокращением объемов работ по наращиванию сырьевого потенциала урана. Следствием этого явились серьезные проблемы с финансированием социальных и медико-биологических программ, сопровождавших работы в области урановой геологии в предшествующие годы. Такого рода перемены не могли не сказаться на качестве медицинского обслуживания в отрасли, на результатах научных исследований и достоверности получаемой информации о динамике развития различных заболеваний как профессиональных, так и общего характера. В частности, в начале 1990-х годов была утрачена база данных по медико-биологиче-

ским исследованиям, осуществлявшимся в советское время на уран добывающих предприятиях Средней Азии [3].

Имеющая место закрытость врачебных данных по ряду заболеваний, в частности онкологических, не позволяет в полной мере оценить и наметить дальнейшие пути в деле защиты здоровья работников отрасли в аспекте задач современной медико-биологической науки, в частности такой ее актуальной инновационной ветви, как медицинская геология [6, 7]. То, что поиск таких путей надо продолжать, доказывают многочисленные результаты исследований ученых США, Европы, Индии, Китая, других стран, осуществленных ими в последние десятилетия, которые позволяют существенно расширить границы медико-биологических исследований и в урановой геологии. Например, детально изучены механизмы воздействия мышьяка – одного из элементов-спутников урана в рудных залежах в связи с употреблением населением недоброкачественных питьевых вод с высоким содержанием данного металлоида. Мышьяк, накапливаясь в организме, приводит к тяжелым поражениям почек, диабету, раку кожи, болезням сердечно-сосудистой системы, офтальмологическим заболеваниям, болезням верхних дыхательных путей и т. д.

Доказана роль целого ряда других химических элементов – спутников урана на месторождениях и в рудных телах при возникновении проблем здоровья у профессионалов и населения.

Обсуждение и выводы

Рассматривая в комплексе медицинские проблемы работников сырьевой ветви атомной отрасли и населения, так или иначе вовлеченного в процессы

поисков и разведки радиоактивных руд, увязывая их с геологическими особенностями территорий, условиями и организацией труда, мы убеждаемся в том, что существующие подходы к оценке здоровья работников геологоразведочной и горнодобывающей отраслей могут быть скорректированы на основании достижений такого актуального направления естественных наук коим является медицинская геология, изучающая различные аспекты влияния геологических объектов и процессов на здоровье людей и биоты, в целом. Того требуют события, имеющие место в границах территорий интенсивной экономической деятельности, связанной с поисками, разведкой, разработкой и добычей и переработкой минерального и углеводородного сырья.

Изучение и применение знаний, опыта и навыков медико-биологических исследований в области геологии и добычи урановых руд, в конечном счете, должно привести к расширению понимания механизмов возникновения, диагностики и лечения широкого спектра заболеваний, которые могут иметь отношение к геологическим обстановкам, как например, артропатия, сердечно-сосудистые и офтальмологические заболевания, диабет, болезни дыхательных путей и легких, флюороз и др. и, в существенной степени, защитить здоровье и повысить качество условий труда работников геологической отрасли и жизни населения, проживающего и осуществляющего профессиональную деятельность на территориях геологического риска, проведения геологоразведочных работ, горной добычи, технологического и металлургического передела руд, а также нефтегазразведки, добычи и переработки углеводородного сырья [8].

Литература

1. Вольфсон Ф. И. Воспоминания. – Москва, 2000. – 295 с.
2. Вольфсон И. Ф., Бахур А. Е. Медицинская радиогеология // АНРИ. Аппаратура и новости радиационных измерений, 2007. – № 1 (48). – С. 25–34.
3. Гуськова А. К. Атомная отрасль страны глазами врача. – М.: Реальное Время, 2004. – 240 с. ISBN 5-900080-23-4. Г-78УДК 623.451.8+621.039.
4. Злобина А. Н., Рихванов Л. П., Барановская Н. В., Фархутдинов И. М., Ванг Н. Радиозоологическая опасность для населения в районах распространения высокоактивных гранитов // Известия Томского политехнического университета [Известия ТПУ]. Инжиниринг георесурсов, 2019. – Т. 330. – № 3. – С. 111–125.
5. Фархутдинов И. М., Соктоев Б. Р., Рихванов Л. П. и др. Влияние геологических факторов на распределение урана и тория в солевых отложениях питьевых вод (Республика Башкортостан) // Известия Томского политехнического университета [Известия ТПУ]. Инжиниринг георесурсов, 2020. – Т. 331. – № 4. – С. 16–27.
6. Selinus O., Lindh U., Fuge R., Centeno J., Alloway B., Smedley P., Finkelman R. (Eds.) Essentials of Medical Geology. Impacts of the Natural Environment on Public Health. Elsevier Academic Press, 2005.
7. Орлов В. П., Фаррахов Е. Г., Вольфсон И. Ф., Алексеев В. М., Прозорова М. В. Современное состояние и перспективы медицинской геологии (к итогам VII конференции Международной медико-геологической ассоциации Мед-Гео-2017) // Разведка и охрана недр, 2018. – № 1. – С. 3–7.
8. Вольфсон И. Ф., Кремкова Е. В., Печенкин И. Г. Заболевания органа зрения и их профилактика на урановых горнодобывающих предприятиях. Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы V между-

- народной конференции, г. Томск, 13–16 сентября 2016 г. – Томск : STT, 2016. – 808 с. ISBN: 978-5-93629-564-5 С.155-159.
9. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. – М.: Минздрав России, 1999.
10. Volfson I. F., Paul W., Pechenkin I. G. Geochemical anomalies: Sickness and health // Man and the Geosphere (Earth Sciences in the 21st Century). Editor: I. V. Florinsky. Nova Science Publishers, Inc. 2010. – P. 69–113.

СОДЕРЖАНИЕ УРАНА И ТОРИЯ В КОМПОНЕНТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И БИОСУБСТРАТАХ ЧЕЛОВЕКА НА ТЕРРИТОРИИ г. СИМФЕРОПОЛЯ

Е. В. Евстафьева¹, А. М. Богданова¹, С. Л. Тымченко¹, Д. В. Юсупов², Н. В. Барановская³

¹Крымский федеральный университет имени В. И. Вернадского
Симферополь, Россия, e.evstafeva@mail.ru

²Амурский государственный университет
Благовещенск, Россия,

³Национальный исследовательский Томский политехнический университет
Томск, Россия, nata@tpu.ru

THORIUM AND URANIUM IN ENVIRONMENTAL COMPONENTS AND HUMAN'S BIOSUBSTRATES IN SIMFEROPOL CITY

E. V. Evstafeva¹, A. M. Bogdanova¹, S. L. Tymchenko¹, D. V. Yusupov², N. V. Baranovskaya³

¹V. I. Vernadsky Crimean Federal University
Simferopol, Russia, e.evstafeva@mail.ru

²Amur State University

Blagoveshchensk, Russia, yusupovd@mail.ru

³National Research Tomsk Polytechnic University
Tomsk, Russia, nata@tpu.ru

The obtained data on the thorium and uranium content in 63 samples of poplar leaves and 80 hair samples of healthy Simferopol inhabitants indicate a relatively stable situation. At the same time, abnormal concentrations of both elements were revealed in Zheleznodorozhny, Kievsky, and Central districts. Th/U ratios in poplar leaf samples varied from 0.1 to 61.2 with an average value of 5.7, which indicates high elements content in some locations of both natural and non-technogenic origin. Overall, the results made it possible to classify Simferopol as a city with thorium accumulation.

Введение

Изучение элементного состава биосубстратов является одним из наиболее информативных биогеохимических методов для определения степени техногенного загрязнения и промышленной специализации урбанизированных территорий. Листья тополя и лишайники используют как природные планшеты-индикаторы атмосферного загрязнения, что позволяет выявлять его локальные и региональные источники, а в качестве суммарного индикатора природно-техногенной обстановки анализируют элементный состав биосубстратов человека.

С целью определения геоэкологических особенностей территории г. Симферополя изучили содержание, распределение и соотношение Th и U в листьях тополя, лишайниках и волосах практически здоровых жителей.

Материалы и методы

Отбор 63 проб листьев тополя черного *Populus nigra* L. проводили в конце вегетативного периода в 2016–2017 гг. в г. Симферополь по регулярной сетке с шагом 1,0 км. Листья тополя в первичной сырой массе около 50–100 грамм отбирали из нижней части кроны на высоте 1,5–2,0 м, не промывали водой, чтобы сохранить информацию о пылеаэрозольной составляющей. Также дополнительно отобрали 2 пробы эпифитных лишайников *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. со стволов взрослых деревьев тополя черного в парковых зонах г. Симферополя. Подготовка материала проб листьев включала его сухое озоление в муфельной печи при 450 °С в течение 5 часов согласно ГОСТ 26929-94. В 2016–2018 гг. обследовали 80 практически здоровых студентов 17–19 лет (34 юношей и 46 девушек), проживающих с рождения в г. Симферополь. Пробы волос получали путем состригания с прикорневой части (2–3 мм) с 3–5 мест на затылочной области головы, в количестве не менее

5 г, дважды попеременно выдерживали в ацетоне и промывали дистиллированной водой, затем высушивали при комнатной температуре.

Определение содержания Th и U в биосубстратах проводили инструментальным нейтронно-активационным методом анализа по аттестованной методике (НСАМ ВИМС № 410-ЯФ) на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т в Национальном исследовательском Томском политехническом университете (аналитик А. Ф. Судыко). Контроль анализа проводился по стандартному образцу состава листа березы ЛБ-1 (ГСО 8923-2007). Достоверность полученных результатов обеспечена удовлетворительным внутренним и внешним лабораторным контролем в количестве 5 % общего числа рядовых проб.

Статистическую обработку данных проводили с учетом проверки принадлежности крайних значений к изучаемым выборочным совокупностям с помо-

щью статистического критерия оценки наибольшего значения. В расчете нижних значений вероятных аномалий для одиночных изолированных точек с повышенным содержанием элементов принимался «критерий трех стандартных отклонений».

Результаты и их обсуждение

Статистические параметры содержания тория и урана в золе листьев тополя в совокупной выборке проб, а также в волосах жителей г. Симферополя представлены в Табл. Распределение этих элементов в волосах и листьях подчиняется логнормальному закону распределения. Среднее геометрическое содержание тория в золе листьев тополя составило 0,33 мг/кг при колебаниях 0,008–1,83 мг/кг; урана – 0,14 мг/кг при разбросе от 0,002 до 1,69 мг/кг (рис. 1).

Таблица 1. Статистические параметры содержания тория и урана (в мг/кг) в листьях тополя и волосах жителей г. Симферополя

Статистические параметры	Листья тополя		Волосы	
	Th	U	Th	U
Среднее арифметическое	0,5	0,2	0,008	0,058
Среднее геометрическое	0,33	0,14	0,005	0,038
Медиана	0,373	0,179	0,009	0,044
25–75 % -ый квартиль	0,26–0,55	0,08–0,27	0,007–0,009	0,025–0,065
Минимально-аномальное	0,83	0,44	0,03	0,12
Минимум – максимум	0,01–1,83	0,002–1,69	0,00003–0,028	0,0008–0,407
Стандартное отклонение	0,34	0,26	0,006	0,06
Асимметричность	1,73	3,41	1,46	3,29
Эксцесс	3,88	15,50	3,82	15,16
Коэффициент вариации	75	112	74	105
Количество проб	63	63	45	73

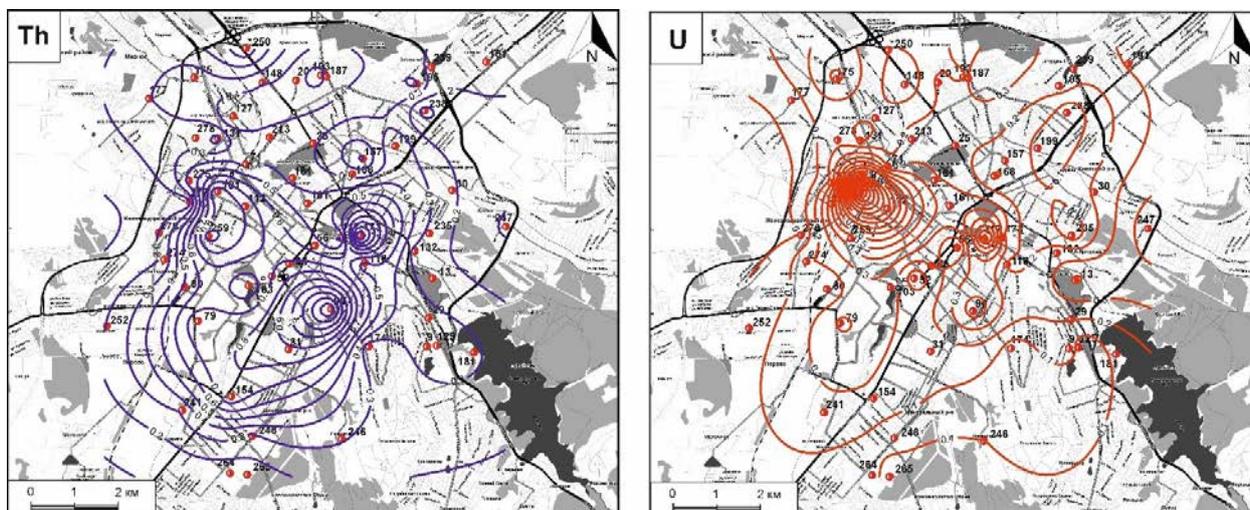


Рис. 1. Изолинии содержания тория (слева) и урана (справа) в золе листьев тополя на территории г. Симферополя

Изолинии содержания Th и U в листьях на территории города показаны на рисунке 1 и позволяют визуализировать три основных локуса ториевой и урановой концентрации. При этом среднее содержание тория в золе листьев тополя находится в региональном субфоновом поле значений [5] и составляет 0,5 мг/кг, среднее содержание урана близко к региональному минимально-аномальному значению и составляет 0,2 мг/кг. Максимальное содержание тория достигает 1,83 мг/кг, урана – 1,69 мг/кг в селитебной зоне города в Железнодорожном районе, а максимальное содержание тория в листьях тополя помимо Железнодорожного района отмечается в селитебной зоне Киевского района. Третий локус приходится на Центральный район города. Сравнение результатов с медианными значениями содержания Th и U в золе листьев тополя из 65 городов России ($n = 1692$) [4, 5] показало, что у 48 % выборки содержание Th выше медианных значений в других регионах России и величина превышения колеблется от 1 до 490 %, а U – от 3 до 946 %.

Величина Th/U отношения по всей территории города варьирует от 0,1 до 61,2 (рис. 2) при среднем значении около 5,7, а в указанных выше районах – в пределах $0,5 \leq \text{Th}/\text{U} \leq 8,3$. Известно, что высокие значения показателя Th/U отражают влияние преимущественно природного фактора окружающей среды, характеризуют состав подстилающих горных пород на условно фоновых территориях и территориях промышленно слабо развитых городов.

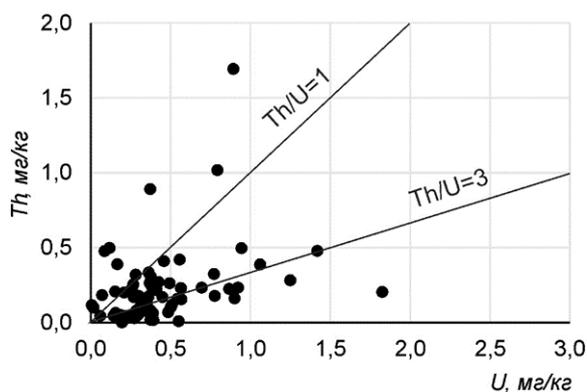


Рис. 2. Соотношение содержания Th и U в золе листьев тополя в г. Симферополе

Содержание элементов в 2 пробах лишайников относительно низкие в сравнении с данными в других регионах и составляют 0,02 мг/кг и 0,31 мг/кг для Th, 0,13 мг/кг и 0,22 мг/кг для U, а величина Th/U отношения – 0,15 и 1,4.

Анализ содержания исследуемых элементов в волосах жителей г. Симферополя не выявил различий в группах юношей и девушек. Следует отметить, что расчет медианы для U производился по выборке, в которой 9 % значений было $< 0,02$ мг/кг, для Th – по выборке, в которой 44 % значений было $< 0,01$ мг/кг. Средние и медианные значения Th и U в волосах в целом соответствуют справочным данным [3] и не превышают содержание этих элементов, установленное для жителей Томской области ($n = 515$) [1], г. Челябинска ($n = 44$) [2]. При этом у 7 % выборки содержание U выше справочных данных (0,13 мг/кг) в 1,1–3,1 раз, а у 40% выборки содержание Th в волосах в 1,3–4 раза выше, чем в Томской области (0,07 мг/кг). Величина Th/U отношения по средним содержаниям колеблется от 0,0004 до 3,4 при среднем значении около 0,35. Полученные данные о содержании Th и U были на уровне установленных ранее для здоровых жителей г. Симферополя [6], при этом содержание Th было выше у городских жителей по сравнению со «среднекрымскими» величинами.

Заключение

Полученные данные валового содержания тория и урана в пробах листьев тополя и практически здоровых жителей г. Симферополя свидетельствуют об относительно благополучной ситуации в отношении загрязнения этими элементами. При этом отмечены более высокие и аномальные концентрации тория и урана в листьях тополя и волосах жителей преимущественно в Железнодорожном районе, Киевском и Центральном районах, и судя по величинам Th/U отношения некоторые из них могут иметь естественное, а некоторые – техногенное происхождение. В целом результаты расчёта торий-уранового отношения в золе листьев позволили отнести г. Симферополь к городам с ториевой природой накопления. Для более точного определения локальных источников поступления тория и урана на конкретных территориях города и степени влияния на здоровье населения необходимы дальнейшие мониторинговые исследования.

Определение элементов выполнено при поддержке гранта Государственного Совета Республики Крым молодым ученым Республики Крым, в рамках поддержанного федеральным государственным автономным образовательным учреждением высшего образования «Крымский федеральный университет имени В.И. Вернадского» гранта № ВГ 06/2020, АААА-А20-120012090158-7.

Литература

1. Барановская Н. В. Очерки геохимии человека: монография / Н. В. Барановская, Л. П. Рихванов, Т. Н. Игнатова, Д. В. Наркович, О. А. Денисова. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2015. – 378 с.
2. Максимов А. Л. Сравнительная оценка элементного статуса девочек-аборигенов различных районов Северо-Востока России / А. Л. Максимов, Е. А. Луговая // Экология человека, 2010. – № 7. – С. 30–35.
3. Новиков Ю. В. Гигиенические вопросы изучения содержания урана во внешней среде и его влияния на организм / Ю. В. Новиков. – М.: Медицина, 1974. – 232 с.
4. Юсупов Д. В. Геохимические особенности элементного состава листьев тополя урбанизированных территорий / Д. В. Юсупов, Л. П. Рихванов, Н. В. Барановская, А. Р. Ялалтдинова // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов, 2016. – Т. 327. – № 6. – С. 25–36.
5. Юсупов Д. В. Радиоактивные элементы (торий, уран) в листьях тополя на урбанизированных территориях и их индикаторная роль / Д. В. Юсупов, Л. П. Рихванов, А. Ф. Судыко, Н. В. Барановская, Л. А. Дорохова // Разведка и охрана недр, 2019. – № 2. – С. 61–68.
6. Evstafeva E. Elemental composition of human hair in different territories of the Crimean peninsula / E. Evstafeva, N. Baranovskaya, A. Bogdanova, O. Ablialimov, A. Macarova, I. Evstafeva, E. Yaseneva // 16th International Symposium on Water-Rock Interaction (WRI-16) and 13th International Symposium on Applied Isotope Geochemistry (1st IAGC International Conference); E3S Web of Conferences. – Tomsk, 2019. – Vol. 98. – id.02001.

НЕРЕШЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ ЭКОЛОГИИ

В. В. Ермаков

*Институт геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского РАН
119991, Москва, ул. Косыгина, 19, vad-ermak@yandex.ru*

UNSOLVED PROBLEMS OF GEOCHEMICAL ECOLOGY

V. V. Ermakov

*Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry of the Russian Academy of Sciences
19 Kosygin str., Moscow, 119991, vad-ermak@yandex.ru*

The article presents the information on biogeochemical enlemias? with a controversial and non-complicated etiology – Urov Kashin-Beck disease, molibdenosis (molybdenum gout), white muscle disease, lead toxicosis. New data on the pathology of microelementosis and the author's ideas about the further search for the causes of pathologies are presented.

Введение

Геохимическая экология, сформирована В. В. Ковальским, изучает закономерности взаимодействия отдельных организмов и их сообществ с природно-техногенной средой через формирование и осуществление миграционных потоков атомов химических элементов в биосфере и трансформацию солнечной энергии [11].

Содержание геохимической экологии составляют: особенности химического элементного состава организмов и геохимической среды; биогеохимические пищевые цепи и параметры; биогенная миграция химических элементов и их биогеохимические циклы; разнообразные биологические реакции организмов; пороговые или критические концентрации химических элементов в организмах и среде; вопро-

сы эволюции химического состава живого вещества и биосферы как отражение планетарных и космических процессов.

Особую роль играют системные комплексные исследований таксонов биосферы, познание процессов миграции вещества и взаимодействия химических элементов и их соединений в биогеохимических пищевых цепях. Как правило, оценка параметров среды сочетается с выяснение биологической роли химических элементов (выявление ключевых точек в метаболических процессах) и приобретает исключительно важное значение в современных условиях техногенного преобразования биосферы [4].

Данное сообщение посвящено эволюции наших знаний в оценке некоторых патологий, этиологию которых связывают с биогеохимическими факторами.

Основная часть

Уровская Кашина-Бека болезнь

Уровская Кашина-Бека болезнь (эндемический деформирующий остеоартроз) – тяжелое костно-суставное заболевание человека, распространенное в юго-восточных районах Читинской области, северной Кореи и северо-восточном Китае. Болезнь четко локализована, возникает у детей и лиц молодого возраста. Этиология заболевания до сих пор точно не установлена. Однако среди комплекса причин особую роль отводят геохимическим и алиментарным факторам. Биогеохимические исследования на территории распространения болезни в Восточном Забайкалье были предприняты сотрудниками БИОГЕЛ в начале 40-х гг. прошлого столетия. Общий гидрохимический анализ питьевых вод района показал низкое содержание Са и общей жесткости, что характерно для природных вод этой зоны. Практически на основании этих данных А. П. Виноградовым была выдвинута концепция дефицита Са в биогеохимической пищевой цепи района уровской эндемии [1]. В связи с развитием инструментальных методов аналитической химии в настоящее время появились новые данные об этиологической роли Sr, P, Mn и Se, которые весьма противоречивы. Проведенные нами в течение 1998–2016 гг. исследования не выявили дефицита Са в почвах и растениях, но была установлена очаговость (пятнистость) повышенного содержания Sr в почвенно-растительном комплексе. При этом природные воды эндемических и контрольных районов не отличались по химическому составу [8].

Полученные данные свидетельствуют о большей подвижности Са и Sr в почвенно-растительном комплексе эндемических территорий по сравнению с фоновыми участками, в особенности Са. При этом КБ Sr в эндемических ландшафтах возрастает при увеличении концентраций Sr в почвах. На фоновых участках такого явления не наблюдается. Высокая коррелятивная связь между содержанием Sr во фракции 1 М ацетата аммония и общим содержанием Sr в укосах растений является основанием для оценки подвижности микроэлемента в почвенно-раститель-

ном комплексе луговых ландшафтов. Установлено селективное высокое аккумулятивное Sr листьями различных видов ив (род *Salix*), что способствует формированию биогеохимических стронциевых аномалий в поймах рек [8, 9].

Территория уровской эндемии в ряде случаев совпадает с I-дефицитными районами Восточного Забайкалья, но этиологическая роль недостатка I слабо обоснована. Что же касается избытка P и Mn, то это явление характерно для заболоченных почв не только Восточного Забайкалья, но и Европейской части РФ.

Следует обратить внимание на роль микотоксинов в этиологии эндемии. Эта концепция была представлена еще в 1948 г., но до сих пор недостаточно обоснована [5]. Тем не менее, учитывая высокую биологическую активность некоторых микотоксинов, продуцируемых грибами рода *Fusarium* и другими, нельзя исключать эти вещества как этиологические факторы (рис. 1).

Оказалось, что грибная инвазия почв резко отличается не только по количественным параметрам, но и по преобладающему распространению микрогрибов. Для органических почв долины р. Уров характерно обилие грибов рода *Fusarium* как по их видовому составу, так и по обилию (рис. 1). Можно предположить, что состав почвенных грибов чувствителен к химическому составу среды их обитания. Поэтому уместно предположить, что существует биогеохимическая дифференциация микробного состава почв, имеющая огромное значение в миграции химических элементов, их концентрировании и рассеянии (табл. 1).

Кроме того, существуют данные о миграции спор грибов, паразитируемых на листьях барбариса и лунного семенника, на посевах злаков, что требует тщательного изучения [6].

Избыток молибдена

Мо относится к жизненно важным микроэлементам. Особенно большую роль этот микроэлемент играет в азотном обмене растений, животных и человека. Необходимость и специфичность Мо доказана

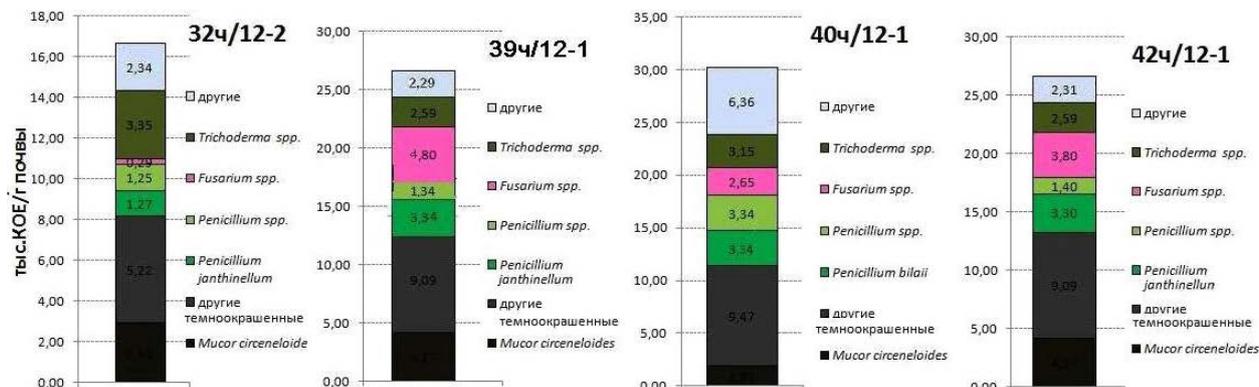


Рис. 1. Распределение микрогрибов в почвах эндемических территорий

Таблица 1. Особенности химического состава почв Восточного Забайкалья при их микробиологическом исследовании

Химический элемент или оксид	Точка и тип почвы			
	32 ч/12-2, дерново-луговая	39 ч/12-5, дерново-глеевая	40 ч/12-1, лугово-черноземная	42 ч/12-1, горный чернозем
MnO, %	0,02	0,235	0,135	0,172
CaO, %	1,49	3,34	2,94	2,44
MgO, %	1,06	1,37	1,72	1,34
Na ₂ O, %	0,87	1,39	1,34	1,14
P ₂ O ₅ , %	0,353	0,718	0,425	0,543
Ni, %	0,0039	0,0034	0,0043	0,0051
Cu, %	0,0019	0,0014	0,0015	0,0016
Zn, %	0,0064	0,0050	0,0068	0,0199
Sr, %	0,017	0,0451	0,066	0,037
Ba, %	0,054	0,097	0,064	0,089
As, %	0,0027	0,0002	0,0039	0,0158
Pb, %	0,0031	0,0023	0,0023	0,0082
U, %	0,00044	0,00034	0,00057	0,0051
Mo, %	0,00021	0,00032	0,00024	0,00030
Se, мкг/кг	536	150	325	189

для ряда окислительно-восстановительных ферментных систем, участвующих в процессах восстановления нитратов и биологической азотфиксации у растений и микроорганизмов, а также в реакциях пуринового обмена в животном организме. Ферменты, содержащие Mo, подразделяются на два основных класса – нитрогеназы и молибдоптериновые ферменты, синтез которых в организмах регулируется генетически [23]. Из взаимодействий Mo с другими химическими элементами наиболее известна сложная конкуренция с Cu и сульфатами, а также с W [4].

Одним из ферментов, где Mo включается в активный птериновый центр, является ксантиноксидаза. На молекулярном уровне Mo и Cu конкурируют за активный центр в ксантиноксидазе (КСО) – ЕС 1.1.3.22. Существуют данные об антагонизме Mo и W при действии их на активность КСО [7]. Полагают, что в период дефицита кислорода в начальной биосфере W широко использовался микроорганизмами, но в последующем в кислородной атмосфере многие организмы утратили использование W в каталитических процессах. Тем не менее, существует группа термофильных бактерий, где W-содержащие ферменты играют важную роль в их жизнедеятельности. Оказалось, что изоферментный спектр энзима в различных биогеохимических провинциях меняется, а в условиях избытка Cu появлялась КСО, содержащая Cu. При этом степень замещения Mo медью зависела от концентрации металлов в рационе животных и среде [11].

Максимально допустимый уровень Mo в пастбищных растениях и кормах животных составляет 5 мг/кг сухого вещества. Разработаны биогеохимические критерии оценки экологического состояния территорий по Mo. Критическими концентрациями Mo в растениях являются (в мг/кг) 1–3 (относительно удовлетворительное состояние); < 0,5–1,0 и > 3–10 (риск) [4]. При этом существенное влияние на метаболизм Mo в организме жвачных животных оказывает конкурентное взаимодействие Cu и S. Выявлены биогеохимические провинции с избытком Mo в среде, где среди населения распространена особая форма эндемической подагры, а у животных диагностирован «молибденозис» – хронический молибденовый токсикоз [11].

Нами оценивалась биогенная миграция Mo в экстремальных геохимических условиях при различном соотношении Mo, Cu и W. Оказалось, что по уровню содержания и аккумулирующей способности растений ландшафты Тырныаузского Mo–W-рудного поля заметно превосходят природно-техногенные биогеоценозы Восточного Забайкалья (Бугдая, Верхняя Шахтама), но уступают Жирикенскому рудному полю.

Наиболее детальные исследования были проведены в Баксанском ущелье (Северный Кавказ) и на территории бывшего Тырныаузского W–Mo комбината. Отвалы этого предприятия и открытые карьеры вносят существенный вклад в загрязнение Баксан-

ского ущелья. Избыток W и Mo поступает с пастбищными кормами в организм сельскохозяйственных животных (табл. 2).

Сравнение концентраций микроэлементов в молоке и пахте с активностью КСО и КДГ позволило выявить определенную связь между концентрациями W в молоке и пахте и ферментативной активностью ($r = -1$ в обоих случаях). Fe усиливало активность КДГ. Для Cu, Mo и W отмечалась тенденция к угнетению активности КСО.

При изучении Mo токсикозов животных был отмечен антагонизм между Mo, Cu и S (сульфатами) [11]. Антагонизм наиболее четко проявляется в районах с заметным преобладанием Cu над Mo в рационе животных. В бассейне р. Баксан такое вза-

имодействие также имеет место в наиболее обогащенных металлами рудных и примыкающих к ним территориях (Тырныауз, Былым). Это сказывается на уровне содержания Cu и Mo в растениях, крови и волосяном покрове крупного рогатого скота (табл. 2). Однако полученные данные указывают и на антагонизм Mo и W. Это следует из результатов исследований не только почв и пастбищных растений, но и биохимических данных. Результаты исследований согласуются с существующими данными по влиянию W на развитие Mo токсикоза в экспериментах на животных, а также в опытах *in vitro*. Тем не менее, следует иметь в виду и особенности рудной минерализации. В условиях Cu–Mo аномалий более четко проявляется антагонизм между Cu и Mo, что сказывается на

Таблица 2. Биохимические параметры биосред крупного рогатого скота

Параметр	Тырныауз (n = 6)	Былым (n = 7)	R*
Кровь			
Гемоглобин, г/л (минимум-максимум)	125,4 ± 8,5 (104,3 – 151,6)	112,7 ± 8,4 (85,1–139,8)	91–125
Глутатионпероксидаза, ед/г Нв/мин (минимум-максимум)	235 ± 36 (166–313)	243 ± 23 (168–344)	221–498
Дегидратаза δ-аминолевулиновой кислоты, ед (минимум-максимум)	0,06 ± 0,01 (0,04–0,10)	0,11 ± 0,02 (0,08–0,16)	0,13–0,86
Мочевина (плазма), ммоль/л (минимум-максимум)	6,63 ± 0,82 (4,15–8,74)	5,82 ± 0,89 (2,64–10,17)	4,80–6,20
Мочевая кислота, мкг/мл (плазма) (минимум-максимум)	85,3 ± 8,3 (67,4–125,3)	97,7 ± 14,9 (77,3–128,0)	12–120
Селен в цельной крови, мкг/л (минимум-максимум)	74 ± 8 (57–96)	79 ± 5 (53–94)	100–150
Медь, мкг/л (минимум-максимум)	446 ± 135 (192–640)	480 ± 123 (291–792)	900–1100
Молибден, мкг/л (минимум-максимум)	35,5 ± 10,6 (16,1–61,0)	40,9 ± 10,6 (18,2–73,9)	5–15
Вольфрам, мкг/л (минимум-максимум)	2,7 ± 0,9 (1,4–3,5)	2,3 ± 1,0 (1,3–3,7)	0,05–1,0
Волосяной покров			
Медь, мг/кг (минимум-максимум)	6,2 ± 1,0 (4,0–8,2)	7,8 ± 1,1 (5,4–10,4)	7–10
Молибден, мг/кг (минимум-максимум)	1,3 ± 0,6 (0,6–2,8)	1,0 ± 0,4 (0,5–2,1)	0,1–0,3
Вольфрам, мг/кг (минимум-максимум)	0,10 ± 0,04 (0,05–0,20)	0,11 ± 0,05 (0,06–0,21)	0,01–0,05
Молоко			
Белок, г/л (минимум-максимум)	1,79 ± 0,16 (1,44–2,23)	0,99 ± 0,18 (0,67–1,43)	2,8–3,6
Активность КСО, ед./мг белка	1,8 ± 0,5 (1,1–2,8)	1,5 ± 0,3 (1,1–2,2)	1,3–3,2
Активность КДГ, ед./мл [41]	0,6 ± 0,1 (0,5–0,7)	0,5 ± 0,1 (0,4–0,7)	0,2–0,6

*Примечание: R – референтное значение.

Таблица 3. Сравнительные биохимические параметры крови крупного рогатого скота

Животные	Гемоглобин, г/л	Активность дегидратазы δ -АЛК *(мкМ/с.л)*	Активность глутатион-пероксидазы (мкМ/мин/г Hb)	Активность АХЭ** МкМ/(ч • мл)
п. Мизур				
Коровы (15)	119 \pm 10	0,08 \pm 0,03	275 \pm 56	196,84 \pm 11,2
п. Алагир				
Коровы + телята (10)	143 \pm 10	0,12 \pm 0,01	345+54	197,2+19,9
п. Рамоново				
Коровы (10)	131 \pm 8	0,14 \pm 0,07	386 \pm 46	178,4 \pm 16,4
Физиологические (нормальные) значения				
Крупный рогатый скот	95–125	0,13–0,86	221–498	169–320

* дегидратаза δ -аминолевулиновой кислоты; ** ацетилхолинэстераза сыворотки крови.

активировании ферментной системы КСО-КДГ [3]. В Тырныаузской техногенно-геохимической аномалии Си имеет соподчиненное значение, а в рудах преобладает W. Его влияние сказывается на активности комплекса КСО-КДГ, а оба микроэлемента (Mo и W) блокируют всасывание Си в организме животных, о чем свидетельствуют резкое снижение ее концентраций в крови животных (табл. 2).

В частности, снижение активности дегидратазы δ -аминолевулиновой кислоты и низкое содержание белка в молоке указывают на проявление субтоксикоза. По данным медицинских и ветеринарных специалистов случаи «молибденовой» подагры среди населения практически не зарегистрированы, а среди крупного рогатого скота не выявлено явных признаков «молибденозиса». По общим показателям заболеваемости населения техногенные территории не отличаются от других районов республики [2]. Однако среди жителей Баксанского ущелья зарегистрированы случаи эндемического зоба и кретинизма, что может быть связано с дефицитом Se и I в среде и продуктах питания. А низкое содержание Se в крови животных является фактором риска проявления беломышечной болезни животных. Это заболевание встречается у телят в Эльбрусском районе республики. Кроме того, в пределах территорий, граничащих с хвостохранилищами и карьером, растения и водоисточники в ряде случаев обогащены Ni, Pb и As. Поэтому проявление антагонизма между Mo и W представляет практический интерес и требует более глубоких исследований.

Влияние свинца и других металлов

Более детального исследования заслуживает и проблема воздействия тяжелых металлов на организм человека и животных. В Ардонском ущелье (Северная Осетия) разработка полиметаллический месторождений привела к заметному загрязнению

практически всего бассейна р. Ардон. Так, концентрации Pb и Zn в некоторых урбоземах достигают 2000 мг/кг, а в укосах растений – 180–200 мг/кг сухого вещества. В ряде случаев в почвенно-растительном комплексе присутствуют Cd и As [10].

Высокий уровень Pb в кормах данной биогеохимической провинции сопровождается снижением концентраций гемоглобина и активности дегидратазы δ -аминолевулиноовой кислоты крови крупного рогатого скота. В крови животных из провинции Северной Осетии установлено также пониженное содержание Ca. Представленные данные отражают определенное влияние техногенных процессов на качество кормов и здоровье сельскохозяйственных животных. Полученные данные указывают также на интоксикацию животных Pb, особенно в п. Мизур (табл. 3). Тем не менее, для окончательных выводов необходимы дополнительные исследования.

Заключение

Приведенные данные показывают сложность изучения реакций организмов в экстремальных геохимических условиях. С одной стороны, более современные данные не согласуются с ранее существующими. Это связано не только с методическими особенностями, но и с характером биогенной миграции химических элементов. При этом большую роль играют факторы питания, состав кормов для животных, формы миграции химических элементов в среде.

Актуальны также еще недостаточно вскрытые процессы взаимодействия макро и микроэлементов в биогеохимической пищевой цепи, включая систему организмов, такие как Fe–Mn, Fe–Cu, As–Se, Se–U, Zn–Cd, Mo–Cu–W, Mo–W, Zn–Fe–Pb, Zn–Ca и другие. Изучение таких взаимодействий во времени – одна из актуальных задач современной науки.

Литература

1. Виноградов А. П. О причинах происхождения урвской болезни // Тр. Биогеохим. лаб., 1949. – Т. 9. – С. 5–29.
2. Доклад о состоянии и об охране окружающей среды в Кабардино-Балкарской Республике в 2014 г. Нальчик, 2015. – 311 с.
3. Ермаков В. В., Тютиков С. Ф., Дегтярев А. П., Данилова В. Н., Гуляева У. А., Догадкин Д. Н. Формирование биогеохимических аномалий в бассейне р. Баксан // Геохимия, 2020. – Т. 65. – № 10. – С. 955–968. DOI: 10.31857/S001672520100064.
4. Ермаков В. В., Тютиков С. Ф., Сафонов В. А. Биогеохимическая индикация микроэлементозов. – М.: издание РАН. – 386 с.
5. Рубинштейн Ю. И., Лясс С. А. Об этиологии алиментарно-токсической алейкии // Гигиена и санитария, 1948. – Т. 7. – Вып. 33. – С. 17–28.
6. Сергиевская Л. И. Об этиологических факторах урвской (Кашина-Бека) болезни // Некоторые вопросы экспериментальной и клинической медицины. – Чита: ЧГМИ, 1964. – С. 70–71.
7. Brondino C. D., Romao M. J., Moura I., Moura J. J. Molybdenum and tungsten enzymes: the xanthine oxidase family // Current Opinion in Chem. Biology, 2006. – Vol. 10. – P. 109.
8. Ermakov Vadim, Bech Jaume, Gulyaeva Uliana, Tyutikov Sergey, Safonov Vladimir, Danilova Valentina, Roca Nuria. Relationship of the mobile forms of calcium and strontium in soils with their accumulation in meadow plants in the area of Kashin-Beck endemicity // Environmental Geochemistry and Health, 2020. – Vol. 42. – № 1. – P. 159–171.
9. Ermakov V. V., Jovanovic L. N., Berezkin V. Yu., Tyutikov S. F., Danilogorskaya A. A., Danilova V. N., Krechetova E. V., Drgtyarev A. P., Khushvakhtova S. D. Chemical assessment of soil and water of Urov biogeochemical provinces of Eastern Transbaikalia // Ecologica, 2012. – Vol. 19. – № 69. – P. 5–9.
10. Ermakov V. V., Korobova E. V., Degtyarev A. P., Tyutikov S. F., Karpova E. A., Petrunina N. S. Impact of natural and man-made factors on migration of heavy metals in the Ardon River basin (North Ossetia) // J Soils Sediments, 2016. – Vol. 16. – P. 1253–1266.
11. Kovalskij V. V. Geochemische Ökologie. Biogeochemie. Berlin, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, 1977. – 352 p.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ СОДЕРЖАНИЯ УРАНА И ТОРИЯ В БИОСУБСТРАТАХ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В ЭКОЛОГИЧЕСКИ НЕБЛАГОПОЛУЧНЫХ РЕГИОНАХ КАЗАХСТАНА

А. А. Какабаев¹, Н. В. Барановская², А. Т. Ержанова¹, Б. У. Шарипова¹, Г. Е. Байкенова¹

¹*Кокшетауский университет им. Ш. Уалиханова
Кокшетау, Казахстан, koksuprojects@mail.ru*

²*Томский политехнический университет
Томск, Россия, nata@tpu.ru*

COMPARATIVE ANALYSIS OF URANIUM AND TORIUM CONTENT IN BIOSUBSTRATES OF THE POPULATION LIVING IN ECOLOGICALLY UNFAVORABLE REGIONS OF KAZAKHSTAN

A. A. Kakabayev¹, N. V. Baranovskaya², A. T. Yerzhanova¹, B. U. Sharipova¹, G. E. Baikenova¹

¹*Sh. Ualikhanov Kokshetau University
Kazakhstan, Kokshetau, koksuprojects@mail.ru*

²*Tomsk Polytechnic University
Tomsk, Russia, nata@tpu.ru*

The article presents the results of a study of radioactive elements (uranium and thorium) in biosubstrates (hair, blood, placenta) of residents living in the territory of Northern and Southern Kazakhstan. The topic we are studying is relevant for the regions under study. Since there are large deposits of uranium of endogenous and exogenous type. As a result of the study, it was found that in the hair of the population of North Kazakhstan there is a slight excess of radioactive elements in comparison with the territory of Southern Kazakhstan. When comparing biosubstrates (hair, placenta, blood), it was found that the greatest accumulation of uranium is observed in human hair, and the least accumulation in the blood.

Введение

Для нормального функционирования организма в целом необходим баланс химических элементов. Соответственно, дисбаланс химического состава, вызванный различными факторами окружающей среды вызывает ряд патологических заболеваний и влияет на элементный статус организма [2–3]. Для оценки экологической ситуации в регионах используют химические элементы в биосубстратах (волосы, кровь, моча, плацента и т. д.) человека, так как данные исследования позволяют эффективно оценить обстановку и выступают в качестве геоиндикатора изменения природной среды. Многими отечественными и зарубежными учеными доказана эффективность использования волос в биогеохимическом анализе [4, 1]. Например, волосы могут быть использованы для оценки профессионального облучения ураном [14, 16].

Особый интерес представляет изучение функциональных возможностей защитных систем, которые предупреждают поступление в организм плода вредных и метаболически активных токсикантов, одной из которых является плацента [7, 9–11]. Реакция плаценты на чужеродные вещества происходит по-разному, то есть может активизировать или детоксицировать, повышать или предотвращать их накопление [5, 13].

Изучение содержания и распределения радиоактивных элементов тория и урана в биогеохимических циклах экосистем регионов Северного и Южного Казахстана является одной из актуальных задач стоящих перед отечественными и зарубежными учеными. Так как здесь располагаются крупнейшие мировые запасы месторождений урана.

Цель исследования – оценить содержания урана и тория в биосубстратах населения проживающих на территории Южного и Северного Казахстана.

Материалы и методы

Для исследования нами были взяты пробы волос, крови из вены и биоптаты плаценты населения проживающего на территории Южного (Кызылординская и Туркестанская области) и Северного Казахстана (Акмолинская и Северо-Казахстанская области). Общее количество проанализированных проб – 102.

Отбор проб волос проводился в период 2018–2020 гг. у разнополых людей от 16 до 50 лет. При отборе, учитывалось проживание респондентов на изучаемой территории не менее 10 лет, отсутствие хронических заболеваний. Отбор проб и предварительная подготовка проводилась в соответствии с рекомендациями предложенными МАГАТЭ [8, 12]. Волосы срезались с пяти точек головы ножницами из нержавеющей стали. Венозная кровь была высушена

при 60 °С и измельчена до порошкообразного состояния. Плацентарная ткань была отобрана у женщин, проживающих на территории Северного Казахстана, затем озолялась в муфельной печи при температуре 600 °С до постоянной массы. Все пробы упаковывались в полиэтиленовые пакеты и отправлялась в лабораторию.

Аналитические методы

Анализ содержания урана и тория проводился методом инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) с использованием исследовательского ядерного реактора ИРТ-Т ТПУ (ядерно-геохимическая лаборатория Международного инновационного научно-образовательного центра «Урановая геология», аттестат аккредитации № RA.RU.21АБ27 от 08.04.2015 г., аналитики – А. Ф. Судыко, Л. Ф. Богутская). Данный метод эффективен для определения радиоактивных элементов [6, 15]. Также методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ICP-MS). Анализ выполнялся в Проблемной научно-исследовательской лаборатории гидрогеохимии Томского политехнического университета (заведующая лабораторией к.г.-м.н. А. А. Хвощевская).

Результаты и их обсуждение

Исследуемые территории весьма разнообразны по степени техногенного воздействия на окружающую среду. Здесь имеются урановые разработки, которые вносят активный вклад в радиоэкологическую ситуацию, также имеются различные промышленные предприятия, которые поставляют в окружающую среду большое количество различных химических компонентов.

Нами было проведено исследование по изучению урана и тория в биосубстратах жителей Южного и Северного Казахстана. По результатам анализа проведен расчет статистических параметров содержания урана и тория в волосах жителей, исследуемых территории (табл. 1). Полученные результаты для Северного и Южного Казахстана показали, что волосы концентрируют уран в большей степени, чем торий. Это объясняется тем, что изучаемый нами регионы характеризуются ураноносными формациями.

Как видно из таблицы 1, среднее содержание урана в волосах населения Северного Казахстана выше чем в волосах населения Южного Казахстана.

Данный факт можно объяснить тем что территория Северного Казахстана характеризуется сложной радиоэкологической ситуацией, что связано с много-

Таблица 1. Статистические параметры распределения тория и урана в волосах жителей, проживающих на территории Южного и Северного Казахстана

	Элемент	Среднее	Стандартная ошибка	Мин.	Макс.	Медиана	Стандартное отклонение
Северный Казахстан	Th	0,035	0,002	0,004	0,05	0,04	0,009
	U	0,31	0,05	0,039	1,12	0,21	0,3
Южный Казахстан	Th	0,0068	0,001	0,0007	0,036	0,005	0,006
	U	0,2	0,01	0,03	0,67	0,18	0,12

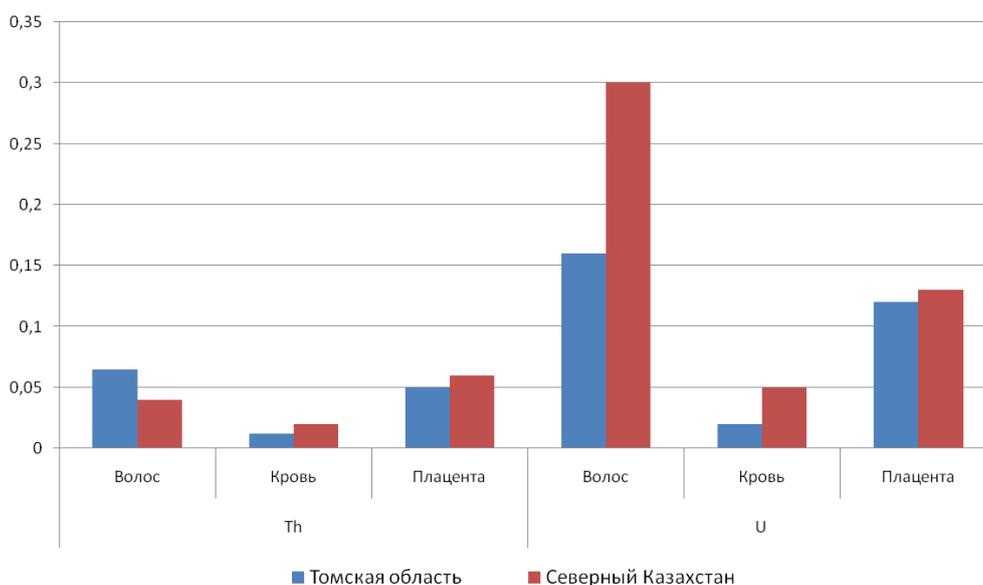


Рис. 1. Среднее содержание урана и тория в биосубстратах людей, проживающих на территории Северного Казахстана и Томской области

летней деятельностью урановых предприятий где производилась добыча урана открытым способом, с предприятиями по добыче полезных ископаемых в частности золотодобывающими, а также наличием высокорадиоактивных гранитов.

С целью сравнения накопления радиоактивных элементов в биосубстратах нами были взяты пробы в некоторых регионах Казахстана и России.

Наибольшее накопление урана наблюдается в волосах, затем в плаценте и крови (рисунок. 1). Высокое концентрирование урана в волосах можно объяснить фактором пыления, потому что волосы указывают на хроническое воздействие, т.е. длительное накопление.

Наименьшее накопление наблюдается в крови это связано с тем, что кровь является мгновенным индикатором ежедневного поступления химических элементов в живые организмы.

Литература

1. Жук Л. И. Картирование элементного состава волос / Л. И. Жук, А. А. Кист // В кн.: Активационный анализ: методология и применение. – Ташкент: ФАН, 1990. – С. 190–201.
2. Ермаков В. В., Тютиков С. Ф. Химический элементный состав живого вещества // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии, 2009. – № 1 (9). – С. 3–21.
3. Ковальский В. В. Геохимическая экология. – М.: Наука, 1974. – 300 с.
4. Кист А. А. Феноменология биогеохимии бионеорганической химии / А. А. Кист. – Ташкент, ФАН, 1987. – 235 с.
5. Кошелева Н. Г. Барьерная и транспортная функции плаценты // Журнал акушерства и женских болезней, 2010. – № 9 (5). – С. 95–102.
6. Судыко А. Ф. Определение урана, тория, скандия и некоторых редкоземельных элементов в двадцати четырех стандартных образцах сравнения инструментальным нейтронно-активационным методом // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы V Международной конференции. – Томск: STT, 2016. – С. 620–624.
7. Biletska E. M., Onul N. M. 2014, «Morphological changes of fetoplacental barrier during lead intoxication and under the condition of correcting zinc influence», *Austrian Journal of Technical and Natural Sciences*. – Vol. 56. – P. 3842.
8. Element analysis of biological materials. Current problems and techniques with special reference to trace elements. Appendix II. Technical reports series. – № 197. – Vienna: IAEA, 1980. – P. 351–367.
9. Gelfond N. E., Starkova E. V., Gref V. V., Shuvaeva O. V. 2011, «Macro microelements as markers of endotoxycosis during chronic lead intoxication and sorption correction», *Journal of the Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences*. – Vol. 1. – № 7. – P. 16811684. (in Russian).
10. Hansen A. R., Collins M. H. 2000, "Very low birth-weight infant's placenta and its relation to placenta and fetal characteristics", *Pediatr. Dev. Pathol.* – Vol. 3. – P. 419430.
11. Iyengar G. V., Rapp A. / Human placenta as a 'dual' biomarker for monitoring fetal and maternal environment with special reference to potentially toxic trace elements.: Part 2: Essential minor, trace and other (non-essential) elements in human placenta // *Science of The Total Environment*, 2001. – V. 280 – Iss. 1–3. – P. 207–219.
12. Ryabukhin Yu. S. Activation analysis of hair as an indicator of contamination of man by environmental trace element pollutants. – Vienna: IAEA, 1978. – 134 p.
13. Stojavljević A., Rovčanin M., Rovčanin B., Miković Ž., Jeremić A., Perović M., Manojlović D. / Human biomonitoring of essential, nonessential, rare earth, and noble elements in placental tissues // *Chemosphere*, 2021. – V. 285. – 131518.
14. The mean concentration of Uranium in drinking water, urine and hair of the occupationally unexposed Finnish working population / M. Muikku, M. Puhakainen, T. Heikinen, T. Ilus // *Health Phys*, 2009. – Vol. 96 (6). – P. 646–654.
15. Witkowska E., Szczepaniak K., Biziuk M. Some applications of neutron activation analysis: a review // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2005. – V. 265. – P. 141–150.
16. Wufuer R., Song W., Zhang D., Pan X., Gadd G. M. A survey of uranium levels in urine and hair of people

Заключение

В результате изучения радиоактивных элементов (уран и торий) в волосах популяций людей, проживающих на территории Северного и Южного Казахстана, было выявлено что в Северном Казахстане среднее содержание радиоактивных элементов выше. Что можно объяснить: во-первых, природной геолого-геохимической составляющей региона, во-вторых, в результате многолетней добычи урана открытым карьерным способом, имеются хвостохранилища которые загрязняют окружающую среду, а также функционированием различных предприятий по добыче полезных ископаемых.

При сравнении биосубстратов (волосы плацента кровь) было установлено, что наибольшее накопление урана наблюдается в волосах человека, это объясняется тем, что волосы являются депонирующей средой, и отражают в своем составе длительное воздействие химических агентов.

living in a coal mining area in Yili, Xinjiang, China /
// Journal of Environmental Radioactivity, 2018. –
V. 189. – P. 168–174.

РЕАКЦИИ РАЗНЫХ ПЕРИОДОВ ОНТОГЕНЕЗА ЗЕМНОВОДНЫХ НА ТЕХНОГЕННОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ СРЕДЫ

В. Н. Куранова¹, С. В. Савельев²

¹Томский государственный университет
Томск, Россия, kuranova49@mail.ru

²ФГБНУ Научно-исследовательский институт морфологии человека
Москва, Россия, braincase@yandex.ru

REACTIONS OF DIFFERENT PERIODS OF OTOGENESIS OF AMPHIBIANS TO MAN-GENERAL POLLUTION OF THE ENVIRONMENT

V. N. Kuranova¹, S. V. Saveliev²

¹Tomsk State University
Tomsk, Russia, kuranova49@mail.ru

²Research Institute of Human Morphology
Moscow, Russia, braincase@yandex.ru

The features of different stages of ontogenesis of the background amphibian species, the Moor frog *Rana arvalis* (Ranidae, Amphibia), in the area influenced by the Siberian chemical combine (SCC, Tomsk Region) were studied. In 1993–1994, multiple embryogenesis disorders and pathology of larvae and juvenile individuals, accumulation of lanthanides and actinides by organisms, were found. The results indicate an ecological disadvantage in the areas around nuclear fuel cycle enterprises. Over the next 20 years, some of SCC's manufacturing facilities were closed and repurposed. In 2014–2015, in repeated studies, radioisotopes and heavy metals were not detected in the Moor frog *R. arvalis* embryos. The results indicate the usefulness of amphibians as bioindicators of aerial global and radioactive fallout and accidental releases, and during long-term radioecological monitoring. Bioindication of technogenic impacts at the embryonic and histological levels should be considered the most promising approach.

Одними из главных причин сокращения численности некоторых популяций земноводных является трансформация ландшафта, биологическое и техногенное загрязнение среды их обитания [9]. Среди техногенно загрязненных ландшафтов большой интерес представляют территории, подверженные влиянию выбросов предприятий ядерно-топливного цикла. Это связано с ухудшением репродуктивных функций популяций в зоне радиохимического загрязнения среды [2]. В этой связи большое значение приобретают исследования морфологических реакций животных на особенности техногенно загрязненных ландшафтов. Важным аспектом является оценка специфических факторов смертности в условиях трансформированных территорий. Данные вопросы еще недостаточно изучены, что обусловило необходимость проведения более углубленных исследований.

Спецификой Томского региона является то, что в непосредственной близости от областного центра находится предприятие ядерно-топливного цикла – Сибирский химический комбинат (СХК). Он включает комплекс предприятий, основной задачей которых

до 2008 г. являлась наработка оружейного плутония и обогащенного урана. Три реактора по наработке оружейного плутония 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 продолжают работу по переработке облученного ядерного топлива, очистке уранового сырья, производству гексафторида урана, что позволяет по-прежнему рассматривать комбинат как источник загрязнения окружающей территории.

В 30-км зоне СХК расположены г. Северск и областная центр – г. Томск с населением более 600 тыс человек, а также пригород – Северный промышленный узел (СПУ). Это агропромышленный конгломерат, включающий в себя Томский нефтехимический комбинат (ТНХК), предприятия АПК, очистные сооружения, полигоны промышленных и бытовых отходов, золоотвалы, карьеры. Выбросы ТНХК включают хром, никель, цинк и его соединения, углеводороды, сернистый ангидрид, окислы азота, метанол, бензол, фенол, формальдегид. Многолетняя деятельность

ядерного производства СХК и химического гиганта – ТНХК привела к изменению естественной геохимической обстановки, что повлияло на состояние природных биоценозов и среду обитания человека. Экологическую обстановку усугубляли инциденты и аварии на СХК, которых произошло за период с 1959 по 1993 гг. – 37. Во время аварии на радиохимическом заводе СХК 6 апреля 1993 г. произошел взрыв с разрушением аппаратов цикла экстракции урана и плутония. В атмосферу поступила значительная часть радиоактивных веществ: церий-95, ниобий-95, рутений-106, плутоний-239 («горячие частицы») и уран. Суммарная активность выброса – $3,09 \cdot 10^{13}$ Бк, включая ^{239}Pu – $6,3 \cdot 10^9$ Бк; в атмосферу выброшено 0,6 % ^{239}Pu и около 25 % β - γ излучающих радионуклидов (500–900 Ки). Радиоактивный «след» длиной до 35 км образовался в северо-восточном направлении от СХК, площадь загрязнения составила около 120 кв. км [12].

В 1994 г., т. е. через год после аварии на радиохимическом заводе Сибирского химического комбината (СХК), а также через 20 лет нами проведены исследования цель которых – изучить нарушения эмбриогенеза и постнатального периода (постэмбриогенеза) в природных популяциях земноводных. В задачи входило: 1 – выявить основные типы и распространенность патологий эмбрионов, личинок и сеголеток фоновой вида амфибий – остромордой лягушки *Rana arvalis* в 30-километровой зоне СХК; 2 – провести сравнительный анализ типов нарушений в импактных зонах и контроле; 3 – оценить динамику нарушений эмбриогенеза через 20 лет после аварии и частичного перепрофилирования производств СХК.

Материалы и методы

Сроки исследований: весенне-летний период 1993–1994 гг. и 2014–2015 гг. Под наблюдением находилось 14 водоемов $S = 40$ –1200 кв. м, глубиной от 0,15 до 1,5 м, образованных талыми и грунтовыми водами. Отбор биопроб в промзоне СХК осуществлен вблизи реки Ромашка (Т-1), радиохимического завода (РХЗ, Т-2), двух объектов АЭС (Т-3); в Северном промышленном узле (СПУ) – у заводских корпусов Томского нефтехимического комбината (ТНХК) и деревни Кузовлево; по радиационно-химическому следу (Т-34; между 27 и 28 км автотрассы Томск-Самусь). Контрольные участки – села Корнилово Томского района и Киреевское Кожевниковского района Томской области находились в 30–60 км в зоне, свободной от активного техногенного воздействия.

Во время отбора проб среднее значение гамма-фона в промзоне СХК не превышало 13,6 мкр/час, бета-фона 3,4 частиц/(мин \cdot см²). В контроле уровень гамма-фона составил 11,0 мкр/час.

Исследовано 2145 зародыша, 204 личинки и 67 сеголеток фоновой вида земноводных – остромор-

дой лягушки *Rana arvalis* (Anura, Amphibia). Типы аномалий развития описаны по схеме С. В. Савельева [13]. Изучены образцы тканей 189 эмбрионов, личинок и сеголеток (1090 анализов). Методы исследований: гистологический; эмбриологический; рентгеновский микроспектрометрический; гамма-спектрометрический;

Математическая обработка – с помощью программ MS Excel 2010, Statistica 8.0. Рассчитаны показатели: *Pas* – встречаемость особей с аномалиями, %; *A* – встречаемость самих аномалий, %; *Ap* – парциальная; *Ar* – относительная; *Sa* – спектр аномалий: *Sai* – индивидуальный; *Sap* – общий; (ICS) – перекрытие по спектру аномалий (критерий Чекановского-Серенсена) [4].

Результаты и их обсуждение

Эмбриональные нарушения. Возникновение аномалий и гибель эмбрионов отмечены в наиболее критические периоды развития: на стадиях поздней бластулы, гастрюлы, нейрулы и органогенеза.

1. Встречаемость особей с аномалиями (*Pas*) на аварийном участке «След» больше в 2,15–2,45 раза, чем СПУ и СХК, в 54 раза выше, чем в контроле. Говорить о фоновом характере встречаемости аномалий на участках импактной зоны не приходится.

2. Встречаемость конкретных аномалий оценена через показатель парциальная встречаемость аномалий эмбрионов (*Ap*, %) – долю особей в выборке, имеющих данную аномалию.

Спектр патологий у эмбрионов широк – 21 тип («След» – 7, СХК – 13, СПУ – 8, контроль – 1). Значительное число патологий характерно для 21–28 стадий развития [9], на которых происходит формирование нервной трубки и головного мозга, жаберного аппарата, протонефроса, закладка сомитов, ротовой присоски, хвоста. Эмбриологическим и гистологическим анализом показано, что наиболее обычными являются аномалии и остановки развития на стадиях дробления, гастрюляции, нейруляции и хвостовой почки, агенезия кожи, гипотелоризм, незаращение кишечного-мозгового канала и анэнцефалия. Так, в зоне аварийного следа для 41,8 % особей характерна агенезия кожи, 9,1 % – незаращение кишечного-мозгового канала. В СПУ отмечена остановка в развитии на стадии нейруляции и хвостовой почки (17 %); СХК – редукция закладок жаберного аппарата (11 %), агенезия кожи (5,5 % особей), отсутствие пигментных клеток эктодермы, некроз мозга, гипотелоризм.

На участках с высоким уровнем техногенного загрязнения (промзона СХК, Кузовлево (СПУ), Т-34, «След» встречаются множественные дефекты развития, не зарегистрированные в контроле. Типы патологий и их частота в различных зонах заметно отличается: минимальное количество (2) отмечено в подфакельной зоне ТНХК, максимальное (7–8) на

промплощадке Т-3 СХК. Большинство аномалий развития являются несовместимыми с дальнейшей жизнью.

3. Относительная встречаемость аномалий эмбрионов (*Ara*, %) – это встречаемость данной аномалии по отношению к другим аномалиям (от суммы всех зарегистрированных случаев аномалий). В зоне «Следа» из 7 типов аномалий – 65 % составляет агенезия кожи, в промзоне СХК среди 13 типов аномалий также доминирует агенезия кожи – 18,7 %, но по сравнению с предыдущим встречается в 3,5 раза реже. В СПУ из 8 типов чаще всего (54,5 %) отмечена остановка в развитии на стадиях нейруляции и хвостовой почки, в равной степени – нарушение нейруляции, гипоплазия жабер, анэнцефалия, циклопия.

В зоне радиационного «Следа» 49,1 % эмбрионов – нежизнеспособны. Среди патологий преобладают эктопия закладки органов и дефекты развития различных органов. Остановка развития наблюдалась в 1,2 % случаев, а дефекты формировались в процессе эмбрионального развития. Подобные факты позволяют предположить наличие эмбриотоксических воздействий химической природы. Эти влияния действовали во время всего эмбриогенеза, что привело к разнообразию форм найденной патологии. Радиационные воздействия надо исключить, поскольку гибель 49,1 % эмбрионов вызвать облучением крайне сложно. Для такого уровня гибели было бы необходимо облучение икры или личинок дозой 25–40 Р.

4. Индивидуальный спектр аномалий (*Sai*), или среднее число аномалий на одну особь. По среднему числу разных вариантов аномалий, проявляемых у одной особи, участки импактной зоны значимо не отличаются (1,36–1,5), однако наибольший размах колебаний характерен для «следа» – от 1 до 7.

5. Общий спектр аномалий (*Sap*), обнаруженных у всех особей в выборке (индекс Животовского), убывает в направлении СХК – СПУ – «След» – контроль. Однако, наибольшая доля редких типов аномалий характерна для зоны радиационного «Следа»: это аномалии дробления и гастрюляции, эктопия головных присосок, агенезия хвоста, анэнцефалия, атипичное развитие жаберного аппарата.

6. Сопоставление спектров разнообразия аномалий по индексу Чекановского-Серенсена выявил следующее: наибольшее перекрытие – 0,3 характерно для СХК и «Следа», наименьшее – между СПУ и СХК (разная природа загрязнения).

Присутствие «пустых», т. е. лишенных эмбрионов икринок, а также неоплодотворенных яиц в ряде водоемов СХК свидетельствует о воздействии ионизирующей радиации на половую систему самок (оогенез) и самцов (сперматогенез). Рентгеновская микроспектрометрия эмбрионов на ранних стадиях развития из различных точек 30-ти километровой зоны показала наличие нехарактерных элементов

– бария, церия и неодима (Ba, Ce, Nd) в оболочках икринок, так и в самих зародышах только из водоема близ РХЗ. По-видимому, эти элементы попали в яйцеклетки из организма самок лягушек, в который они проникли после аварии на РХЗ в 1993 году и оказывают прямое эмбриотоксическое воздействие. Высокая эмбриональная смертность, характерные аномалии развития СПУ – результат эмбриотоксических воздействий химической природы.

Элементный состав эмбрионов *R. arvalis* через 20 лет (2015 г.) был следующим.

Среди элементов, характерных для органических образцов, преобладали Si, P, S, K, C и Ca. Обнаружены следы Mn, Mg и Fe. Не выявлены тяжелые элементы и радионуклиды.

Личинки и сеголетки. Исследование личинок, сеголеток амфибий в зонах радиационных и химических загрязнений имеет ряд особенностей, так как они находятся в более тесном контакте с внешней средой, чем другие группы позвоночных животных. Личинки амфибий развиваются в водной среде, в которой аккумулируются осадки из воздуха, дождевые смывы с поверхности земли и имеют выходы грунтовые воды. Поэтому возможные загрязнения внешней среды и токсические сбросы окружающих предприятий в наибольшей степени сказываются на развитии амфибий.

Существует и другая сторона использования личинок амфибий в качестве объектов биоиндикации. Развиваясь в воде, они за период личиночного развития увеличивают свой вес в 300–900 раз, а линейные размеры в 10–15 раз. При такой интенсивности роста происходит активное связывание и накопление различных соединений, находящихся в месте развития личинок и сеголеток. позволит выявить весь спектр веществ, нехарактерных для данной территории.

Особенно существенной характеристикой личинок, сеголеток и взрослых амфибий является: 1 – их устойчивость к высоким уровням радиационного загрязнения; 2 – повышение уровня радиации вызывает увеличение скорости развития личинок и приводит к более раннему прохождению метаморфоза; 3 – выявление личиночных аномалий развития амфибий дает «улучшенную» картину реальной обстановки, поскольку их чувствительность к радиационным воздействиям снижена. Это позволяет амфибиям накапливать в своем организме вещества, несовместимые с нормальным развитием у других животных. В этих свойствах заключается уникальность земноводных как объекта для биоиндикации [3, 7, 15, 11, 8].

Анатомическое исследование личинок и сеголеток *R. arvalis* из промзоны СХК показало, что внешних аномалий развития и патологических нарушений морфогенеза практически не удается обнаружить. Почти все исследованные особи отличались нормальной организацией, что позволяет сделать вывод об их высокой устойчивости к внешним воздействиям.

Встречаемость аномалий развития в зоне аварийного «Следа» в 2,7 раза выше, чем в промзоне СХК. Спектр аномалий личинок по сравнению с эмбрионами ниже – 6.

В зоне «Следа» сочетаются две патологии – очаги некрозов и зерен гемомеланина в печени и скопление гемосидерина в гепатоцитах. В зоне СХК также отмечено накопление гемомеланина в печени (2,6 раза меньше), а также атипичное расположение кишечника, очаговая метаплазия печени, атипичная дифференцировка хрящевой ткани подъязычного аппарата и элементов мозгового черепа. У личинок на 45-ой стадии развития выявлена как метаплазия печени, так и дефекты строения хряща, что обусловлено наличием следовых доз стронция, скандия, гафния, германия, лантана, марганца (Sr, Sc, Ga, Ge, La, Mn) в кишечнике и наличием тербия (Tb) в скелетных элементах. Найденное накопление гемомеланина во внутренних органах личинок и сеголеток этого района свидетельствует о стимуляции метаболизма этих животных, что характерно для повышенного уровня радиационного фона.

Рентгеновской микроспектрометрией выявлено распределение нехарактерных элементов в органах личинок: СХК – в кишечнике, жаберном аппарате, коже, скелете, нервной системе выявлены следы Sm, La, Cs, Tl, Ti, Cs, Sr, Ga, Ge, La, V, Ba, Tb, Mn; «След» – в кишечнике выявлены следы Ra, Ce, Cs; контроль: в кишечнике выявлены следы Ti.

При гистологическом исследовании сеголеток *R. arvalis*, собранных близ АЭС (Т-3), выявлено несколько форм смешанных дистрофий, которые характеризовались изменениями как стромальной, так и паренхимной части печени. Надо отметить, что основной формой патологии печени была дистрофия, связанная с нарушением обмена хромопротеидов. Наблюдаемые изменения обусловлены повышенной токсичностью среды обитания амфибий вблизи АЭС. Выявленные в печени следы скандия, ванадия и титана (Sc, V, Ti) подтверждают этот вывод. По-видимому, титан попадает в водоем в виде сложных соединений, что позволяет накапливать его в пищеварительной системе [1]. При различных путях поступления скандия и ванадия органами наибольшего их накопления являются печень, почки, селезенка и скелет [6]. Причем в скелете скандий связывается в первую очередь с костным мозгом, а не с минеральной костью [1].

Литература

1. Баженов В. А. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справочник / В. А. Баженов, Л. А. Булдаков, И. Я. Василенко И. Я.; под ред. Л. А. Ильина, В. А. Филова. – Л.: Химия, 1990. – 463 с.
2. Безель В. С. Экологическая токсикология: популяционный и биоценотический аспекты / В. С. Безель. – Екатеринбург: Голицынский, 2006. – 280 с.

У сеголеток *R. arvalis* из района АЭС (Т-3) обнаружены изменения в слуховой системе, которые обусловлены нарушением формирования или частичным разрушением отолитовой мембраны. Причины таких изменений связаны с дефектами отокониев, которые формируются из комплексов карбоната кальция. В районе «Следа» у личинок и сеголеток *R. arvalis* обнаружены очаги активной пролиферации клеток кишечника и их атипичной дифференцировки, а также различные формы фибробластического гломерулонефрита, который приводит, в конечном итоге, к нефросклерозу почек. Причина подобных изменений в организме амфибий установлена после рентгеновской микроспектрометрии, которая показала, что у животных в кишечнике найдены следы церия, цезия, лантана, золота, марганца и титана (Ce, Cs, Ti, Mn, Au, La), а также высокие концентрации радия (Ra).

Заключение

Исследования последствий радиационного инцидента 1993 г. на Радиохимическом заводе Сибирского химического комбината показали, что наиболее тератогенными районами являются участок, примыкающий к АЭС (промзона СХК), зона «Следа» (Т-34) и Кузовлево (СПУ г. Томска). Выявленные патологические изменения позволяют сделать вывод о значительном снижении жизнеспособности амфибий в этих районах, а рентгеновская микроспектрометрия показывает накопление нехарактерных элементов в организме исследованных животных, что является причиной наблюдаемых изменений. Амфибии являются накопителями Ce, Cs, Ta, Va, Tb, Ra, La, Ge, Ga, которые вызывают аномалии развития, маркирующие антропогенное влияние на нарушение морфогенеза. Через 20 лет с помощью маркерных видов (остромордая лягушка, сибирский углозуб) не обнаружены указанные загрязнения.

Проведенные исследования позволяют рассматривать биоиндикацию техногенных воздействий на эмбриональном и гистологическом уровне как перспективный подход [14, 10]. Особое внимание следует уделить разработке методов экстраполяции данных полевых исследований на организм человека и оценки степени риска проживания его на подобных территориях.

3. Блинов В. А. О различной чувствительности эмбрионов амфибий на разных стадиях их развития к действию рентгеновских лучей // Вопросы радиобиологии. – Л.: Медгиз, 1956. – С. 159–199.
4. Боркин Л. Я. Оценка встечаемости аномалий в природных популяциях (на примере амфибий) / Л. Я. Боркин, О. С. Безман-Мосейко, С. Н. Литвинчук // Труды Зоологического института Российской академии наук, 2012. – Т. 316. – № 4. – С. 324–343.
5. Дабагян Н. В. Травяная лягушка *Rana temporaria* L. / Н. В. Дабагян, Л. А. Слепцова // Объекты биологии развития. – М.: Наука, 1975. – С. 442–462.
6. Журавлев В. Ф. Токсикология радиоактивных веществ / В. Ф. Журавлев. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 335 с.
7. Корнилова М. Б. Характеристика популяций бурых лягушек в районах с повышенным радиационным фоном / М. Б. Корнилова // Радиобиологический съезд: тезисы докладов. – Киев, Пуццино, 1993. – Ч. 2. – С. 502.
8. Криволуцкий Д. А. Воздействие радиоактивного загрязнения на животный мир в районе Чернобыльской АЭС в первый год после аварии (1986–1988 гг.) / Д. А. Криволуцкий, В. З. Мартюшов, И. А. Рябцев // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. – М.: Наука, 1999. – С. 106–122.
9. Кузьмин С. Л. Сокращение численности земноводных и проблема вымирания таксонов / С. Л. Кузьмин // Успехи современной биологии, 1995. – Т. 115. – Вып. 2. – С. 141–155.
10. Москвитина Н. С. Нарушения эмбрионального развития позвоночных животных в условиях техногенного загрязнения среды / Н. С. Москвитина, В. Н. Куранова, С. В. Савельев. – Сибирский экологический журнал, 2011. – № 4. – С. 487–495.
11. Пикулик М. М. Действие радиации на организм, популяцию, экосистему / М. М. Пикулик, А. Е. Пленин // Животный мир в зоне аварии ЧАЭС: сб. науч. тр. – Минск: Навука і тэхніка, 1995. – С. 98–104.
12. Рихванов Л. П. Общие и региональные проблемы радиозологии / Л. П. Рихванов. – Томск: Изд-во Том. политехн. ун-та, 1997. – 384 с.
13. Савельев С. В. Монстры / С. В. Савельев // Природа, 1993. – № 10. – С. 55–68.
14. Савельев С. В., Нарушение эмбриогенеза в природных популяциях позвоночных как индикатор состояния среды обитания человека / Савельев С. В., Москвитина Н. С., Куранов Б. Д., Куранова В. Н. // Международная конференция «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека»: материалы. – Томск: Изд-во ТПУ, 1996. – С. 388–391.
15. Усачев В. Л. Популяции рептилий и амфибий на территории ВУРС / В. Л. Усачев, О. В. Тарасов, Д. В. Семенов // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале: сб. науч. тр. – М.: Наука, 1993. – С. 192–194.

РЕТРОСПЕКТИВНЫЙ И ПРОСПЕКТИВНЫЙ АНАЛИЗ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ ПРИПОЛИГОННЫХ ТЕРРИТОРИЙ. МЕДИКО-СОЦИАЛЬНЫЕ АСПЕКТЫ ПРЕОДОЛЕНИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

А. В. Липихина, Т. Ж. Мулдагалиев

*Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии
НАО «Медицинский университет Семей»
Семей, Республика Казахстан, nii.rm@med.mail.kz*

RETROSPECTIVE AND PROSPECTIVE ANALYSIS OF RADIOECOLOGICAL SITUATION IN THE TERRITORIES ADJACENT TO THE TEST SITE. MEDICAL AND SOCIAL ASPECTS OF OVERCOMING THE CONSEQUENCES OF RADIATION EXPOSURE

A. V. Lipikhina, T. Zh. Muldagaliev

*Scientific Research Institute for Radiation Medicine and Ecology, NJSC "Semey Medical University"
Semey, Republic of Kazakhstan, nii.rm@med.mail.kz*

The radiation legacy of nuclear testing is not only the residual radioactive contamination of territories, but also the consequences of exposure of the population. Over the past 30 years since the closure of the Semipalatinsk test site, the Kazakhstan has implemented many measures aimed at the rehabilitation of the areas and the medical and social protection of the citizens who received excessive radiation exposure. Internal migration of the population, decrease in the radiation background of the contaminated territories, the emergence of generations of children born to exposed parents – all this creates new aspects in overcoming the consequences of radiation exposure.

Семипалатинский испытательный ядерный полигон (СИЯП) охватывает территорию Восточно-Казахстанской, Павлодарской и Карагандинской областей Республики Казахстан. Общая площадь – 18500 кв. км, периметр – около 600 км. На каждую из перечисленных областей приходится соответственно 54 %, 39 %, и 7 % территории полигона. 29 августа 1949 года на Семипалатинском полигоне было проведено первое испытание ядерного устройства. 12 августа 1953 г. было испытано первое термоядерное устройство, 22 ноября 1955 г. – водородная бомба. Всего за период с 1949 по 1990 годы на Семипалатинском полигоне было проведено 467 ядерных испытаний. Многолетняя деятельность бывшего СИЯП привела к радиоактивному загрязнению обширных территорий ряда регионов, прилегающих к полигону [3].

Основной вклад в радиоактивное загрязнение прилегающих к полигону территорий внесли атмосферные (воздушные и наземные) ядерные испытания, проводимые в период 1949–1962 годов. В данный период основным критерием опасности воздействия ионизирующих излучений на население являлась доза внешнего гамма-облучения. Кроме локального загрязнения местности по следу движения облака ядерного взрыва, происходило также радиоактивное загрязнение объектов внешней среды, что стало причиной и внутреннего облучения населения.

Переход к подземным испытаниям ядерного оружия значительно сократил выброс в окружающую среду биологически опасных радионуклидов, что стало одной из главных причин снижения интенсивности глобальных выпадений. В период проведения подземных испытаний (1963–1989 годы) незначительному радиоактивному загрязнению подверглись сопредельные с полигоном локальные территории. В данный период продолжалось внутреннее облучение населения за счет поступления в организм с продуктами питания местного производства Cs-137, Sr-90, оставшихся на местности.

Для ликвидации последствий деятельности СИЯП был принят Закон Республики Казахстан «О социальной защите граждан, пострадавших вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне» от 18.12.1992 года № 1787-XII.

Реализация закона началась с решения одной из самых серьезных проблем – ранжирование территорий, прилегающих к СИЯП, на зоны радиационного риска. На тот момент это было необходимо в целях создания условий для формирования и объективизации групп численного и возрастно-полового состава населения, проживающего на данных территориях.

Законом установлена классификация территорий, подвергшихся воздействию ядерных испытаний.

В зависимости от величины эффективной эквивалентной дозы облучения населения загрязненные территории подразделяются на:

- зону чрезвычайного радиационного риска, с дозой воздействия на население свыше 100 сЗв за весь период испытаний;
- зону максимального радиационного риска, с дозой воздействия на население от 35 до 100 сЗв за весь период испытаний;
- зону повышенного радиационного риска, с дозой воздействия на население от 7 до 35 сЗв за весь период испытаний;
- зону минимального радиационного риска, с дозой воздействия на население от 0,1 до 7 сЗв за весь период испытаний;
- территорию с льготным социально-экономическим статусом, с дозой воздействия на население ниже 0,1 сЗв за весь период испытаний.

Классификация территорий и пределы доз были установлены на основании данных ведомственных учреждений СССР, работавших на полигоне в период его функционирования, а также на основании архивных материалов Диспансера № 4 (с 1992 г. – Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии (НИИ РМиЭ)), в число которых входили следующие данные:

- атмосферные и подземные испытания, проведенные за весь период деятельности полигона;
- динамика их проведения;
- влияние каждого вида испытаний на радиационную обстановку в районах, прилегающих к полигону;
- их влияние на население, вклад в эффективную эквивалентную дозу облучения населения.

Классификация территорий по зонам радиационного риска на период принятия Закона «О социальной защите граждан, пострадавших вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне» в 1992 году была актуальна и объективна. И именно территориальный принцип был положен в основу оказания социальной защиты граждан, пострадавших вследствие ядерных испытаний на СИАП.

Анализ результатов радиоэкологических исследований [2, 5–7], проводимых Казахстаном совместно с японскими, российскими, американскими учеными и учеными из Европы в период 1995–2015 годов на прилегающих к полигону территориях, показывает:

1. Радиационная обстановка прилегающих к полигону территорий на сегодняшний день не имеет резко выраженных отличий.
2. Мощность экспозиционной дозы отражает содержание естественных радиоактивных элементов (уран, торий, калий).

3. Уровни гамма-излучающих радионуклидов (в частности цезия-137) в почве вне территории СИАП сопоставимы с глобальным уровнем.

4. Уровни альфа-излучающих радионуклидов (в частности $\text{Pu}^{239,240}$) на многих локальных участках в несколько десятков-сотен раз выше глобального уровня.

Таким образом, на сегодняшний день деление территорий, прилегающих к полигону, на зоны радиационного риска не целесообразно. В настоящее время актуальным показателем риска возникновения отдаленных последствий является эффективная эквивалентная доза облучения населения, полученная ранее за счёт радиационного воздействия при проведении ядерных взрывов. Величина дозы облучения является модифицирующим фактором радиационного риска, которая зависит от возраста на момент испытаний, времени облучения, т. е. от индивидуальных особенностей.

В рамках выполнения аналитического исследования «Ретроспективный и проспективный анализ медицинских и радиоэкологических последствий бывшего Семипалатинского ядерного испытательного полигона для населения, прилегающих к нему территорий» в 2014–2016 гг. проведено ранжирование рубрик и классов заболеваний в зависимости от установленных доз облучения и величин относительных рисков [1].

Анализ результатов исследований показателей заболеваемости и смертности населения с дозой облучения выше 20 сЗв, а также их потомков, позволил подтвердить существенное повышение онкологических заболеваний и болезней системы кровообращения, являющихся одной из основных причин увеличения уровня смертности и инвалидизации в исследуемых группах, а также повышение уровней большинства рубрик и классов заболеваний органов желудочно-кишечного тракта, органов дыхания, щитовидной железы, психических расстройств.

Практическая система радиационной защиты, рекомендованная Международной комиссией по радиационной защите (МКРЗ), основывается на предположении о том, что в диапазоне малых доз (при дозах ниже 10 сЗв) заданное увеличение дозы приведет к прямо пропорциональному увеличению вероятности развития рака или наследственных эффектов, связанных с облучением. Основываясь на заключениях МКРЗ, нельзя не принять во внимание значение малых доз в развитии радиационно индуцированной патологии пострадавшего населения.

Также обращает на себя внимание, что помимо установленных соматических заболеваний, связанных с радиационным воздействием, в большом проценте случаев регистрируется медико-психологическая напряженность, связанная с длительным стрессогенным воздействием радиационного фак-

тора, что приводит к формированию радиотревожности и радиофобии и росту социальной напряженности.

Все фиксируемые соматико-стохастические эффекты, формирующиеся в отдаленные сроки после воздействия ионизирующих излучений, имеют статистически значимую зависимость от величины эффективной эквивалентной дозы.

Таким образом, характер и объемы отдаленных медицинских последствий облучения человека определяются закономерностями «доза-эффект». Следовательно, объемы и характер оказания социально-медицинской помощи должны зависеть от величины индивидуальной дозы облучения и носить адресный характер.

Механизмом для оценки индивидуальной дозы облучения, полученной человеком при проживании (пребывании) на территориях, прилегающих к полигону, в период с 1949 по 1990 годы может служить Государственный научный автоматизированный медицинский регистр (ГНАМР) [4].

Оценка индивидуальных доз производится расчетным методом посредством автоматической программы, внедренной в структуру регистра, на основании методических рекомендаций, одобренных и рекомендованных к печати Республиканским центром инновационных технологий медицинского образования и науки Министерства здравоохранения Республики Казахстан.

Основные задачи ГНАМР: обеспечение долгосрочного персонального учета лиц, непосредственно подвергавшихся радиационному воздействию и их последующих поколений; расчет доз облучения; мониторинг состояния здоровья, объективная оценка повреждения здоровья пострадавших граждан; проведение исследования влияния радиационного фактора на заболеваемость и смертность в облученной популяции; развитие оптимальных стратегий для сведения к минимуму последствий для здоровья. В настоящее время в ГНАМР зарегистрировано 370 856 человек (лица, непосредственно подвергавшиеся облучению и их потомки, имеющие различный жизненный статус: жив, умер, выбыл). Количество граждан Казахстана по всем административным единицам страны (области, города Нур-Султан, Алматы), зарегистрированных в базе данных ГНАМР на настоящий момент и имеющих жизненный статус «жив», составляет 241 729 человек. Проведена ориентировочная оценка количества граждан страны, подлежащих включению в ГНАМР на основании данных Агентства Республики Казахстан по статистике. По результатам ориентировочной оценки сегодня на территории Казахстана проживает порядка 1 438 523 человека, имеющих отношение к последствиям деятельности СИП. К этому числу относятся как лица, непосредственно получившие дозы облучения вследствие деятельности СИП, так и их

потомки. Число лиц, зарегистрированных в ГНАМР по состоянию на 02.06.2021 г., составляет 16,8 % от ориентировочной цифры граждан, подлежащих включению в регистр, как пострадавших в результате деятельности СИЯП, так и их потомков.

Таким образом, сегодня стоит задача полной регистрации всех граждан, пострадавших в результате деятельности СИЯП, и задача оценки полученных ими дозовых нагрузок.

Необходимо отметить, что введение дополнительного индивидуального принципа оказания социальной помощи и защиты, должно распространяться как на лиц, непосредственно подвергшихся воздействию ионизирующего облучения, так и на их потомков – новых субъектов правоотношений – 2, 3 и 4 поколения детей, рожденных от граждан, подвергшихся сверхнормативному ионизирующему излучению.

Системное поражение организма родителей, возникшее в результате перенесенного облучения, могло, с высокой вероятностью, привести к появлению мутаций у последующих поколений, способствующих ослаблению соматического здоровья. У детей, родившихся от облученных родителей, можно ожидать реализацию отдаленных последствий, проявляющихся врожденными пороками развития, генетическими повреждениями соматических клеток, радиационным канцерогенезом.

Ранжирование заболеваний, в развитии которых определен достоверный вклад величины дозы облучения, позволило разработать концептуально обоснованные методические рекомендации для работы региональных экспертных советов по установлению связи заболеваний с величиной дозы облучения, как для лиц, непосредственно подвергавшихся облучению, так и для их потомков [1].

Разработан «Перечень заболеваний, при возникновении или прогрессировании которых у лиц, рожденных от облученных родителей (во II и III поколениях) может быть установлена причинная связь с действием ионизирующего излучения». Применение данного Перечня специалистами Региональных Межведомственных советов должно проводиться индивидуально для каждого конкретного лица и консолидации экспертных заключений.

Таким образом, к категориям пострадавших в результате деятельности СИЯП, должны быть отнесены, дети, рожденные от облученных родителей.

В 2018 году был проведен ориентировочный расчет дозовых групп граждан, подвергшихся воздействию ионизирующего излучения в результате деятельности СИЯП. Расчет проведен как для лиц, проживающих на пострадавших территориях (Восточно-Казахстанская, Павлодарская и Карагандинская области), так и для проживающих на территории Республики Казахстан в целом.

Сегодня на территории страны по ориентировочным оценкам проживает 1 438 523 человека, пострадавших от деятельности СИЯП и их потомков, из них:

1. 607 241 человек (42,2 %) не получили дозовую нагрузку в результате деятельности полигона. Это потомки третьего и последующих поколений, родившиеся после закрытия СИЯП.

2. Дозовую нагрузку до 5 сЗв получили 417 066 человек (29 %). В основном это лица 2 поколения, родившиеся от облученных родителей и/или проживавшие на территориях, прилегающих к СИЯП, в период проведения подземных испытаний. А также лица 1 поколения, проживавшие на территориях минимального радиационного риска.

3. Дозовую нагрузку от 5 до 25 сЗв получили 249 464 человека (17,3 %). Это лица 1 и 2 поколения, проживавшие в период функционирования СИЯП на территориях повышенного радиационного риска.

4. Дозовую нагрузку свыше 25 сЗв получили 164 752 человека (11,5 %). Данная группа представлена лицами 1 поколения, проживавшими на территориях, прилегающих к СИЯП, в период проведения атмосферных и наземных испытаний.

В целом долговременный характер и масштабы последствий деятельности Семипалатинского ядерного полигона не позволяют говорить о полном решении всех проблемных социально значимых вопросов.

Существует необходимость в проведении следующих мероприятий:

- финансирование программ, направленных на реабилитацию населения и территорий, подвергшихся радиационному загрязнению;

- определение особенностей медико-социального обеспечения применительно к категориям граждан, подвергшихся радиационному воздействию в результате деятельности СИЯП и их потомкам;

- проведение сравнительного анализа казахстанского и зарубежного опыта обеспечения мер медико-социального характера при радиационных инцидентах для выявления возможностей использования зарубежных решений при совершенствовании отечественных нормативных актов;

- разработка и внесение предложений по совершенствованию действующего законодательства в области обеспечения мер медико-социальной защиты граждан, подвергавшихся действию ионизирующего излучения в результате деятельности СИЯП и их потомков;

- осуществлению каждого мероприятия по социальной защите должна предшествовать квалифицированная экспертная оценка доз облучения, размеров ущерба здоровью и путей его компенсации;

- снижение уровня социальной напряженности на пострадавших территориях должно быть обеспечено комплексом информационных мероприятий по вопросам преодоления последствий радиационных аварий и формирования культуры безопасности жизнедеятельности населения, обеспечения свободного доступа к информации и повышения радиоэкологической грамотности населения.

Литература

1. Апсаликов К. Н., Гусев Б. И., Мулдагалиев Т. Ж., Белихина Т. И., Липихина А. В. Аналитический обзор медицинских последствий для населения в раннем, позднем и отдаленном периодах после облучения (в результате испытания ядерного оружия на Семипалатинском полигоне) // Радиационная медицина, экология и реабилитология, 2016. – № 1. – С. 12–18.
2. Апсаликов К. Н., Липихина А. В., Жакупова Ш. Б., Абдуажитова А. М. Радиоэкологическая обстановка урбанизированных территорий Республики Казахстан. Оценка дозовых нагрузок населения. – Семей, 2014. – 245 с.
3. Apsalikov K. N., Gusev B. I., Lipikhina A. V., Muldagaliyev T. Zh., Belikhina T. I., Zhakupova Sh. B. Historical aspects of formation of radiation medicine and ecology in Kazakhstan // Радиационная медицина, экология и реабилитология, 2016. – № 1. – С. 5–11.
4. Apsalikov K. N., Lipikhina A., Grosche B., Belikhina T., Ostroumova E., Shinkarev S., Stepanenko V., Muldagaliyev T., Yoshinaga S., Zhunussova T., Hoshi M., Katayama H., Lackland D.T., Simon S.L., Keminien A.. The State Scientific Automated Medical Registry, Kazakhstan: an important resource for low-dose radiation health research // Radiation and Environmental Biophysics, 2019. – Vol. 58. – P. 1–11.
5. Distribution of Pu isotopes and Cs¹³⁷ in soil from Semipalatinsk Nuclear Test Site detonations throughout southern districts. M. Yamamoto, M. Hoshi, J. Takada, A. Sakaguchi, B. Gusev, K. Apsalikov. Received, July 14, 2003.
6. Environmental radiation dose in Semipalatinsk area near nuclear test site / J. Takada, M. Hoshi, R. Rosenson, S. Endo, M. Yamamoto, T. Nagatomo, T. Imanaka, B. Gusev, K. Apsalikov, N. Tchajjunusova // Health Physics, 1997. – V. 73. – № 3. – P. 524–527.
7. Radiological situation in the vicinity of Semipalatinsk nuclear test site: Dolon, Mostik, Cheremushka, and Budene settlements / A. Sakaguchi, M. Yamamoto, M. Hoshi, T. Imanaka, B.I. Gusev, K.N. Apsalikov // Journal of Radiation Research, 2006. – Vol. 47. – № 2. – Supplement A. – P. 101–116.

ГЕОФАГИЯ КАК СПОСОБ ВЫЖИВАНИЯ РАСТИТЕЛЬНОЯДНЫХ ЖИВОТНЫХ В ЛАНДШАФТАХ С АНОМАЛЬНЫМ СОДЕРЖАНИЕМ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

А. М. Паничев¹, Н. В. Барановская²

¹*Тихоокеанский институт географии ДВО РАН
Владивосток, Россия, sikhote@mail.ru*

²*Томский политехнический университет
Томск, Россия, nata@tpu.ru*

GEOPHAGY AS A MEANS OF SURVIVAL FOR HERBIVORES IN ANOMALOUS RARE-EARTH LANDSCAPES

A. M. Panichev¹, N. V. Baranovskaya²

¹*Pacific Institute of Geography, Far East Branch, Russian Academy of Sciences
Vladivostok, Russia, sikhote@mail.ru*

²*Tomsk Polytechnic University
Tomsk, Russia, nata@tpu.ru*

The results of studies of the natural water composition, "edible" lands, forage vegetation, and animal tissues in the Sikhote-Alin, Altai Mountains, and the Caucasus, considering the literature data on Africa and Southeast Asia indicate that instinctive form of geophagy in animals (it seems, also in humans) develops in landscapes with an anomalously high and anomalously low concentration of rare earth elements (REE), with the disrupted ratio of LREEs and HREEs. The main reason for geophagy is to regulate the concentration and ratio of REE in the organism with the natural sorbents. The animals prefer sodium-containing analogs when they choose them.

Введение

К настоящему времени в мировой научной литературе опубликовано более тысячи статей и десятки монографий, посвященных разным аспектам геофагии как у человека, так и у разных групп животных. Геофагию изучают в большинстве крупных университетах мира, по данной тематике защищены десятки диссертаций. Несмотря на длительность времени, потраченного на исследование этого необычного феномена, главную его причину, которая позволила бы объяснить сразу все или хотя бы часть случаев этого феномена пока однозначно установить не удалось.

До настоящего времени причина геофагии в отношении растительноядных млекопитающих практически всеми исследователями определяется лишь с позиции представлений о натриевом голоде, который, как считается, испытывают животные, обитающие в натрийдефицитных ландшафтах. И это несмотря на то, что в значительной доле случаев доступного животным натрия в поедаемых минеральных веществах отмечается не больше, чем в окружающих почвах. Факты поедания животными, как и человеком, земель, вовсе не содержащих натрия, остаются вообще без внятного объяснения.

Проведенный нами в последнюю пятилетку цикл минералого-гидрогеохимических и биогеохимических исследований, а также анализ литературных данных по геофагии, опубликованных зарубежными исследователями, позволяют нам предложить универсальную гипотезу, претендующую на объясне-

ние основной причины практически всех разновидностей инстинктивных форм этого необычного пищевого поведения, характерных для растительноядных млекопитающих и для человека.

Материалы и методы

За последнюю пятилетку нами собрано и исследовано: около 300 образцов литогенных веществ, потребляемых копытными; около 200 проб из поверхностных водотоков в районах активной гетофагии, а также из источников вод, потребляемых животными попутно с минеральными грунтами в различных регионах РФ. Пробы отбирались в Сихотэ-Алине, в Горном Алтае и на Кавказе. Собрано и изучено также более 1 тыс. проб тканей от четырех особей благородных оленей и шести диких кабанов, добытых в районах активной геофагии в Сихотэ-Алине и в Горном Алтае. Собранный материал изучался в Аналитическом центре Дальневосточного геологического института ДВО РАН (г. Владивосток), а также – в Томском политехническом университете, в Проблемной научно-исследовательской лаборатории гидрогеохимии и МИНОЦ «Урановая геология» (г. Томск). Основные методы: ионная хроматография, ИСР-спектроскопия; сканирующая электронная микроскопия; рентгенографический минералогический анализ и петрография с использованием оптического микроскопа. Состав потребляемых животными грунтов изучался также с помощью солянокислых вытяжек с рН близким к среде сычуга жвачных животных. С помощью

специальных экспериментов выполнялись исследования способности различных минералов в дисперсном состоянии к сорбированию редкоземельных элементов из солянокислого раствора (pH-2). Наконец, нами проанализирована значительная часть данных по теме геофагии, опубликованных как российскими, так и зарубежными авторами. Более детально о методиках отбора проб и методах лабораторных исследований изложено в серии наших публикаций [1, 2, 3, 4, 5, 6].

Результаты и их обсуждение

Изложение результатов начнем с данных, полученных нами при исследовании грунтов и вод, потребляемых копытными животными в Сихотэ-Алине, в Горном Алтае и на Кавказе. Наиболее детальные исследования районов, где характерна активная геофагия, выполнены в Сихотэ-Алине. На территории Приморского края, в частности, нами выявлено 7 районов, где распространена геофагия среди диких копытных (рис. 1).

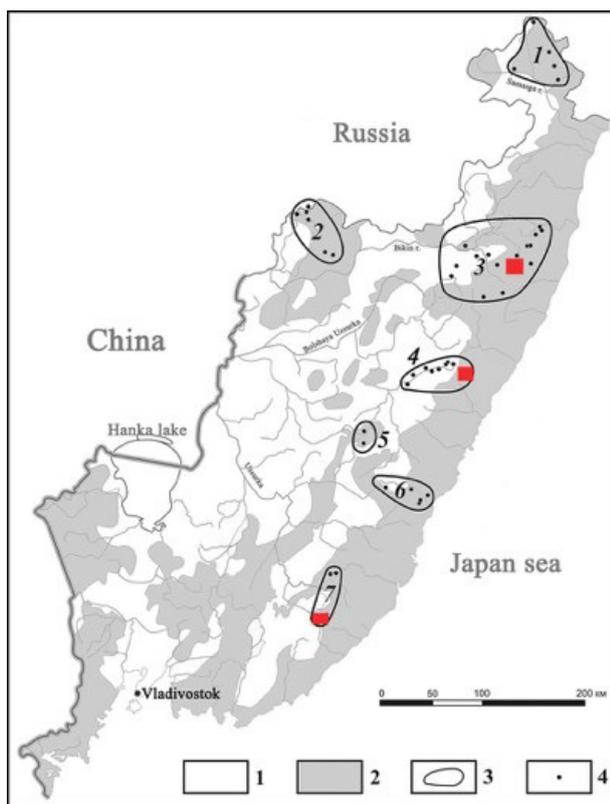


Рис. 1. Местоположение районов активной геофагии среди диких копытных на территории Приморского края, Россия, в том числе участки, детально изученные в 2020 г. (отмечены красным)

1 – осадочные породы; 2 – вулканиды; 3 – районы геофагии; 4 – наиболее посещаемые животными минеральные источники и участки активной геофагии.

Как очевидно, все они находятся непосредственно в пределах или в приграничной части Восточно-Сихотэ-Алинского вулканического пояса. Общими петролого-минералого-геохимическими особенностями районов активной геофагии являются: наличие одновозрастных ранне-среднекайнозойских ареалов риолитового вулканизма с характерной сильно выраженной поствулканической цеолитовой минерализацией, а также их редкометалльно-редкоземельная и часто золотосеребряная рудная специализация. Все места геофагии приурочены либо к выходам кальдерных фаций стратовулканов, либо к тектоническим нарушениям среди вулканогенных и вулканогенно-осадочных отложений, в том числе в пределах впадин, нередко угленосных, образовавшихся на территориях взрывных кальдер обрушения.

Животные в таких районах поедают цеолитизированные и оглиненные (преимущественно со смектитом) туфы риолитов и риодацитов иногда с повышенным содержанием обменного натрия и пьют пресные или слабо минерализованные источниковые гидрокарбонатные (иногда с долей сульфатов) воды, некоторые из которых содержат повышенные концентрации натрия. В составе микроэлементов в потребляемых как твердых, так и жидких минеральных веществах выявлены повышенные концентрации редкоземельных элементов (РЗЭ). Среди элементов, извлекаемых из грунтов солянокислыми (pH-1) растворами, наиболее значимы концентрации РЗЭ легкой подгруппы и иттрия. Особо стоит отметить факт присутствия среди углей в угленосных впадинах металлоносных разновидностей. Концентрация РЗЭ в них иногда достигает ураганных содержаний (килограммы на тонну). Результаты всех этих исследований изложены в работах [1, 2, 3].

На Кавказе изученные нами «съедобные» минеральные грунты приурочены к корам выветривания метаморфических сланцев, иногда гранитоидов раннемезозойского, палеозойского, а также протерозойского возраста. В составе макрокатионов, извлекаемых кислотными вытяжками, содержания Na в них на порядок ниже, чем в Сихотэ-Алине; в составе микроэлементов наиболее значимы содержания все тех же легких лантаноидов и Y. Активно посещаемые источниковые воды, как правило, с повышенной минерализацией гидрокарбонатно-натриево-кальциевые и с повышенным содержанием РЗЭ [4, 5].

В Горном Алтае большинство исследованных нами районов с проявлениями активной геофагии среди копытных тяготеют к полям однотипных зеленосланцевых пород преимущественно раннепалеозойского возраста с выходами гранитных батолитов преимущественно среднепалеозойского возраста, отличающихся, судя по данным геологосъемочных работ, повышенными концентрациями редких и все тех же РЗЭ. Животные обычно поедают тонкодисперсные водно-ледниковые, чаще озерные, отложения четвертичного возраста. Поедаемые грунты пред-

ставлены преимущественно иллит-гидрослюдистыми глинами, суглинками и супесями с существенной долей дисперсного кварца и полевых шпатов. Все потребляемые животными в Горном Алтае литогенные вещества содержат, как правило, очень незначительные, иногда ничтожные, количества извлекаемого кислотными вытяжками натрия, в то же время РЗЭ высвобождаются в количествах существенно превосходящих таковые в вытяжках из поедаемых пород Сихотэ-Алиня. В водах немногочисленных слабоминерализованных гидрокарбонатных источников, поедаемых животными, повышены содержания Na, часто повышены концентрации РЗЭ [6].

Анализ зарубежных работ на предмет минерального и химического состава потребляемых животными и людьми грунтов возможен пока лишь на основе очень небольшого числа публикаций, в которых приводятся данные анализов с участием РЗЭ. В то же время все без исключения такие работы (их анализ представлен в работе [1]) показывают картины близкие, но еще более контрастные тем, что описаны нами выше. Так, например, в Африке в химическом составе сильно выветрелых вулканических пород, потребляемых животными на склонах г. Вирунга (давно потухший вулкан в пределах западной ветви Большого африканского рифта) валовые и извлекаемые концентрации натрия ничтожны, а содержания РЗЭ на порядки превосходят таковые в съедобных породах Сихотэ-Алиня (рис. 2).

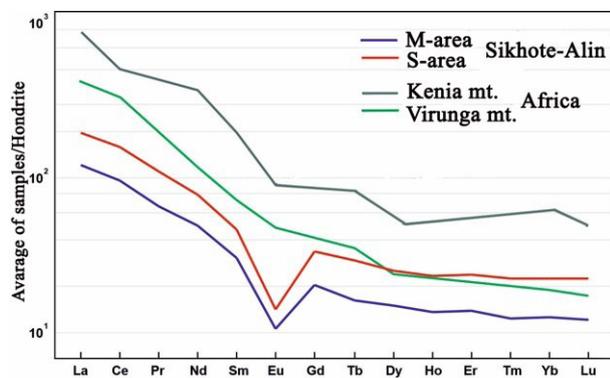


Рис. 2. Профили хондрит-нормированных средних концентраций REE в поедаемых породах Сихотэ-Алиня, в горах Вирунга [7] и на г. Кения [8]

Аналогичная картина наблюдается на склонах г. Кения (фрагмент вулкана в пределах восточной ветви Большого африканского рифта). Животные там поедают выходы красных каолиновых глин в подпочвенных горизонтах на глубинах до 1 м от поверхности, возникших в результате длительного выветривания вулканических пород. Содержания натрия в них ничтожны и также резко повышены концентрации железа, алюминия и РЗЭ, особенно из подгруппы легких [1].

Во многих районах Африки исследователями давно подмечено, что растительоядные животные стремятся иногда поедать минеральные вещества термитных построек. Сопоставление химического состава грунтов из термитников и окружающих грунтов указывает на обогащенность термитников легкими РЗЭ [1].

Далее пара примеров в отношении грунтов, потребляемых человеком. На острове Ява (Индонезия) поедаемые людьми породы представлены галлуазитом и каолинитом. Простое сравнение данных химического состава показывает необычайно высокие содержания в них легких лантаноидов [1]. Образцы почв, поглощаемые людьми, изучались также в одном из районов Конго. Породы по размерности частиц глинистые, глинисто-илистые или суглинистые. В минеральном составе преобладает каолинит. В составе породообразующих оксидов очень низки концентрации натрия и кальция, много алюминия, иногда железа. Среди микроэлементов повышены содержания легких РЗЭ [1].

Оценив результаты проведенных исследований, у нас возникло вполне закономерное предположение о том, что поедание пород как животными, так и людьми не случайно связано с высокими содержаниями в них легкорастворимых форм РЗЭ. Предпринятое нами изучение литературных данных о биологических свойствах РЗЭ [9] указывало на то, что легкие РЗЭ могут в значительной мере определять деятельность гормональной сферы организма, в частности, влиять на работу щитовидной железы и гипофиза. Получается, по сути, что они определяют устойчивость работы иммунной системы. В итоге мы сделали вывод, что избыток этой группы элементов, как и их дефицит в воде и почвах должен сильно сказываться на здоровье людей и животных.

Первые сведения о возможном существовании эндемических заболеваний, связанных напрямую с РЗЭ, появились в начале 1990-х гг. в Индии. Наличие повышенного уровня в диете церия при недостатке магния в южной части Индии были определены в качестве потенциальных экологических сомножителей в этиологии эндомикардиального фиброза Леффлера. Это заболевание наиболее распространено в тропических и субтропических районах по всему миру. Признаки хронического заболевания проявляются в виде хакексии, укороченных пальцах рук и ног, задержки роста. У большинства пациентов отмечается сердечная недостаточность, аритмии и тромбоемболии [9].

Упомянув работу, в которой усматривается связь патологий сердечной мышцы с нарушением в ней обмена церия и магния, стоит отметить также еще две работы, разбираемых нами в [6]. Одна из них показывает, что означенные патологии распространены у людей в Индии, в том числе в штате Керала, где в горных породах, почвах, а также в выращенных на таких почвах продуктах питания выявлены высо-

кие концентрации РЗЭ. Вторая работа посвящена исследованию многочисленных мест геофагии среди животных в природном парке Чиннар, на территории того же штата Керала. Из нее следует, что геофагия среди диких животных распространена в верхней части того же речного бассейна, в котором ниже по течению распространены эндемии у людей, связанные с избытком РЗЭ в монацитоносных песках. При этом дикие животные издавна потребляют землистые вещества, формируемые среди сланцевых пород сходных с теми, что потребляются животными в горном Алтае.

Летом 2020 г. при поддержке гранта от РНФ наша команда специалистов из Дальневосточного отделения РАН и Томского политехнического университета (ТПУ) провела детальные геолого-гидрогеохимические исследования в местах активной геофагии животных в Приморском крае (Россия), что позволило существенно продвинуться в проверке справедливости РЗЭ-гипотезы.

Для детальных исследований были выбраны три района из семи ранее исследованных: один в верховьях р. Милоградовка, на территории национального парка «Зов тигра», второй в окрестности г. Солонцовая на территории Сихотэ-Алинского биосферного заповедника и третий – в приводораздельной части рек Бикина и Максимовки (рис. 1).

Во всех трех районах отбирались водные пробы, пробы горных пород, в том числе поедаемых животными, а также пробы кормовой растительности (в каждом районе отобрано в среднем по 40 шт каждой разновидности проб). Кроме того, в каждом районе добыто по 2 благородных оленя, от которых взяты биохимические пробы.

В подавляющем большинстве все исследованные поверхностные воды оказались ультрапресные гидрокарбонатно-натриево-кальциевые, в незначительном количестве – сульфатно-натриево-кальциевые с малой долей хлорид-ионов. Минерализация их колеблется в среднем от 20 до 100 мг/л; pH гидрокарбонатных вод – от 6,00 до 7,00, сульфатных – от 3,50 до 5,00. Средние содержания сумм РЗЭ в водах изученных районов оказались резко повышенными, превышающими средние показатели по речным водотокам Приморья и Мира в десятки и сотни раз. Особенно большой разрыв в показателях наблюдается по РЗЭ тяжелой подгруппы.

Согласно данным электронной микроскопии, во всех образцах исследованных пород обнаружены фазы РЗЭ, представленные фосфатами (монацит, рабдофан, крандаллит, ксенотим), встречаются также карбонаты (бастнезит, паризит), силикаты (ортит) и труднодиагностируемые минеральные фазы сложного состава. Кроме того, обнаружены легкорастворимые вторичные минералы РЗЭ близкие по составу рабдофану, а также вторичный бастнезит.

На высокий фон РЗЭ в ландшафтных компонентах в пределах исследованных территорий указывает также факт накопления данных элементов в растительности. Показано, что максимальные концентрации РЗЭ обнаруживаются в папоротниках (в среднем в 10–30 раз больше, чем в прочих травах). Однако в наиболее поедаемых видах трав, в лабазнике и осоках, относительно больше накапливается РЗЭ тяжелой подгруппы, особенно европия. Картина накопления европия в кормовой растительности оказалась хорошо коррелируемой с концентрированием европия в головном мозге и крови оленей, добытых в районах исследований. У оленей, которые добыты на удалении от районов исследований, пика европия в мозге не выявлено.

Сопоставление химического состава поедаемых пород и копролитов оленей показало, что породы, взаимодействуя в пищеварительном тракте с биологическими электролитами, отдают в организм существенные количества натрия (от 3 до 4 г/кг), а калий, кальций, магний и фосфор активно сорбируют. В составе микроэлементов наиболее активно сорбируются РЗЭ тяжелой подгруппы (рис. 3).

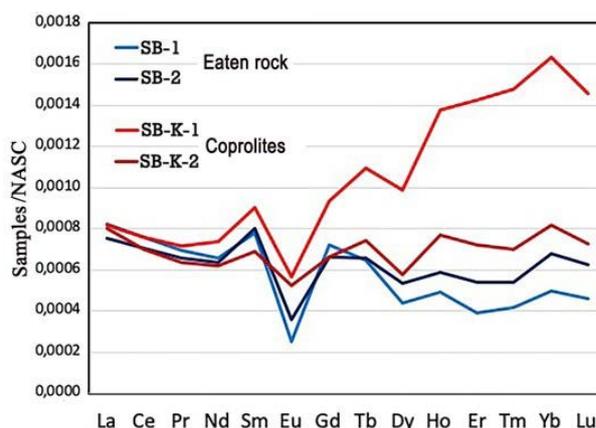


Рис. 3. Профили NASC-нормированных валовых содержаний REE в поедаемых глинисто-цеолитовых породах (SB-1 и SB-2) и минералогически идентичных копролитах благородного оленя (SB-K-1 и SB-K-2)

Выявленные факты, частично уже опубликованные [10], явно указывают на то, что проживание животных в условиях ландшафтных РЗЭ-аномалий создает избыточное «давление» неблагоприятного геохимического фактора на организм, что может проявляться при достижении в организме критического порога концентрации в мозге РЗЭ тяжелой подгруппы в виде специфической поведенческой реакции – геофагии. Аналогичные стресс-реакции с геофагией наблюдались в эксперименте на мышах с нарушениями минерального обмена [11].

Заключение

Главный вывод, вытекающий из результатов выполненных исследований, тот, что причин инстинктивного потребления животными глинистых пород может быть, как минимум, две. Во-первых, это стремление получить дефицитный в большинстве природных ландшафтов Na для восстановления в организме нарушенного электролитного баланса. Здесь пока можно отметить, что многие натрийсодержащие минеральные источники и все искусственные солонцы посещаются животными именно по этой

причине. Вторая причина (нам она представляется наиболее распространенной, причем в равной мере имеющей отношение как к животным, так и к человеку) обусловлена стремлением растительноядных организмов, обитающих в ландшафтах с аномально низкими или аномально высокими концентрациями REE, или с сильно искаженным соотношением между LREE и HREE, восстановить нарушенный их баланс в организме.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 20-67-47005 и 20-64-47021.

Литература

1. Panichev A. M., Popov V. K., Chekryzhov I. Yu., Seryodkin I. V., Stolyarova T. A., Zakusin S. V., Sergievich A. A., Khoroshikh P. P. Rare earth elements upon assessment of reasons of the geophagy in Sikhote-Alin region (Russian Federation), Africa and other world regions // *Environ. Geochem. Health*, 2016. – Vol. 38. – P.1255–1270. DOI 10.1007/s10653-015-9788-7.
2. Panichev A. M., Popov, Chekryzhov I. Yu., Seryodkin I. V., Sergievich A. A., Golokhvast K. S. Geological nature of mineral licks and the reasons for geophagy among animals // *Biogeosciences*, 2017. – Vol. 14. – P. 2767–2779. <https://doi.org/10.5194/bg-14-2767-2017>.
3. Panichev A. M., Seryodkin I. V., Zaumyslova O. Yu., Wach E. A., Stolyarova T. A., Sergievich A. A., Popov V. K., Chekryzhov I. Yu., Blokhin M. G., Khoroshikh P. P. Results of geological and geochemical investigations of Kaplanov kudurs in Sikhote-Alin, Russian Far East // *Arabian J. Geosciences*, 2018. – Vol. 11. – Is.17. – P. 493. DOI: 10.1007/s12517-018-3820-z 4.
4. Panichev A. M., Chekryzhov I. Yu., Stolyarova T. A., Mitina E. I., Trepets S. A., Sergievich A. A., Khoroshikh P. P. Results of mineralogical–geochemical researches of two high-mountain kudurs within territory of Caucasus // *Environ. Earth. Sci.*, 2017. – Vol. 76. – P. 749. DOI 10.1007/s12665-017-7012
5. Panichev A. M., Trepets S. A., Chekryzhov I. Yu. et al. A study of kudurs used by wild animals located on the water sources high in REE content in the Caucasus Nature Reserve // *Environ Geochem Health*, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00670-8>.
6. Panichev A. M., Seryodkin I. V., Kalinkin Y. N., Makarevich R. A., Stolyarova T. A., Sergievich A. A., Khoroshikh P. P. Development of the «rare-earth» hypothesis to explain the reasons of geophagy in Teletskoye Lake are kudurs (Gorny Altai, Russia) // *Environ. Geochem. Health*, 2018. – Vol. 40. – P.1299–1316. DOI 10.1007/s10653-017-0056-x.
7. Mahaney W. C., Watts D. P., Hancock R. G. V. Geophagia by mountain gorillas (*Gorilla gorilla beringei*) in the Virunga Mountains, Rwanda // *Primates*, 1990. – Vol. 31. – № 1. – P. 113–120. DOI:10.1007/BF02381034.
8. Mahaney W. C., Hancock R. G. V. Geochemical analysis of African buffalo geophagic sites and dung on Mount Kenya, East Africa // *Mammalia*, 1990. – Vol. 54. – № 1. DOI: 1515/mamm.1990.54.1.25.
9. Panichev A. M. Rare Earth Elements: Review of Medical and Biological Properties and Their Abundance in the Rock Materials and Mineralized Spring Waters in the Context of Animal and Human Geophagia Reasons Evaluation // *Achievements in the Life Sciences*, 2015. – Vol. 9. – P. 95–103.
10. Паничев А. М., Барановская Н. В., Чекрызов И. Ю., Серёдкин И. В., Вах Е. А., Беляновская А. И. Редкоземельные элементы как причинный фактор геофагии среди растительноядных животных // *Доклады российской академии наук. Науки о Земле*, 2021. – Т. 499. – № 1. – С. 82–86.
11. Burchfield S. R., Elich M. S., Woods S. C. Geophagia in response to stress and arthritis // *Physiol. Behav*, 1977. – Vol. 19. – № 2. – P. 265–267. DOI: 10.1016/0031-9384(77)90337-7.

ЦЕЗИЙ-137 В ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ АЛТАЙСКОГО КРАЯ

А. В. Пузанов¹, Т. А. Рождественская¹, Ю. Б. Кирста¹, О. А. Ельчинова², И. А. Трошкова¹,
С. В. Бабошкина¹, С. Н. Балькин¹, Д. Н. Балькин¹, А. В. Салтыков¹, И. В. Горбачев³, М. П. Пеленева¹

¹Институт водных и экологических проблем СО РАН
Барнаул, Россия, *rtamara@iwep.ru*

²Горно-Алтайский филиал Института водных и экологических проблем СО РАН
Республика Алтай, с. Кызыл-Озёк, Россия, *eoas59@mail.ru*

³АО «ЦЭНКИ» – НИИ ПМ им. академика В. И. Кузнецова
Москва, Россия, *giv1980@yandex.ru*

CESIUM-137 IN SOILS AND PLANTS OF ALTAI KRAI

A. V. Puzanov¹, T. A. Rozhdestvenskaya¹, Y. B. Kirsta¹, O. A. Elchininova², I. A. Troshkova¹,
S. N. Balykin¹, D. N. Balykin¹, A. V. Saltykov¹, S. V. Baboshkina¹, I. V. Gorbachev³, M. P. Peleneva¹

¹Institute for Water and Environmental Problems of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences
Barnaul, Russia, *rtamara@iwep.ru*

²Gorno-Altai Branch of Institute for Water and Environmental Problems
of the Siberian Branch of the Russian Academy of Science
Kyzyl-Ozek, Russia, *eoas59@mail.ru*

³Center for Operation of Space Ground Based Infrastructure
NII PM (Kuznetsov research institute of applied mechanics)
Moscow, Russia, *giv1980@yandex.ru*

The specific activity of cesium-137 in the soils of Altai Krai was in the range of < 2 to 93 Bq/kg, the density of pollution was in the range of < 7 to 1100 mKu/km². Pollution density of arable soils was mainly at the level of the global background. ¹³⁷Cs was completely concentrated in the arable horizon, evenly distributed throughout its depth. The density of contamination of forest soil located in the exit section of the radioactive trace (Northeast of the region) was an order of magnitude higher than the global background. Plant products were not contaminated with radiocesium.

Введение

Ядерные испытания на Семипалатинском полигоне в 1949–1962 годах оказали существенное радиационное воздействие на экосистемы Алтайского края. Преобладание юго-западных ветров обусловило неоднократное прохождение радиоактивных облаков ядерных взрывов над территорией края. Из искусственных радионуклидов наибольшую опасность загрязнения почвенного покрова представляют долгоживущие, одним из которых является Cs-137 с периодом полураспада 30,2 года. Он обладает относительно высокой энергией излучения, активно включается в биологический круговорот веществ благодаря высокой подвижности, по мере распада короткоживущих радионуклидов приобретает доминирующее значение в формировании экологического риска на загрязнённых территориях. Поступивший на поверхность почвы цезий-137 под влиянием природных факторов подвергается процессам миграции. Контроль и оценка влияния радионуклидов на компоненты лесных и агроэкосистем является необходимым условием обеспечения экологической безопасности природного сырья и сельскохозяйственной продукции.

Материалы и методы

Выполняемая работа базируется на сравнительно-географическом, сравнительно-генетическом методах исследования.

Объектами исследования являются почвы и материалы растительного происхождения. Почвенные разрезы были заложены на репрезентативных участках во всех агроэкологических зонах Алтайского края, по В. А. Рассыпнову [1], – Кулундинской (сухая степь на каштановых почвах Кулундинской низменности), Рубцовской (засушливая степь на чернозёмах южных Приобского плато), Заринской (лиственные леса и остепнённые луга на чернозёмах выщелоченных Бие-Чумышской возвышенной равнины и чернозёмах оподзоленных и тёмно-серых лесных почвах Предгорий Салаира), Предгорной (луговая степь на чернозёмах Предалтайской равнины), Приобской (колочная степь на чернозёмах обыкновенных Приобского плато), Алейской (умеренно засушливая степь на чернозёмах обыкновенных Приобского плато), Бийской (лесостепь на чернозёмах выщелоченных и серых лесных почвах Бие-Чумышской возвышенной равнины).

Сопряженно с почвенными разрезами и прикочками отбирали растительные материалы – зерно

пшеницы, зеленую массу кукурузы, семена подсолнечника, сено, пастбищную траву, сахарную свёклу, в лесных ландшафтах – пастбищную траву, грибы.

Отбор проб проводили в 2018 году. Содержание радионуклида определено в Аналитическом центре коллективного пользования (ИГМ СО РАН) методом гамма-спектрометрии.

Результаты и их обсуждение

Удельная активность цезия-137 в почвах Алтайского края изменяется в пределах от < 2 до 93 Бк/кг, плотность загрязнения – от < 7 до 1100 мКи/км². Плотность загрязнения минимальна в пахотных почвах, где ее средняя величина составляет 17 мКи/км² и лишь на отдельных территориях достигает 35 мКи/км² (табл. 1).

Таблица 1. Удельная активность, запасы и плотность загрязнения почв цезием-137

Разрез, агроэкологическая зона / почва, место отбора	Глубина образца, см	Бк/кг	Бк/м ²	мКи/км ²
Пахотные почвы				
Р-2 – Ф-18, Заринская	5–15	3	770	21
Р-5 – Ф-18, Бийская	10–20	2	520	14
Р-6 – Ф-18, Приобская	0–12	5	1300	35
Р-8 – Ф-18, Рубцовская	0–23	2	520	14
Р-9 – Ф-18, Рубцовская	0–6	2	520	14
Р-10 – Ф-18, Кулундинская	0–15	< 2	< 260	< 7
Р-12 – Ф-18, Алейская	0–10	2	520	14
Р-14 – Ф-18, Предгорная	0–20	3	770	21
Прикопка 6, Рубцовская	0–10	3	770	21
Прикопка 11, Предгорная	0–20	4	1040	28
Лесные почвы				
Р-1 – Ф-18, переходный вариант от дерново-подзолистой к светло-серой лесной	0–3	8	11700	316
	3–8	18		
	8–13	13		
	13–18	6		
Р-3 – Ф-18, серая лесная, предгорья Салаира	0–5	12	13000	351
	5–10	14		
	10–15	13		
	15–20	11		
Р-7 – Ф-18, дерново-подзолистая, ложбина древнего стока, Приобье	0–5	93	40000	1081
	5–9	61		
	9–14	< 2		
	14–19	< 2		
	19–24	< 2		
Р-11 – Ф-18, дерново-подзолистая, ложбина древнего стока, юго-запад края	0–4	2	6200	168
	4–9	< 2		
	9–14	17		
	14–19	4		
	19–24	< 2		
Р-13 – Ф-18, дерново-подзолистая, ложбина древнего стока, юго-запад края	0–5	< 2	12500	337
	5–10	4		
	10–15	42		
	15–20	< 2		

Средний запас ^{137}Cs на территории СССР в 1974 г. составлял $3,4 \pm 1,2$ кБк/м² [2] (в пересчете на плотность загрязнения – около 90 мКи/км²). Максимум ($3,7\text{--}6,5$ кБк/м²) был характерен для широтного пояса 50–60° с. ш. В пределах бассейна Оби загрязнение уменьшалось до 1,9 кБк/м² севернее 70° и южнее 45° с. ш. [6] (50 мКи/км²). По данным [3], плотность загрязнения почвы ^{137}Cs вследствие глобальных радиоактивных выпадений на 1986 г. составляла 3,0–4,7 кБк/м² (80–127 мКи/км²) при среднем $3,9 \pm 0,8$ кБк/м² (105 мКи/км²). Активность цезия-137 в почвенном покрове юга Тюменской области в 2014 г. находилась в пределах 4,7–16,4 Бк/кг [4]. В освоенных черноземах между речья и коренных склонов юга Западной Сибири слабая активность (3–5 Бк/кг) обнаруживается в пахотных горизонтах до глубины 20 см, в почвах супераквальных ландшафтов, куда возможно поступление материала с боковым стоком, цезий-137 выявляется до глубины 10 см, где его активность находится в диапазоне 10–100 Бк/кг [5].

Согласно вышеприведенным данным, с учетом радиоактивного распада, а также того, что с 1964 года атмосферные испытания ядерного оружия на Семипалатинском полигоне были прекращены, фоновая плотность загрязнения почв цезием-137 от глобальных выпадений в настоящее время должна составлять 15–30 мКи/км².

Таким образом, удельная активность и плотность загрязнения пахотных почв Алтайского края, в основном, находятся на уровне глобального фона.

Максимальная плотность отмечается в дерново-подзолистых почвах под сосновыми лесами ложбин древнего стока на удалении 350 км от полигона (разрез Р-7 – Ф-18) – около 1 Ки/км². Это существенно выше фоновой плотности загрязнения почв цезием-137 от глобальных выпадений. Плотность загрязнения цезием-137 почв этой части бора, несмотря на большую удаленность от Семипалатинского полигона, в 3–6 раз выше, чем почв юго-западной части Алтайского края, более близкой к полигону. Это обусловлено, вероятно, размерами частиц-носителей радионуклида и неравномерностью выпадения осадков по территории радиоактивного следа. Пахотные и лесные почвы с максимальной удельной активностью цезия-137 принадлежат сопряженным ландшафтам (разрезы Р-6 – Ф-18 и Р-7 – Ф-18).

Плотность загрязнения серых лесных и дерново-подзолистых почв, находящихся в выходном створе радиоактивного следа (предгорья Салаира, северо-восток края) – 300–350 мКи/км², что на порядок выше фона от глобальных радиоактивных выпадений.

В освоенных почвах ^{137}Cs полностью сосредоточивается в пахотном горизонте, равномерно распределяясь по всей его глубине.

В дерново-подзолистых почвах ложбин древнего стока на территории Приобья (разрез Р-7 – Ф-18), несмотря на песчаный гранулометрический состав, на глубине более 15 см рассматриваемый нуклид не

обнаружен, что свидетельствует об отсутствии в данных экологических и климатических условиях радиальной миграции в почвенном профиле и наличии мощного биогеохимического барьера в виде гумусового горизонта.

В почвенном профиле лесных почв Присалаирья наблюдается радиальная миграция радиоцезия. Так, на глубине 15–20 см удельная активность нуклида составляет 6–11 Бк/кг, на этот же слой приходятся и его максимальные запасы. В отличие от 90-х гг. прошлого столетия, когда максимум удельной активности (60–70 Бк/кг) в этих почвах был приурочен к верхнему слою 0–5 см [6], в настоящее время параметр в этом слое составляет < 2 Бк/кг. Интенсивная миграция обусловлена большим количеством осадков на этой территории и реакцией среды почвенного раствора, способствующей радиальной миграции радиоцезия. В почвообразующих породах цезий-137 не обнаружен.

Отмечается перераспределение ^{137}Cs и в почвенном профиле боровых песков юго-запада края.

Тем не менее, плотность загрязнения исследуемых почв Алтайского края цезием-137 невысокая: известно, что при загрязнении почвы до 4–5 Ки/км² излучение не оказывает существенного отрицательного влияния на растения и животных, и на таких почвах можно заниматься растениеводством и животноводством без ограничений. Районированные культуры возделывают по общепринятым технологиям.

Отсутствие законодательной базы в области нормирования содержания радионуклидов в почвах земель сельскохозяйственного назначения делает невозможным определение безопасной концентрации этих элементов. По литературным данным, на окультуренных участках дерново-подзолистых суглинистых почв продукция с допустимым содержанием радионуклидов была получена при плотности загрязнения ^{137}Cs до 20–30 Ки/км² [7].

Максимально допустимая удельная активность цезия-137 в зерне, семенах подсолнечника – 70 Бк/кг, лекарственных растениях – 400 Бк/кг [8]. В населенных пунктах Воронежской области, отнесенных к зоне радиоактивного загрязнения вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, при плотности радиоактивного загрязнения 1–5 Ки/км² активность зерновых проб составила $2,9 \pm 1,2$ Бк/кг, что не превышает предельно допустимых уровней активности [9].

В исследуемом зерне пшеницы цезий не обнаружен, в кукурузе и ромашке присутствует в небольшом количестве (табл. 3).

Наибольшей накопительной способностью по отношению к ^{137}Cs обладают лесные шляпочные грибы. Существенный уровень содержания ^{137}Cs в них наблюдается даже при радиоактивном загрязнении почвы, близком к фоновому, обусловленному глобальными радиоактивными выпадениями [3, 10].

Таблица 2. Удельная активность ^{137}Cs в растительном материале, Бк/кг сухого вещества

Объект	Удельная активность
Кукуруза (зеленая масса)	н.о.–18
Подсолнечник (семена)	н.о.
Свекла сахарная (корнеплод)	н.о.
Сено	н.о.
Ромашка аптечная (надземная масса)	3
Грибы (маслята)	8–100

Н.о. – не обнаружено.

Среднее значения удельной активности цезия-137 в сушеных грибах Брянской области в 2014 г. составляло 16100 Бк/кг [11].

Для изучения накопления радионуклидов были собраны в ленточных борах одни из наиболее распространенных и употребляемых местным населением грибов рода *Suillus* (маслята). Согласно нормативам единых санитарно-эпидемиологических и гигиенических требований к товарам и продуктам, подлежащим санитарно-эпидемиологическому надзору [12], удельная активность цезия-137 в сушеных грибах не должна 2500 Бк/кг. Грибы, отобранные в ленточном бору, показывает активность значительно меньше.

Таким образом, сельхозпродукция и дикорастущие растения естественными и искусственными

радионуклидами не загрязнены, необходимости проведения агротехнических, агрохимических и мелиоративных мероприятий, позволяющих уменьшать мобильность цезия-137 в пахотных почвах и поступление его в растения (продовольственные, кормовые, лекарственные), нет.

Заключение

Удельная активность цезия-137 в почвах края изменяется в пределах от < 2 до 93 Бк/кг, плотность загрязнения – от < 7 до 1100 мКи/км². Удельная активность и плотность загрязнения пахотных почв Алтайского края, в основном, находятся на уровне глобального фона. ^{137}Cs полностью сосредоточивается в пахотном горизонте, равномерно распределяясь по всей его глубине.

Плотность загрязнения серых лесных и дерново-подзолистых почв, находящихся в выходном створе радиоактивного следа (предгорья Салаира, северо-восток края) на порядок выше глобального фона.

Растительная продукция радиоцезием не загрязнена, необходимости проведения агротехнических, агрохимических и мелиоративных мероприятий, позволяющих уменьшать мобильность цезия-137 в пахотных почвах и поступление его в растения (продовольственные, кормовые, лекарственные), нет.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИВЭП СО РАН (№ госрегистрации 1021032424138-9) при поддержке РФФИ, грант № 18-45-220019 р_а.

Литература

1. Рассыпнов В. А. Агроэкологическое районирование территории на основе бонитировки почв // Вестник Алтайского государственного аграрного университета, 2012. – № 12 (98). – С. 39–41.
2. Болтнева Л. И., Израэль Ю. А., Ионов В. А., Назаров И. М. Глобальное загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr и дозы внешнего облучения на территории СССР // Атомная энергия, 1977. – Т. 42. – Вып. 5. – С. 355–360.
3. Переволоцкая Т. В., Переволоцкий А. Н. Оценка содержания ^{137}Cs глобального и Чернобыльского происхождения в лесных почвах и некоторых видах съедобных грибов // Радиационная биология. Радиоэкология, 2014. – Т. 54. – № 2. – С. 201–208.
4. Котченко С. Г., Скипин Л. Н., Захарова Е. В., Бурлаенко В. З., Гаевая Е. В., Ознобихина А. О. Исследование влияния радиации на состояние почв // Аграрный вестник Урала, 2017. – № 4 (158). – С. 37–42.
5. Мирошников А. Ю., Семенов И. Н., Усачева А. А., Дергачева А. В. Радиальное и латеральное распределение цезия-137 в почвах фоновых ландшафтов степей юга Западной Сибири // Фундаментальные исследования, 2014. – № 12-3. – С. 547–551.
6. Мальгин М. А., Пузанов А. В. Цезий-137 в почвах Алтайского края // Сибирский экологический журнал, 1995. – Т. 2. – № 6. – С. 499–509.
7. Дмитриев И. М. Сельскохозяйственная радиобиология / И. М. Дмитриев. – Йошкар-Ола: Мар. гос. ун-т., 2005. – 131 с.
8. СанПиН 2.3.2.1078-01 «Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов» утвержденные 06.11.2001. – 231 с.
9. Бондарчук О. В., Житин Ю. И., Ткачева О. А. Получение экологически безопасной сельскохозяйственной продукции в условиях радиоактивного загрязнения в районах Воронежской области // Вестник Воронежского государственного аграрного университета, 2019. – Т. 12. – № 1 (60). – С. 40–49.
10. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: Состояние

- ние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / Под ред. акад. В. А. Ипатьева. – Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 1999. – 454 с.
11. Варфоломеева К. В. Содержание цезия-137 в домашних заготовках грибов в 2014 году у жителей территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению после аварии на ЧАЭС // Радиационная гигиена, 2015. – Т. 8. – № 3. – С. 47–55.
12. Единые санитарно-эпидемиологические и гигиенические требования к товарам, подлежащим санитарно-эпидемиологическому надзору (контролю). – 2-е изд. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. – Приложение 3. – 175 с.

ГРУДНОЕ МОЛОКО – БИОМАРКЕР СОДЕРЖАНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ ТЕРРИТОРИИ ПРОЖИВАНИЯ КОРМЯЩИХ ЖЕНЩИН

С. С. Станкевич

*ОГБУЗ «Центр общественного здоровья и медицинской профилактики»
Томска, stanlana@yandex.ru*

BREAST MILK IS A BIOMARKER OF THE CONTENT OF CHEMICAL ELEMENTS IN THE AREA OF RESIDENCE OF LACTATING WOMEN

S. S. Stankevich

*Regional State Budgetary Healthcare Institution "Center for Public Health and Medical Prevention"
Tomsk, stanlana@yandex.ru*

Резюме: в статье приведены результаты собственных исследований 29 химических элементов грудного молока в динамике лактации (с 0 до 6 мес.) у женщин, проживающих в промышленном городе.

Цель: установить элементный состав грудного молока женщин различных районов г. Томска в динамике лактации для определения оптимальных подходов к профилактике дисбаланса химических элементов в грудном молоке матери и у детей на первом году жизни.

Задачи: 1. Исследовать уровень эссенциальных и условно эссенциальных элементов (Na, Ca, Cr, Zn, Co, Fe, Se, As, Br) в грудном молоке женщин и распространенность их дисбаланса. 2. Изучить содержание токсичных микроэлементов (Ba, Sr, Th, Sb, U, Ag, Au, Hg) в грудном молоке женщин и их влияние на содержание эссенциальных и условно эссенциальных элементов. 3. Оценить концентрацию редко встречаемых элементов (в том числе лантаноидов) в грудном молоке женщин г. Томска в динамике наблюдения (Ce, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu, La, Rb, Ta, Hf, Br, Sc).

Методы: метод инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) с облучением тепловыми нейтронами.

Выводы: в ходе исследования было выявлено, что в грудном молоке кормящих женщин, проживающих в г. Томске определялось избыточное содержание Ca, Co, Cr, Se, Fe, Zn, As, зависящее от района проживания. Редко встречаемые элементы (в том числе

лантаноиды) определялись в грудном молоке всех женщин, проживающих в г.Томске, с преобладанием в Советском районе.

Resume: The article presents the results own research on 29 chemical elements in the dynamics of breast milk lactation (0 to 6 months) in women living in an industrial city.

Purpose: to establish the elemental composition of the breast milk of women of different areas in Tomsk in the dynamics of lactation, for choices the best ways to prevent an imbalance of the chemical elements in the breast milk of mothers and children in the first year of life.

Problems: 1. Investigate of the level of essential and conditionally essential elements (Na, Ca, Cr, Zn, Co, Fe, Se, As, Br) in the breast milk of women and the prevalence of imbalance. 2. Study the content of toxic trace elements (Ba, Sr, Th, Sb, U, Ag, Au, Hg) in the breast milk of women and their influence on the content of essential and conditionally essential elements. 3. Estimate the concentration of rare elements (including lanthanides) in the breast milk of women in Tomsk in the dynamics of observation (Ce, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu, La, Rb, Ta, Hf, Br, Sc).

Methods: The method of instrumental neutron activation analysis (INAA) with exposure to thermal neutrons.

Conclusions: The study revealed that the breast-feeding women in Tomsk determined excessive content of Ca, Co, Cr, Se, Fe, Zn, As, depending on the area of

residence. Rarely elements (including lanthanides) were founded in the breast milk of women living in Tomsk, with predominance in the Soviet area.

Актуальность

Не вызывает сомнений, что самой лучшей пищей для ребёнка грудного возраста является молоко матери [1–2]. Преимущества грудного вскармливания (ГВ) обусловлены, главным образом, уникальностью состава грудного молока (ГМ), которое является не только источником всех необходимых нутриентов, но и содержит большое количество биологически активных соединений, обеспечивающих становление иммунной системы, защиту от большого спектра патогенов, гармоничность и адекватность физического и нервно-психического развития ребенка. Находясь на ГВ ребенок меньше подвержен инфекционным заболеваниям желудочно-кишечного тракта и мочевыводящих путей, респираторным инфекциям, развитию пищевой аллергии, бронхиальной астмы, сахарного диабета и ожирения, а в более старшем возрасте уменьшается вероятность развития сердечно-сосудистых и онкологических заболеваний [3–5].

Материнское молоко имеет неповторимый, индивидуальный состав, все ингредиенты ГМ максимально близки составу тканей ребенка. ГМ содержит легко усвояемые протеины, жиры и углеводы, незаменимые аминокислоты, полиненасыщенные жирные кислоты, витамины и микроэлементы. В процессе лактации состав ГМ не остается постоянным. ГМ отличается по составу у разных матерей и в разные сроки лактации. Изменения, происходящие в составе ГМ на протяжении всей лактации, имеют функциональный характер и всегда отвечают требованиям младенца.

Наиболее подвержен изменениям микроэлементный состав ГМ, который зависит от многих факторов: от экологической ситуации в районе проживания матери, от качества питьевой воды, от питания матери, вредных привычек, профессии [6–8]. В современной литературе имеются разрозненные данные о содержании эссенциальных, условно эссенциальных и токсичных элементов в системе мать – ГМ – ребенок, единичные сведения о содержании в ГМ редко встречаемых элементов (в том числе лантаноидов), путях их поступления в организм человека и влиянии их на состояние здоровья детей. Накоплены единичные данные о коррекционных мероприятиях, способных уменьшить негативное влияние вредных факторов на ГМ и сбалансировать его состав [5–8].

Территория г. Томска представляет собой сложный хозяйственно-природный комплекс, формирование и существование которого определяется наличием разнопрофильных предприятий, магистральных дорог. По результатам исследования 733 проб городской почвы, выполненных Рихвановым Л. П., Языковым Е. Г. и др., было выявлено, что по суммарному

показателю загрязнения (СПЗ) химическими элементами, почвы г. Томска относятся к высокому уровню загрязнения (СПЗ = 51).

Среди микрорайонов выделяется Советский район, уровень СПЗ почв здесь составляет 43. Основным крупным предприятием в Советском районе является ГРЭС-2. В почвах вокруг района ГРЭС-2 (предприятие 2-го класса опасности согласно СанПиН 2.2.1/2.1.1.1200-03) выявлены более высокие концентрации мышьяка (20,5 мг/кг), цинка (238,5 мг/кг) при фоновом значении 13,0 мг/кг и 82,5 мг/кг соответственно [8, 9].

По данным Казаковой К. Е. (2009), при оценке детской заболеваемости со стороны мочеполовой системы в Советском районе г. Томске за 2005 г, было выявлено, что в моче детей имеет место избыток сурьмы, ртути, мышьяка, свинца по сравнению с другими районами г. Томска и с. Тимирязевского. Была доказана прямая корреляция между повышенным содержанием данных элементов в почво-грунтах и моче детей, что свидетельствует о предрасположенности детей к развитию токсико-аллергических и дисметаболических заболеваний почек [10].

Цель: установить элементный состав ГМ женщин различных районов г. Томска в динамике лактации для определения оптимальных подходов к профилактике дисбаланса химических элементов в грудном молоке матери и у детей на первом году жизни.

Материалы и методы

Для проводимого исследования было выбрано два различных района проживания женщин: Советский район г. Томска и с. Тимирязевское Кировского района г. Томска. Село Тимирязевское располагается в 5 км от промышленного города в лесной местности, не имеет крупных промышленных предприятий и магистральных дорог. Жилой массив села представлен в основном в виде частного сектора, на территории села имеются также дома городского типа, поэтому водоснабжение села различается. Жители частного сектора употребляют воду колодезную, которая представлена верхними водоносными горизонтами и характеризуется повышенным содержанием ионов хлора (30–40 мг/л при фоновом 5–10 мг/л) и железа, а в дома городского типа вода поступает централизованно и содержит избыток железа, превышающим ПДК в 3–20 раз [8, 9]. Тем не менее, этот населённый пункт можно отнести к условно-фоновым по сравнению с городской территорией, о чём свидетельствует и уровень СПЗ, который здесь составляет 16. Также в с. Тимирязевское показатели заболеваемости детей до 14 лет по всем нозологиям были в 1,5–2 раза ниже относительно показателей заболеваемости детей по г. Томску, в связи с чем данный район был выбран как «условно чистый» [10].

Набор групп и обследование детей проходило с 2006 г. по 2009 г. на базе МБЛПУ детской поликлиники № 3 (главный врач Толокольников Г. Н.), на базе детской поликлиники с. Тимирязевского г. Томска (главный врач ТЦРБ Сухих Ю. И.).

Группа сравнения I состояла из 10 пар мать – дитя, проживающих в с. Тимирязевское Кировского района г. Томска. В группу сравнения II входило 21 пара мать – дитя, которые проживали в Советском районе г. Томска. Дети обеих групп находились на грудном вскармливании с рождения и до 6 месяцев включительно. Основным материалом для исследования в I и II группах служило ГМ женщин, которое собиралось в сроке 1, 3, 6 месяцев после родов.

Для определения элементного состава ГМ был использован метод инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) с облучением тепловыми нейтронами, который проводился на Томском исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т в лаборатории ядерно-геохимических методов исследования кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета.

После выписки из роддома и до 1 месяца все дети были осмотрены на дому педиатром (3 патронажа). Информация о состоянии здоровья детей в ранний неонатальный период была получена из учётно-отчётной формы № 097/у родильного дома. Анализ фактического питания кормящих матерей проводился с помощью анкетно - опросного метода (метод 24 – часового воспроизведения рациона питания) [12]. Фактическое питание сравнивалось со среднесуточным рационом кормящей женщины, разработанное ГУ НИИ питания РАМН, утверждённые МЗ и СР РФ (2006) [12]. Оценка физического развития детей была произведена по показателям длины, массы тела, окружности головы и грудной клетки, гармоничности с применением центильных таблиц. Оценка НПР детей осуществлялась по методике Печоры К. Л., Фрухт Э. Л., Пантюхиной Г. В. (1983) [13]. Для определения группы здоровья использовалась методика, предложенная Доскиным В. А. (2006) [14].

Все женщины и дети в данном исследовании использовали водопроводную воду для приготовления пищи и питья.

Методы статистической обработки

Анализ полученных результатов проводили с использованием Rversion 2.7.1. Обобщение результатов исследования проводилось с использованием описательных статистик: Me (медиана) и Q1, Q3 (перцентили 25 и 75). Различия в группах сравнения считались статистически значимыми при $p < 0,05$.

Результаты

При сравнении концентраций **эссенциальных элементов** в ГМ женщин в динамике лактации, проживающих в различных районах г. Томска было отмечено, что на 1-м месяце лактации во II группе сравнения достоверно ниже было содержание Ca ($p < 0,001$), Fe ($p = 0,004$) по сравнению с I группой наблюдения. Во II группе на 1-м месяце наблюдения отмечалось статистически значимое повышение Cr ($p < 0,001$) и Co ($p < 0,001$). На 3-м месяце в I группе сравнения сохранялся повышенный уровень Ca ($p < 0,001$), Fe ($p < 0,001$), Zn ($p = 0,039$) и Se ($p < 0,001$) по сравнению со II группой наблюдения (табл. 1). К 6-му месяцу лактации концентрация Fe ($p = 0,009$) и Se ($p = 0,014$) была выше в ГМ женщин I группы сравнения, а уровень Ca ($p = 0,025$) был достоверно выше во II группе наблюдения ($p = 0,025$).

Содержание **условно-эссенциального** элемента As в большинстве проб ГМ обеих групп было ниже предела определения методом ИНАА. Между группами достоверных отличий по содержанию As в молоке отмечено не было на 3-м и 6-м месяце лактации, а на 1-м месяце его уровень был достоверно выше в I группе сравнения ($p < 0,001$) что, вероятно, связано с повышенным содержанием As в почве и воздухе промышленного города и мало зависит от содержания его в организме кормящей женщины (табл. 1). При сравнении концентрации Br в ГМ женщин достоверных отличий между группами на 1-м и

Таблица 1. Сравнение концентраций условно эссенциальных элементов в грудном молоке женщин с. Тимирязевского (1, 3, 5) и г. Томска (2, 4, 6) в динамике лактации

Показатели		1	2	P I	3	4	P II	5	6	P III
МЭ	статистика	n = 10	n = 30		n = 10	n = 30		n = 10	n = 21	
Br	Me	1,3	1,2	0,17	1,4	0,7	< 0,001	1,3	1,6	0,33
	Q1	1,1	0,8		1,2	0,7		1,2	0,9	
	Q3	1,5	1,4		1,5	0,8		1,4	2,1	
As	Me	0,09	0,03	< 0,001	0,09	0,09	0,57	0,09	0,09	0,93
	Q1	0,09	0,004		0,09	0,09		0,06	0,09	
	Q3	0,09	0,05		0,12	0,1		0,09	0,09	

P I – достоверность различий между группами на первом месяце лактации; P II – достоверность различий между группами на третьем месяце лактации; P III – достоверность различий между группами на шестом месяце лактации.

6-м месяцах лактации отмечено не было. На 3-м месяце наблюдения уровень Вг был достоверно ниже во II группе сравнения ($p < 0,001$) (табл. 1).

Впервые были получены данные о содержании большинства токсичных элементов в ГМ, которые определялись не во всех пробах (от 40 % для Ag, Sr до 50 % для U). При определении 8 токсичных элементов (Sb, Ag, Th, U, Au, Ba, Sr, Hg) было выявлено, что в ГМ женщин I группы сравнения в высоких концентрациях ($10^{-1} - 10^{-3}$ мг/л) определялись Sb, Ba, Sr, Hg, Ag, U, в низких концентрациях ($10^{-4} - 10^{-5}$ мг/л) – Th и Au, тогда как в ГМ женщин II группы сравнения Th и Sr определялись в более высоких концентрациях. При сравнении концентрации **токсичных элементов** в ГМ на 1-м месяце наблюдения было определено, что уровень Au ($p < 0,001$), Hg ($p = 0,005$) был достоверно ниже, а концентрация U ($p = 0,003$), Th ($p = 0,002$), Ba ($p < 0,001$) преобладала во II группе сравнения. На 3-м месяце лактации было выявлено, что содержание Sb ($p = 0,003$), Ag ($p < 0,001$) и U ($p < 0,001$) было достоверно ниже, а Ba ($p < 0,001$) и Sr ($p < 0,001$) достоверно выше во II группе сравнения по отношению к I группе сравнения. На 6-м месяце лактации во II группе сравнения преобладало содержание Ba ($p = 0,007$), а в I группе сравнения – Sb ($p = 0,043$) и Th ($p = 0,047$). Данный результат можно объяснить геохимической картиной Советского района г. Томска. В почвах этого района значительно преобладают сурьма, барий, тербий, уран. В динамике лактации большинство токсичных элементов достоверно снижалось в ГМ женщин Советского района, а у женщин с. Тимирязевского концентрация данных элементов была более стабильной.

При исследовании ГМ впервые было определено содержание 12 редко встречаемых элементов, из которых 7 были лантаноидами (La, Ce, Sm, Yb, Lu,

Tb, Eu). В основном, концентрация этих элементов в ГМ находилась в следовых количествах и в динамике наблюдения их уровень практически не изменялся. В то же время в первый месяц лактации, в Советском районе г. Томска в 83 % случаев редко встречаемые элементы и лантаноиды были определены в ГМ в повышенной концентрации по сравнению с молоком женщин с. Тимирязевского со статистически значимой разницей. При сравнении концентраций **редко встречаемых элементов** в ГМ на 1-м месяце лактации уровень Sc ($p = 0,041$), Rb ($p = 0,042$), La ($p = 0,008$), Ce ($p < 0,001$), Sm ($p < 0,001$), Lu ($p = 0,019$), Hf ($p = 0,007$), Cs ($p = 0,002$), Ta ($p < 0,001$), Tb ($p < 0,001$) и Eu ($p = 0,007$) был достоверно выше во II группе сравнения. На 3-м месяце лактации было достоверно выше содержание Sc ($p = 0,015$), Rb ($p = 0,006$), La ($p = 0,009$) было достоверно выше, а уровень Hf ($p = 0,015$), Cs ($p = 0,002$), Ta ($p < 0,001$), Tb ($p = 0,02$) и Eu ($p < 0,001$) был достоверно ниже в I группе сравнения по отношению ко II группе (табл. 4). На 6-м месяце лактации низкое содержание Sm ($p < 0,001$), Yb ($p = 0,007$), Tb ($p = 0,006$) и повышенный уровень Cs ($p = 0,014$), Eu ($p < 0,001$) отмечен во II группе сравнения.

Таким образом, в ГМ женщин обеих групп с помощью метода инструментального нейтронно-активационного анализа были определены 29 химических элементов, включающие в себя эссенциальные, условно-эссенциальные, токсичные и редко встречаемые элементы. Анализ ГМ женщин г. Томска показал, что в I группе сравнения преобладало содержание эссенциальных и частично токсичных элементов. Уровень условно эссенциальных, редко встречаемых и токсичных элементов в ГМ женщин Советского района г. Томска отражал геохимические особенности территории проживания женщин.

Литература

1. Боровик Т. Э., Ладодо К. С., Тамазян Г. В. Особенности вскармливания детей первого года жизни (по материалам анкетирования детей в Московской об-ласти) // Вопросы детской диетологии, 2005. – 6 (3). – С. 12–15.
2. Гмошинская М. В. Разработка и оценка эффективности системы поддержки грудного вскармливания детей первого года жизни: Автореф. дис. ... д-ра мед. наук. – Москва, 2008. – 50 с.
3. Баранов А. А., Щеплягина Л. А., Вахлова И. В., Коденцова В. М. Состояние здоровья новорожденных в зависимости от обеспечения матери микронутриентами // Consilium Medicum. Экстратвыпуск, 2005. – С. 8–12.
4. Вахлова И. В. Клиническое значение дефицита микронутриентов для здоровья матери и ребёнка в уральском регионе. Принципы профилактики и коррекции: Автореф. дис. д-ра мед. наук. – Екатеринбург, 2005. – 45 с.
5. Громова О. А., Намазова Л. С., Торшхоева Р. М., Боровик Т. Э. и др. Обеспеченность витаминами и минеральными веществами детей с аллергическими заболеваниями в современных условиях // Педиатрическая фармакология, 2008. – Т. 5. – № 3. – С. 76–8.
6. Кушнарёва М. В., Белова О. Н., Юрьева Э. А. Влияние экологии на состав грудного молока и здоровье новорождённых. Лекция. – Москва, 2004. – С. 61.
7. Сенькевич О. А. Микроэлементный дисбаланс в формировании патологии маловесных новорождённых на Дальнем Востоке: Автореф. дис. ... д-ра мед. наук. – Хабаровск, 2009. – 43 с.
8. Жорняк Л. В. Эколого – геохимическая оценка территории г. Томска по данным изучения почв. Автореф. дис. ... на соискание учёной степени. – Томск, 2009. – С. 22.

9. Рихванов Л. П., Языков Е. Г., Сухих Ю. И., Барановская Н. В., Волков Т. В., Волкова Н. Н. и др. Эколого – геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения. – Томск, 2006. – С. 216.
10. Казакова К. Е., Кондратьева Е. И., Терентьева А. А., Рихванов Л. П. Распространённость патологии органов мочевой системы у детей, проживающих в условиях крупного промышленного города. Педиатрия, 2009. – Том 87. – № 3. – С. 132–134.
11. Ревич Б. А. и др. Региональные и локальные проблемы химического загрязнения окружающей среды и здоровья населения. – М, 1995. – С. 203.
12. Мартинчик А. Н., Маев И. В., Янушевич О. О. Общая нутрициология. Учебное пособие. – Москва: 2005. – 392 с.
13. Доскин В. А., Макарова З. С. Многофакторная оценка состояния здоровья детей раннего возраста // Российский вестник перинатологии и педиатрии, 2006. – № 6. – С. 30–37.
14. Печора К. Л., Фрухт Э. Л., Пантюхина Г. В. Диагностика нервно – психического развития детей первых трёх лет жизни. Учебное пособие. – ЦОЛИУВа, 1983. – 218 с.

РОЛЬ БИОТИЧЕСКИХ И АБИОТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА ФОРМИРОВАНИЕ МИНЕРАЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ГОЛОЦЕНОВЫХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕР

В. Д. Страховенко^{1,2}, Е. А. Овдина¹, Д. А. Субетто³, Н. А. Белкина⁴

¹*Институт геологии и минералогии СО РАН
Новосибирск, Россия,*

²*Новосибирский государственный университет
Новосибирск, Россия,*

³*Российский государственный педагогический университет им. А. И. Герцена
Санкт-Петербурга*

⁴*Федеральный исследовательский центр «Карельский научный
центр РАН» Институт водных проблем Севера*

THE ROLE OF BIOTIC AND ABIOTIC FACTORS IN THE FORMATION OF THE MINERALOGO-GEOCHEMICAL COMPOSITION OF HOLOCENE LAKE BOTTOM SEDIMENTS

V. D. Strakhovenko^{1,2}, E. A. Ovdina¹, D. A. Subetto³, N. A. Belkina⁴

¹*V. S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy of the Siberian Branch
of the Russian Academy of Sciences (RAS)*

3 Akad. Koptyug Pr., Novosibirsk, 630090 Russia

²*Novosibirsk State University
Novosibirsk 630090, Russia*

³*Herzen State Pedagogical University of Russia
48 Moika Emb., Saint-Petersburg, 191186, Russia*

⁴*Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences
50 Alexander Nevsky Pr., Petrozavodsk, 185030, Russia*

The features of the interaction of biotic and abiotic factors in the formation of the mineral and geochemical composition of Holocene bottom sediments of lakes are studied. On the example of Lake Onego, the formation of autogenic minerals in different redox environments is considered. On the example of small lakes of Siberia – the formation of organo-mineral deposits under conditions of oxygen deficiency and abundance of hydrogen sulfide in the upper horizons of bottom sediments of lakes.

Изучения совокупной системы современных процессов ответственных за образование донных отложений в озерах является актуальным в связи с необходимостью оценки влияния органического вещества на процессы минералообразования и устойчи-

вости биогеохимических циклов макроэлементов (С, О, Н, Са, Si, Fe и др.) в них. Согласно современным представлениям в озерной системе по происхождению частицы, входящие в состав донных отложений, бывают терригенные (приносимые временным и по-

стоянным водостоком, ветром или поступающие от разрушения берегов), хемогенные (образующиеся при химических процессах) и биогенные (связанные с биологическими процессами, главным образом остатки отмерших организмов) [2, 7, 10 и др.]. При переносе в озера минеральной компоненты с площадей водосбора происходит с одной стороны, смешение автохтонных и аллохтонных источников (усреднение химического состава), с другой стороны, дифференциация элементов, обусловленная присутствием их в разных формах в поверхностных водах [11 и др.]. Следовательно, озерные системы – это открытые системы преобразования вещества, энергии в ходе процесса современного осадкообразования. Поведение элементов в процессах современного осадкообразования, закономерности их распределения и концентрирования в разных ландшафтных обстановках представляют важную фундаментальную проблему геохимии. Донные отложения озер следует рассматривать как итог сложного взаимодействия гидрологических, химических и биологических процессов. Поэтому в донных осадках содержится информация о характере направленности и скорости функционирования озерных экосистем.

Страхов Н. М. выделил четыре типа литогенеза: ледовый, гумидный, аридный и вулканогенно-осадочный. Страхов Н. М. считал, что для каждого типа озер характерны свои черты развития осадкообразовательных процессов в системе водосбор – водоем, что проявляется в строении донных отложений в зависимости от местонахождения водоема в той или иной климатической зоне [7]. В процессе развития гумидного типа литогенеза формируются преимущественно отложения обломочной фракции при высокой биопродуктивности озерной экосистемы; образуется, в основном органо-минеральные илы (сапропели). Геолого-геохимический состав горных пород области сноса определяет характер терригенного материала, химический состав воды и, как следствие, особенности состава биоты, участвующей в формировании геохимического и минерального состава донных отложений. Морфология котловин определяют распределение донных отложений по дну, согласно закону механической дифференциации. Размеры и глубина водной толщи озер определяет наличие или отсутствие плотностной (термической) стратификации водной толщи, что в свою очередь определяет её кислородный режим. В анаэробных условиях органическое вещество лучше сохраняется. На природные процессы осадконакопления в озерах могут накладываться различные антропогенные факторы. Большая часть техногенных веществ поступает в озера во взвешенной форме. Продукты техногенеза, попадая в озера, вовлекаются в процессы механической дифференциации и накапливаются в зонах аккумуляции совместно с природным осадочным материалом, образуя своеобразные природно-техногенные осадочные комплексы. Биота

играет большую роль в процессах образования минералов в водной толще и трансформации в процессах раннего диагенеза осадочного материала, преобразуя в процессе своей жизнедеятельности органическое вещество и образуя различные аутигенные минералы.

Цель работы – оценить особенности взаимодействия биотических и абиотических факторов в формировании минералого-геохимического состава голоценовых донных отложений озер. На примере Онежского озера рассмотрим образование аутигенных минералов в разных окислительно-восстановительных обстановках. На примере малых озер Сибири – формирование органо-минеральных отложений в условиях дефицита кислорода уже в придонном слое воды и избытии сероводорода в верхних горизонтах донных осадков озер. Комплексное изучение озерных систем включало геологические исследования водосборных бассейнов, геохимические исследования озерных вод, гидробиологический анализ, а также анализ сапропелей (фазовый и химический анализ неорганического вещества и элементный анализ органического вещества).

Для исследования минерального и органического вещества используются различные аналитические методы. В данной работе макро- (Al, Fe, Ca, Mg, K, Na) и микроэлементный состав (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn, Cr, Ni, Co, V, Hg, Be, Ba, Sr, Li) озерных вод и сапропелей определялся атомно-абсорбционным методом с использованием пламенных и электротермических методов атомизации. Минеральный состав исследовался с помощью рентгеноструктурного анализа на рентгеновском дифрактометре. Изучение морфологии, фазового и химического состава образцов сапропеля проводилось с использованием сканирующего электронного микроскопа MIRA 3 TESCAN. Анионный состав озерных вод (концентрации нитратов, хлоридов, бромидов, фторидов) определялся методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ). Содержание гидрокарбонатов анализировали методом потенциометрического титрования с использованием автоматического титратора АТП-02 (Аквилон, Россия) по методике ПНД Ф 14.2.99-97. Элементный анализ образцов сапропелей на содержание С, Н, О, N и S выполнялся методом термического анализа.

Большая часть водосборной площади Онежского озера, второго по величине озера Европы, сложена устойчивыми к абразионным процессам докембрийскими кристаллическими породами Балтийского щита, иногда скрытыми чехлом четвертичных осадочных отложений. В южная часть котловины озера залегает среди осадочных пород палеозойского возраста, перекрытых мощными четвертичными отложениями [4]. Хорошая циркуляция вод озера обеспечивает идентичный макрокомпонентный состав вод и высокое содержание кислорода в них в большей части акватории озера. В колонках донных

отложений, распространенных по всей акватории Онежского озера на границы раздела «вода/донный осадок» находится жидкий наилкок охристого цвета мощностью до 3 см пелитовой размерности [12]. Ниже наилка залегает коллоидный желеобразный ил охристого цвета, это окислительная зона и в ней происходит формирование рудных слоёв, сложенных рудными минералами Mn, Fe (ЖМО). При высоком содержании в надилловых водах O_2 окислительно-восстановительная граница находится на глубине от первых см до 20–35 см (господствуют высокие значения Eh до +450 mv). Ниже Eh становится близким к нулю или отрицательным, достигая – 18 mv и среда становится восстановительной. Ниже по разрезу залегают однородный алевропелит серо-зеленого цвета, постепенно уплотняющийся и сменяющийся серыми ленточными глинами. В однородном иле наблюдаются многочисленные микрослойки черного (пирролюзитового состава), зеленого (вивианитового) и кремового цвета (родохрозит, сидерит), их количество и характер распределения в разных колонках донных осадков различны. В условиях дефицита свободного O_2 окислительно-восстановительная граница располагается в толще наддонной воды. Вниз по разрезу керна толщи массивных однородных илов сменяются ледниково-озерными ленточными глинами зеленовато-серого цвета (рисунок 1).

В составе ДО, содержания биогенного кремнезёма может достигать 15 % (обломки скелетов диатомовых), а среди обломочных минералов во всех изученных пробах преобладает кварц и полевые шпаты (кислый и средний плагиоклаз и в меньшей степени – калиевые полевые шпаты), мусковит, хлорит. В небольших количествах (< 7 %) встречаются биотит, роговая обманка, актинолит, диопсид, авгит, эпидот и такие акцессорные минералы: анатаз, ильменит, магнетит, титанит, циркон, монацит и гематит. ЖМО представлены рентгеноаморфными фазами гидроксида/оксида железа, пирролюзитом, бёрнесситом. Среди аутигенных минералов выявлены железистые

иллит и хлорит, вивианит, родохрозит, сидерит, редко барит, гипс. Значительная часть скелетов диатомовых ($mSiO_2 \cdot nH_2O$), образующихся в водной толще осаждаются на дно озера и в общей массе однородных алевропелитов их доля совместно с новообразованными минералами составляет около 40 %.

В отличие от Онежского озера в малых бессточных озерах (171 озеро), расположенных в таежном, лесостепном и степном ландшафтах на юге Зап. Сибири автором на представительном материале установлено, что основная масса донных отложений формировалась и на ранних стадиях диагенеза преобразовывалась в восстановительной обстановке, сероводородной [8]. Активно участвуют в образовании сапропелей микроорганизмы. В исследованных озерах широко распространены как бактерии рода *Sphaerotilus*, активно восстанавливающие железо, так и сульфатвосстанавливающим зубактерии, которым принадлежит ведущая роль в образовании сероводорода в природе, в отложении сульфидных минералов. Как правило, сульфатвосстанавливающие бактерии – облигатные анаэробы, однако существует немало штаммов, которые проявляют устойчивость к O_2 и выживают при разной длительности аэрирования среды. Таким бактериям необходим богатый органический субстрат, содержащий сахара, спирты, органические кислоты (в том числе жирные кислоты, содержащие до 18 углеродных атомов), аминокислоты, некоторые ароматические соединения [8].

Сравнительный анализ петрохимических модулей в различных минеральных типах донных отложений озер Сибири, показал, что осадки представлены в основном алевропелитовым материалом с примесью карбонатов. Уровень средних концентраций элементов в донных отложениях малых озер в обломочной фракции и в основном в целом приближается к уровню, характерному в среднем для верхней континентальной коры [8, 9]. При этом установлено наличие аутигенных минералов практически во всех озерах.

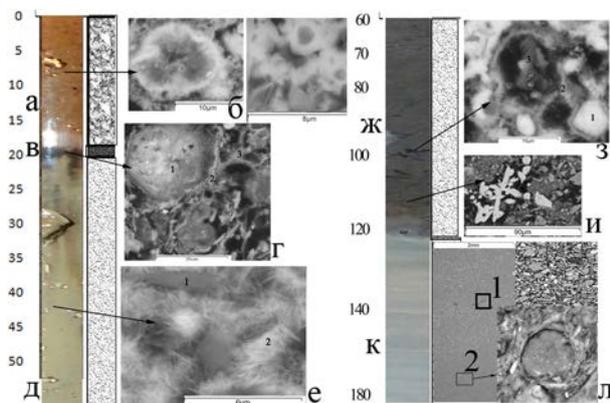


Рис. 1. Стратифицированный керн ДО Онежского озера

а) – пелитовый ил окисленной зоны; б) – фото, выполненные с использованием СЭМ окисленного слоя; в) – ЖМО; г) – фото, выполненные с использованием СЭМ ЖМО 1 – минеральные фазы Mn, 2 – скелеты диатомовых, 3 – иллит; д) – однородный серовато-зеленый ил; е) – фото, выполненные с использованием СЭМ однородного ила 1 – мусковит, 2 – Fe иллит; ж) – однородный серовато-зеленый ил; с большим количеством черных (пирролюзитовых), кремневых (родохрозит, сидеритовых) и зеленых (вивианитовых) микрослойков; з) – фото, выполненные с использованием СЭМ 1 – родохрозит, 2 – сидерит, 3 – хлорит в однородном иле; и) – фото, выполненные с использованием СЭМ кристаллов вивианита в однородном иле; к) – ленточные глины; л) – фото, выполненные с использованием СЭМ ленты глины 1 – алевритовой размерности слойка ленты, 2 – пелитовой размерности слойка ленты.

Формирование пленок новообразованных минералов начинается на погруженных водорослях, зернах терригенной фракции на границе раздела фаз «донный осадок-вода», на поверхности неприкрепленных водорослево-бактериальных образованиях. В общей минеральной массе озер всех ландшафтных зон Западной Сибири к обломочному кварцу добавляется халцедон, образующийся за счет аморфного кремнезёма диатомей и макрофитов (рисунок 2 а, б). Вторым по распространенности, но не по количественному содержанию, является пирит (рисунок 2 в, г), который образует отдельные кристаллы и/или, фрамбойды.

Фрамбойды пирита – это сферические агрегаты размером до 80 мкм плотноупакованных микрокристаллов, имеющих октаэдрический, кубический, пентагондодекаэдрический, иногда кубооктаэдрический габитус, размером от 1 до 2 мкм). Часто, минералы железа образуют фитоморфозы по растительному детриту. По литературным данным [5] сера, полученная при окислении сероводорода, является коллоидной; процессы коагуляции коллоидов приводят к формированию характерного фрамбоидального облика пирита, независимо от того далее образование пирита происходит за счёт микробиологического процесса или хемогенного [3].

Среди аутигенных минералов, формирующихся в современных осадках малых озер Сибири, преобладают карбонаты кальцит – доломитового ряда,

арагонит, и иногда сидерит, родохрозит и магнезит, моногидрокальцит. Их осаждение в малых озёрах юга Западной Сибири происходит на геохимических барьерах: дрейфующая биота-вода, вода – погруженная биота, вода-донные отложения. На границах дрейфующая биота-вода и вода-погруженная биота аутигенные минералы образуют тонкие пленки на первичном скелете водорослей (псевдоморфозы по нитям и клеткам микроорганизмов). Пленки состоят из мелкозернистой массы арагонита и/или кальцита (рисунок 3а) и образуются в процессе жизнедеятельности водорослей в озерах всех изученных ландшафтных зон и широких вариациях значений общей минерализации вод. Другим возможным путем образования карбонатов является осаждение минералов в результате концентрирования отдельных элементов живым веществом при создании специфических локальных Eh-pH условий в процессе фотосинтеза. В составе тонких пленок на первичном каркасе водорослей кроме арагонита установлены новообразования сульфатов магния (рисунок 3б) или карбонатов магния (рисунок 3в). Образование первичных минералов магния может быть связано с присутствием Mg^{2+} в центре молекулы хлорофилла. Учитывая незначительную глубину озер, весь поток вещества, формирующийся в водной толще воды, успевает достичь дна, не подвергаясь минерализации. Согласно литературным данным видовой состав биоты, поступающий из водной толщи озера в донные отложения,

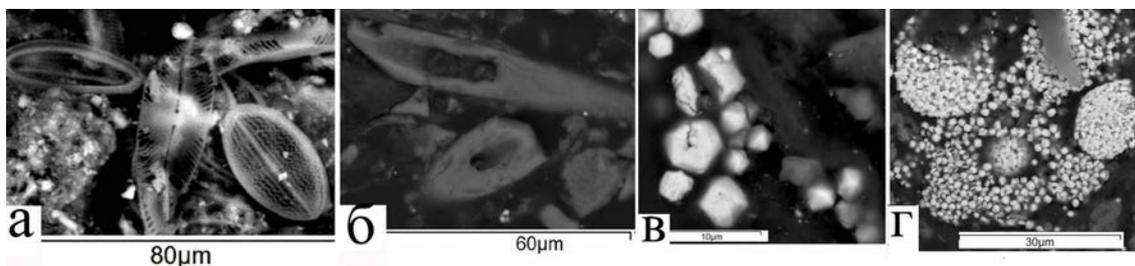


Рис. 2. Микрофотографии, выполненные с использованием СЭМ донных отложений

а) – створки диатомовых водорослей, состоящие из SiO_2 (оз. Камбала); б) – псевдоморфоза SiO_2 по мортмассе макрофитов (оз. Ярголь); в) – отдельные кристаллы пентагондодекаэдрического габитуса пирита (оз. Барчин); г) – фрамбойды пирита и отдельные индивиды округлой формы пирита (оз. Песчаное).

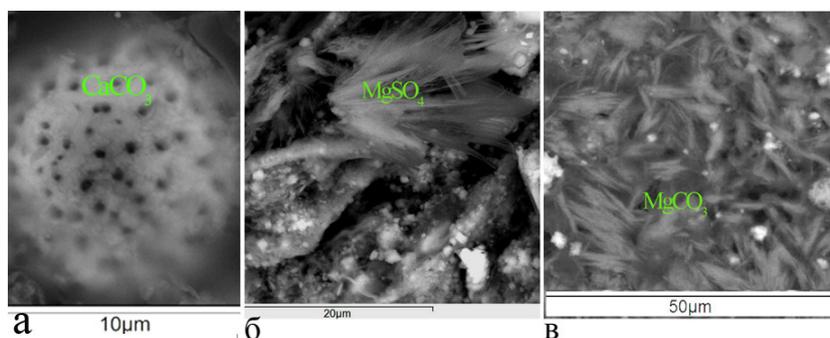


Рис. 3. Микрофотографии, выполненные с использованием СЭМ поверхности погруженной биоты

а) тонкие пленки на первичном скелете водорослей (псевдоморфозы клеткам микроорганизмов арагонита); б) тонкие пленки на первичном каркасе водорослей новообразований сульфатов магния или в) карбонатов магния.

зависит от комплекса абиотических факторов водосборной территории и её исходной среды [1, 6 и др.]. В результате жизнедеятельности бактерий и бентосных организмов происходит трансформация минерального и биологического вещества. При анаэробной деструкции исходного органического вещества илов одними из главных промежуточных продуктов являются жирные кислоты, которые легко распадаются с образованием метана и углекислоты. И хотя значительная масса органического вещества захоранивается в осадках, вновь образованные метан и углекислота способствуют трансформации ранее образованных в водной толще минералов, с последующим химическим осаждением Са-избыточного доломита и высокомагнезиального кальцита (рисунок 4). В озерах с высокой минерализацией вод на границе вода-донные отложения происходит хемогенное осаждение высокомагнезиального кальцита и Са-избыточного доломита при гидрокарбонатно-натриевом и хлоридно-гидрокарбонатно-натриевом составе вод при минерализации > 3 г/л и pH > 9 и в водах любого состава при минерализации > 10 г/л и pH > 8,2.

Таким образом на базе большого объема аналитических данных выявлено, что процентный вклад тех или иных продуцентов органического вещества в значительной мере влияет на химический состав донных отложений, особенно в малых озерах. Установлено, что соотношение биологического вклада различных организмов и водной растительности

Литература

1. Вдовина О. Н., Безматерных Д. М. Состав и структура макрозообентоса озер подтаежной подзоны Западной Сибири. *Гидробиологический журнал*, 2019. – 55. – 1. – 114–118.
2. Вернадский В. И. *Очерки геохимии*. – М.: Наука, 1983. – 421 с.
3. Лукин А. Е., Лукина О. И., Самойленко И. И. Природа фрамбоидального пирита // *Геолог Украины*, 2007. – № 3. – С. 16–31.
4. Онежская палеопротерозойская структура (геология, тектоника, глубинное строение и минералогия). – Петрозаводск, КНЦ РАН, 2011. – 431 с.
5. Потехина Ю. С. Восстановительные бактерии, окисляющие ацетат и водород в донных отложениях озер национального парка «Самарская Лука». *Труды Самарского научного центра РАН*, Т. 7, № 1, 2005. – С. 214–224.
6. Соколова М. И., Зарубина Е. Ю. Пространственная организация водных фитоценозов Бурлинской озерно-речной системы. *Проблемы ботаники Южной Сибири и Монголии*, 2019. – 1-18. – 399–403.

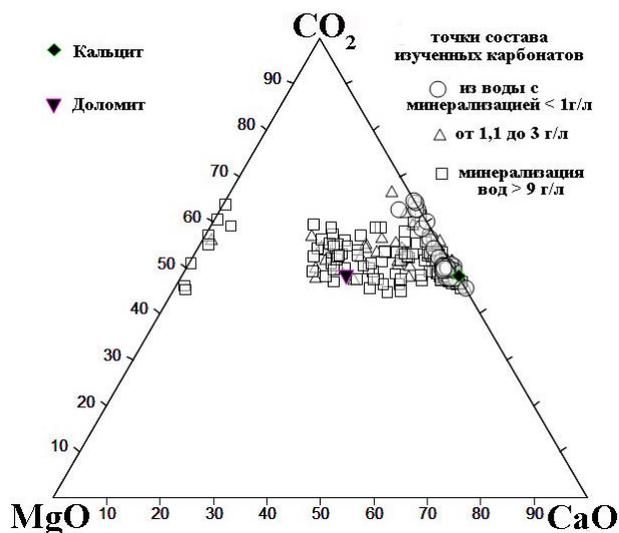


Рис. 4. Треугольник Ферре состава карбонатов кальцит-доломитового ряда (%-экв), сформированных в малых озёрах юга Западной Сибири с учетом величины общей минерализации воды (г/л)

имеет основополагающую роль в формировании геохимического и минерального состава донных отложений малых озер.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИГМ СО РАН при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации и за счет гранта Российского научно-го фонда (проект № 18-17-00176).

7. Страхов Н. М. Бродская Н. Г., Князева Л. М., Разживина А. Н., Ратеев М. А., Сапожников Д. Г., Шишова Е. С. *Образование осадков в современных водоемах*. – Москва, АН СССР, 1954. – 791 с.
8. Страховенко В. Д., Овдина Е. А., Малов Г. И., Ермолаева Н. И., Зарубина Е. Ю., Таран О. П., Болтенков В. В. Генезис органоминеральных отложений озер центральной части Барабинской низменности (юг Западной Сибири) // *Геология и Геофизика*, 2019. – № 11. – С. 1231–1243.
9. Страховенко В. Д., Росляков Н. А., Сысо А. И., Ермолаева Н. И., Зарубина Е. Ю., Таран О. П., Пузанов А. В. Геохимическая характеристика сапропелей Новосибирской области // *Водные ресурсы*, 2016. – Т. 43. – № 3. – С. 336–344.
10. Субетто Д. А. *Донные отложения озер: палеолимнологические реконструкции*. – СПб.. Изд-во РГПУ, 2009. – 343 с.
11. Титаева Н. А. *Ядерная геохимия: Учебник*. – 2-е изд., испр. и доп. – М.: Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.
12. Strakhovenko V. D., Subetto D., Ovdina E. A., Danilenko I. V., Belkina N., Efremenko N., Maslov A. *Mineralogical and geochemical composition of Late*

Holocene bottom sediments of Lake Onego // Journal of Great Lakes Research, 2020. – (46). – P. 443–455.

О НАУЧНОЙ НЕСОСТОЯТЕЛЬНОСТИ РОССИЙСКИХ ГИГИЕНИЧЕСКИХ НОРМАТИВОВ ДОПУСТИМОЙ КОНЦЕНТРАЦИИ НЕКОТОРЫХ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ПОЧВАХ

А. И. Сысо

*Институт почвоведения и агрохимии СО РАН
Новосибирск, Россия, syso@mail.ru*

ABOUT SCIENTIFIC GROUNDLESSNESS OF RUSSIAN HYGIENIC NORMS FOR PERMISSIBLE LEVELS OF SOME CHEMICAL ELEMENTS IN SOIL

A. I. Syso

*Institute of Soil Science and Agrochemistry, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences
Novosibirsk, Russia, syso@issa-siberia.ru*

The article describes the main drawbacks of the Russian hygienic norms and standards, which decrease the objectivity of assessing soil ecological quality and of the risks for their negative influence on the biosphere components linked to the soil. The author believes these norms to be scientifically poorly grounded, naming five causes for such groundlessness. The first one is the paradigm about 100 % solubility of polluting chemical compounds. The second cause is the anti-scientific values for some maximal permissible concentrations. The third cause is poor analytical methods, employed for obtaining information about chemical compounds and elements in soil, which are further used for developing norms and for estimating soil contamination. The fourth cause is the absence of the regional background levels of chemical elements' total contents, instead of the soluble forms that are commonly recommended for assessing soil contamination. The fifth cause is stretching the use of the norms and standards developed for urban and agricultural soils for the entire plethora of soils in Russia.

Введение

Почвы – важный компонент биосферы, основа наземных экосистем, выполняющий в них глобальные экологические и прикладные утилитарные функции. К первым относится обеспечение существования и разнообразия жизни на Земле, устойчивости геологического и биологического круговорота веществ, биосферных процессов, элементного и биохимического состава биоты, потоков химических элементов в трофических цепях. Ко вторым – способность почв обеспечивать получение растительной продукции, инактивацию поступающих в окружающую среду поллютантов, защиту от них растительной продукции, атмосферы и гидросферы, сохранение нормальных условий среды обитания растений, животных и человека.

Техногенез привел к глобальной экологической проблеме – деградации всех компонентов окружающей среды, в том числе почв. В последних она проявляется в их загрязнении разными химическими веществами (ХВ), уменьшении способности выполнять экологические и утилитарные функции. В результате в мире возросли угрозы продовольственной и экологической безопасности, качеству жизни чело-

века, роста его заболеваний. Более актуальным стало изучение воздействия химических веществ на живые организмы, поиск критериев и нормативов гигиенической оценки содержания ХВ в почвах, водах и воздухе, растительной и животноводческой продукции, определение пределов техногенной нагрузки на почвы и экосистемы в целом.

В государствах мира, и в России, разработаны системы нормирования содержания в почвах разнообразных ХВ, в том числе химических элементов и их соединений, описанные в многочисленных публикациях [1]. Все эти системы нацелены на оценку содержания ХВ в загрязненных почвах как вторичном источнике загрязнения ими окружающей среды и негативного воздействия на её компоненты – растения, воздух, воды, животных и человека. Для санитарно-гигиенической оценки качества почв используются неодинаковые в разных странах критерии (пороги, пределы), служащие для определения возможности использования почв.

В России формально нормируется только санитарно-эпидемиологическое качество почв поселений и сельскохозяйственных угодий [2], оцениваемое по величинам предельно и ориентировочно допустимых концентраций химических веществ в почвах

– ПДК и ОДК соответственно [3]. Это гигиенические нормативы величин, характеризующих максимальное количество вещества, которое в объекте измерений не причиняет ущерба живым организмам (в том числе и человеку). Они законодательно пересматриваются и в целом находятся на уровне аналогичных зарубежных разработок, но им присущ ряд научных и научно-методических недостатков [1], на их устранение направлено Постановление Правительства Российской Федерации от 13.02.2019 г. № 149 о пересмотре нормативов качества окружающей среды [4]. Для этого важно знание научных основ и истории создания российских гигиенических нормативов, причин возникновения наиболее существенных их недостатков, а также направлений совершенствования системы нормирования качества почв как фактора среды обитания человека.

Российские гигиенические нормативы качества почв и их недостатки

Российские и зарубежные ученые (Водяницкий Ю. Н., Ильин В. Б., Капелькина Л. П., Мотузова Г. В., Околелова А. А., Кабата-Пендиас А. и др.) давно указывали на многочисленные недостатки российских гигиенических нормативов оценки качества почв.

Многие недостатки действующих в России СанПиН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания» [3] унаследованы от их предшественников и были предопределены парадигмой создания методик определения ПДК ХВ для оценки качества почв населенных мест.

Первой причиной научной и научно-методической несостоятельности российских гигиенических нормативов ПДК ХВ в почвах можно назвать принятую разработчиками парадигму о 100% растворимости в воде ХВ, загрязняющих окружающую среду (поллютантах) и аккумулированных в почве, заложенную в «Методических рекомендациях по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве» [5]. Эти рекомендации, в целом хорошо теоретически и методически подготовленные, имели еще ряд ущербных условий установления ПДК химических веществ в почвах. К ним относится проведение исследований только в учреждениях гигиенического профиля, использование в лабораторных экспериментах по определению ПДК водорастворимой формы загрязняющих веществ в легких по гранулометрическому составу почв. На этой основе были установлены введены в 1980 году первые в СССР ПДК As, Pb, Hg, Cr⁶⁺ – 2, 20, 2,1 и 0,05 мг/кг почв соответственно. По сути ими нормировались максимальные количества водорастворимой формы ХВ, внесенных в малогумусные, песчаные и супесчаные почвы

Подмосковья, которые не наносили ущерба живым организмам (в том числе человеку). При этом игнорировались научные сведения о малой (1% и менее) доле водорастворимой формы химических соединений тяжелых металлов и неметаллов в их валовом содержании в большинстве почв и поллютантов.

Второй причиной научной несостоятельности первых в СССР ПДК стало отсутствие учета в них среднего фоновое количество (или кларка) нормируемых химических элементов в почвах мира, страны и её регионов. Этот недостаток частично был исправлен в СанПиН 42-128-4433-87 [6]. В нем разработчики взамен норматива – ПДК мг/кг почвы ввели – ПДК мг/кг почвы с учетом фона (кларка). При этом «научное обоснование» ПДК валового свинца – 32 мг/кг почвы с учетом фона заключалось в суммировании ПДК водорастворимой формы свинца в песчаной почве в 20 мг/кг с его средним валовым содержанием (кларком) в почвах по А. П. Виноградову – 10 мг/кг. Такова возможная история создания этого норматива.

Аналогично следовало бы сложить ПДК водорастворимого мышьяка в песчаной почве (2,0 мг As/кг без учета фона) с величиной его кларка в почвах – 5 мг/кг (по А. П. Виноградову), что дало бы величину ПДК с учетом фона – 7 мг As/кг почвы. Но почему-то этого сделано не было, а в результате **в СССР оказалось ПДК валового мышьяка в почвах в два раза меньше, чем его кларк в почвах!** Поэтому, вопреки научным знаниям о природном количестве и статусе мышьяка в почвах, его транслокации в растения, оценку валового содержания мышьяка в почвах России фактически вели и ведут без учета его фонового содержания в почвах, а лишь по ПДК 2 мг/кг почвы или ОДК 2, 5, 10 мг/кг почвы. При этом разработчиков и пользователей таких ПДК и ОДК не смущает, что они могут быть меньше фонового (естественного) содержания As в почвах регионов (табл. 1). Зато есть загрязнение!

Профессор В. Б. Ильин [7], анализируя историю создания в СССР ПДК химических веществ в почвах, пришел к заключению: «Применение таких ПДК... оказалось не только проблематичным, но и социально опасным, так как во многих природных регионах СССР естественное (фоновое) содержание некоторых химических элементов-загрязнителей было значительно выше предложенного норматива. Начался поиск «виновников загрязнения»».

Практика создания в России научно несостоятельных гигиенических нормативов продолжается. Очередным примером служит ПДК валового содержания оксида бериллия (BeO) в почве, равная 3 мг BeO на кг [3] (табл. 1). В пересчете на элемент она соответствует 1,08 мг Be на кг почвы. Среднее же содержание Be в почвах мира составляет 1,34, варьируя от 0,1 до 5,0 мг/кг [8]. В почвах Западной Сибири содержание Be в среднем 2,1 мг/кг [10]. Если использовать принятое в России ПДК, то априори многие её фоновые почвы будут загрязнены бериллием.

Сопоставление (табл. 1) ПДК валового содержания марганца, меди и цинка в почвах с агрохимическими и биогеохимическими нормативами его оценки говорит о том, что величины этих ПДК находятся в пределах их нормального количества в почвенном покрове наземных экосистем, при котором все живые организмы существуют без ущерба здоровью. Поэтому величины ПДК/ОДК в почвах этих элементов вряд ли научно состоятельны.

Третьей причиной научной несостоятельности российских гигиенических нормативов можно назвать **отсутствие или низкое качество методов количественного химического анализа (КХА) почв** в целях получения информации о валовом содержании и формах химических соединений ХВ в почвах для оценки их качества. Эта проблема существует со времени создания первых в СССР ПДК и остается акту-

альной до сих пор. Например, как не было, так и нет стандартных аналитических методов определения в почвах элементарной серы, серной кислоты и хрома шестивалентного, нормируемых по ПДК.

Другим примером химико-аналитической ущербности российских нормативов служат используемые в них ПДК подвижной и водорастворимой форм фтора в почвах – 2,8 и 10,0 мг/кг почвы (табл. 1). Первая форма имеет лимитирующий общесанитарный показатель вредности, а вторая – транслокационный. В СанПиН 42-128-4433-87 [6] методика определения подвижного фтора предусматривала отгонку из вытяжки кремнефтористоводородной кислоты с образованием окрашенного соединения, измерение концентраций подвижного фтора в диапазоне от 3,0 до 30,0 мг/кг почвы, что выше ПДК! «Модернизаторы» нормативов предписали проводить измерение

Таблица 1. Значения ПДК/ОДК, кларков, агрохимических и биогеохимических пределов содержания химических веществ в почвах, мг/кг абсолютно-сухого вещества

Наименование вещества и оцениваемая форма	ПДК/ОДК с учетом фона (кларка) [3]	Кларк в почвах по А. П. Виноградову, 1950	Кларкв почвах мира, 2011 [8]	Агрохимические/биогеохимические пределы [7, 9]		
				дефицит	норма	избыток
Валовое и «условно валовое» содержание						
Мышьяк (As)	-/2,0–10,0	5,0	6,8	–	–	–
Оксид бериллия (BeO) Бериллий (Be)	3,0/ 1,08	–	1,34	–	–	–
Ванадий (V)	150,0/–	100	129			
Марганец (Mn)	1500/–	850	488	< 300/ < 400	300–2200/ 400–3000	> 2200/ > 3000
Медь(Cu)	-/33–132	20	39	< 5–7/ < 6–15	7–50/ 15–60	> 50/ > 60
Цинк(Zn)	-/55–220	50	70	< 15/ < 30	15–110/ 30–70	> 110/ > 70
Относимые к «валовому содержанию»						
Элементарная сера (S)	160,0	–	–	–	–	–
Серная кислота(по S) Сульфаты (по S)	160,0 –	–	–	< 6/–	6–12/–	> 12/–
Нитраты (по NO ₃)/ (по N-NO ₃)	130,0/ 29,4	–	–	< 89 /< 20	89–222 /20–50	> 222 /> 50
Хром шестивалентный	0,05	–	–	–	–	–
Подвижные в ААБ с рН 4,8						
Кобальт (Co)	5,0	–	–	< 0,15	0,16–0,30	> 0,30
Марганец(Mn)	60,0–140,0	–	–	< 10,0	10,1–20,0	> 20,0
Медь (Cu)	3,0	–	–	< 0,20	0,21–0,50	> 0,50
Цинк (Zn)	23,0	–	–	< 2,0	2,1–5,0	> 12,0
Фтор подвижный в 0,006 н. HCl или 0,03 н. K₂SO₄						
Фтор (F) подвижный	2,8	–	–	–	–	–
Водорастворимая форма						
Фтор (F)	10,0	–	–	–	–	–

подвижного фтора в экстракте, как и водорастворимого – ионометрически с фтор-селективным электродом, но оценивать его концентрацию по ПДК 2,8 мг/кг почвы. Такое решение вызывает сомнение в его научно-методической состоятельности.

Выполненная нами проверка обоснованности указанного предписания показала, что при ионометрическом измерении концентрации подвижной формы фтора в экстракте 0,03 н. K_2SO_4 в среднем обнаруживается 80 % ионов фтора от их концентрации его в водорастворимой форме в почве. По сравнению с измеряемой ионометрически концентрацией подвижного фтора, его концентрация, определенная колориметрически после отгонки, оказалась в два раза меньше. Это, отчасти, объясняет причину принятия для такой методики определения подвижного фтора ПДК 2,8 мг F/кг, которую нельзя использовать при ионометрическом измерении его концентрации в экстракте. Лучше исключить эту форму фтора из нормируемых в почвах ХВ.

Следующим негативным примером служит методика определения кислоторастворимых форм тяжелых металлов в почвах после их разложения пятимолярной азотной кислотой, позволяющая установить их «псевдоваловые концентрации» [1]. Она разработана для экологического мониторинга загрязнения почв тяжелыми металлами (ТМ) и позволяет делать это по принципу «больше-меньше». Но этим методом из разных по генезису, минеральному и гранулометрическому составу почв извлекается лишь 80–50 % от валового количества в них ТМ, а полученные данные оказалось нельзя сравнивать с кларками элементов в почвах мира, использовать в научных целях, определять подвижность элементов и т. д.

Общий же научно-методический недостаток в нормировании всех методов получения информации о валовом (общем) содержании и концентрации разных форм соединений химических элементов в почвах видится в том, что при определении ПДК/ОДК ХВ в почвах они оказались слабо связаны, а вернее, никак не связаны, с объектами лимитирующих показателей вредности. К ним относятся: для транслочационного показателя – связи ХВ в почвах с их концентрацией в растениях (точнее растительной продукции); для воздушно-миграционного – связи ХВ в почвах с их содержанием в воздухе, которым дышат человек и животные, из которого ХВ оседают на разные поверхности, в том числе кожный покров; для водно-миграционного – связь ХВ в почвах с их концентрацией в разных формах соединений в поверхностных и грунтовых водах. Без доказательств статистически достоверных связей ХВ в этих объектах с величинами их ПДК/ОДК в почвах последние трудно признать достаточно научно обоснованными.

Четвертой причиной научной несостоятельности российских гигиенических нормативов можно назвать то, что для России – огромной и разнообраз-

ной по природно-геохимическим условиям страны – нет научно-обоснованных и узаконенных величин природного варьирования и среднего фонового истинного валового содержания химических элементов (кларков) в почвах её регионов. Будь это сделано, то давно проявилась бы нелепость указанных выше ПДК в почвах мышьяка, бериллия и других ХВ. Формально нормативы рекомендуют использовать значения регионального фона химических элементов (Сф) в почвах при расчете величин коэффициента концентрации (Кс) и суммарного показателя загрязнения (Zс). Но поскольку величины Сф не узаконены, то они не используются. Поэтому почвы природных геохимических аномалий с нативно высоким содержанием ТМ или иных ХВ, «экологи» разных мастей относят к категории загрязненных, даже при отсутствии техногенного источника загрязнения окружающей среды и реальной угрозы негативного воздействия ХВ в почвах на сопряженные с ними компоненты биосферы, человека. Практика показала, что при расчете величин Кс и Zс для подверженных загрязнению почв, вместо Сф используют кларки химических элементов, рассчитанные А. П. Виноградовым более 60 лет назад, точность которых по некоторым элементам вызывает сомнение у многих ученых.

Другой проблемой ПДК ХВ в почвах с учетом фона (кларка) является то, что их величины могут быть определены только для валового содержания химических элементов минеральных почв или торфяных почв (горизонтов) имеющих близкий по составу минеральный и гранулометрический состав. Как-либо Сф в почвах в принципе не могут быть установлены для подвижных форм ХВ, поскольку их концентрация сильно меняется в течении года и зависит от режимов почв, окислительно-восстановительных и других условий среды – нитраты, серная кислота, фтор, шестивалентный хром, подвижные ТМ. Давно наукой доказано, что концентрации водорастворимых и подвижных форм макро- и микроэлементов (N, P, K, Na, S, Fe, Mn, Co, Cu, Zn, Cl, F) существенно меняются в течение вегетационного периода. Поэтому расчет величин Zс с включений таких ХВ абсурден!

Пятая причина научной несостоятельности российских гигиенических нормативов состоит в том, что они, будучи разработанными для качества почв поселений и сельскохозяйственных угодий в целом, не учитывают специфику их использования, влияния на человека. Этим российские нормативы существенно уступают зарубежным, в которых критерии оценки безопасности почв учитывают функциональное назначение земель [1, 7, 9].

К недостаткам российских гигиенических нормативов можно отнести то, что они, будучи разработанными для оценки качества минеральных почв и пород, в существующем виде в принципе не могут быть использованы для оценки содержания ХВ во всех типах почвах России. Они непригодны для органических (торфяных) почв и оторфованных горизон-

тов минеральных почв, существенно отличающихся от минеральных почв по генезису, минеральному и гранулометрическому составу. Такие почвы встречаются в лесостепной зоне и доминируют в лесной и тундровой зонах России, а потому объективная оценка содержания, пространственного и профильного распределения в них ХВ актуальна. Однако, вся действующая в России нормативная база оценки качества почв не позволяет этого сделать!

Например, при оценке загрязнения почвенного покрова не учитывается то, что плотность сложения (d_v) почв и почвенных горизонтов варьирует в очень широком диапазоне от 0,05 до 1,8 г/см³ (кг/дм³, т/м³). Она минимальна в верховых торфяных болотных почвах, а максимальна в переуплотненных глинистых разновидностях минеральных почв, а в среднем для поверхностных горизонтов (гумусово-аккумулятивных) минеральных почв близка 1 г/см³.

Однако при большем отклонении плотности от этой величины при оценке распределения элементов в почвенных профилях, включающих различные по плотности сложения органогенные, органо-минеральные и минеральные горизонты или в почвенном покрове, образуемом минеральными и торфяными почвами, следует оценивать количество в них ХВ в объемных концентрациях или запасах в разных почвах, горизонтах или слоях, выражаемые в мг/дм³ или в кг/га. Переход с весовых на объемные концентрации элементов в почвах позволит точнее оценивать и нормировать их загрязнение, моделировать процессы массопереноса загрязнителей в почвенной толще и за её пределы.

К недостаткам российских нормативов относят также и то, что при нормировании качества почв они, кроме реакции среды и содержания в мелкозем (частицы 1–2 мм) физической глины (частиц менее 0,01 мм), не учитывают иные показатели состава и свойств почв [1, 7, 9]. Это не позволяет определить буферность (или экологический потенциал) почвы по

отношению к загрязнителям, её способность их инактивировать за счет поглощения, перевода в малоподвижные формы соединений и т. д. Для расчета буферности почв следует определять рН, содержание органического вещества, физической глины и ила, полуторных оксидов, ЕКО и т. д., учитывать значения плотности сложения почвенной массы, долю скелетных частиц в объеме почвенной массы.

Заключение

Унаследованные от советских, российские гигиенические нормативы имеют ряд существенных недостатков, снижающих объективность оценки качества почв, опасности их негативного влияния на сопряженные компоненты биосферы. Выявлено пять причин научной несостоятельности действующих нормативов: первая – принятая парадигма о 100 % растворимости в воде ХВ загрязнителей; вторая – антинаучность принятых ПДК/ОДК с учетом фона (кларка); третья – низкое качество методов получения информации о статусе ХВ в почвах, используемых для определения их ПДК/ОДК и оценки загрязнения почв; четвертая – отсутствие региональных величин фонового (естественного) валового содержания химических элементов в почвах, рекомендация использования для оценки загрязнения почв региональных величин содержания подвижных форм ХВ; пятая – распространение величин ПДК/ОДК для почв населенных пунктов и сельскохозяйственных угодий на почвы всех функциональных зон и назначений, видов землепользования. Знание причин, снижающих научную обоснованность российских гигиенических нормативов оценки качества и других недостатков, должно стать отправной точкой на пути их совершенствования. Будущие нормативы должны учитывать достижения всех наук в изучении соединений химических элементов в почвах, их миграции в другие компоненты биосферы и их влияние на них.

Литература

- Семенов И. Н., Королева Т. В. Международные системы нормирования содержания химических элементов в почвах: принципы и методы (обзор) // Почвоведение, 2019. – № 10. – С. 1259–1268.
- СанПиН 2.1.3684-21 Санитарно-эпидемиологические требования к содержанию территорий городских и сельских поселений, к водным объектам, питьевой воде и питьевому водоснабжению, атмосферному воздуху, почвам, жилым помещениям, эксплуатации производственных, общественных помещений, организации и проведению санитарно-противоэпидемиологических (профилактических) мероприятий. Утверждены Постановлением Главного гос. сан. врача РФ № 3 от 28.01.2021. – М.: 2021. (введены с 01.03.2021 срок действия до 01.03.2027).
- СанПиН 1.2.3685-21 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. Утверждены Постановлением Главного гос. сан. врача РФ № 2 от 28.01.2021. – М.: 2021. (введены с 01.03.2021 срок действия до 01.03.2027).
- Постановление Правительства Российской Федерации от 13.02.2019 г. № 149 «О разработке, установлении и пересмотре нормативов качества окружающей среды для химических и физических показателей состояния окружающей среды, а также об утверждении нормативных документов в области охраны окружающей среды, устанавливающих технологические показатели наилучших доступных технологий».

5. Методические рекомендации по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве. – М.: 1982. – 58 с.
6. СанПиН 42-128-4433-87. Санитарные нормы допустимых концентраций химических веществ в почве. – М.: Типография Минздрава СССР, 1988. – 54 с.
7. Ильин В. Б. Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва-растение. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. – 221 с.
8. Kabata-Pendias, A. Trace Elements in Soil and Plants / Fourth Editions. – CRC Taylor and Francis Group, 2011. – 505 p.
9. Ильин В. Б., Сысо А. И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. – 229 с.
10. Сысо А. И. Общие закономерности распределения микроэлементов в покровных отложениях и почвах Западной Сибири // Сибирский экологический журнал, 2004. – № 3. – С. 273–287.

ОТРАЖЕНИЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ СРЕДЫ НА МИНЕРАЛЬНОМ СОСТАВЕ ТИХООКЕАНСКИХ ЛОСОСЕЙ

Н. К. Христофорова^{1,2}, В. Ю. Цыганков¹, А. В. Литвиненко³, М. В. Ковальчук⁴

¹Дальневосточный федеральный университет (ДФУ)
Владивосток,

²Тихоокеанский институт географии (ТИГ) ДВО РАН
Владивосток,

³Сахалинский государственный университет (СахГУ)
Южно-Сахалинск,

⁴Институт морской геологии и геофизики (ИМГиГ) ДВО РАН
Южно-Сахалинск

REFLECTION OF GEOCHEMICAL CONDITIONS OF THE ENVIRONMENT ON THE MINERAL COMPOSITION OF PACIFIC SALMONS

N. K. Khristoforova^{1,3}, V. Yu. Tsygankov¹, A. V. Litvinenko², M. V. Kovalchuk⁴

¹Far Eastern Federal University
Vladivostok, tsig_90@mail.ru

²Pacific Geographical Institute
Vladivostok, more301040@gmail.com

³Sakhalin State University
Yuzhno-Sakhalinsk, vesna271@rambler.ru

⁴Institute of Marine Geology and Geophysics
Yuzhno-Sakhalinsk, maksimkovalchuk@gmail.com

Using the example of two species of Pacific salmon, pink salmon and cherry, in the organs and tissues of which the concentrations of Cu, Pb, Cd, Ni, and Zn were determined, the influence of feeding grounds and fish migration routes on spawning is shown. This influence is expressed in the difference in mineral composition depending on environmental conditions. Both cherry *Oncorhynchus masou* and pink salmon *O. gorbuscha* came to spawn to the southeastern coast of Sakhalin island and caught in the mouths of the closely located rivers Bakhura and Firsovka, flowing into the Terpeniya Bay. Although in terms of the content of elements, two of which (Pb and Cd) are toxic, fish of both species correspond the sanitary requirements of the Russian Federation. It was revealed that the growth and feeding of a cherry is accompanied by the accumulation of elements such as Zn, Cu, Ni in its body, while in pink salmon, Cd and especially Pb prevail.

Введение

Тихоокеанские лососи – это крупные рыбы верхней пелагиали, обитающие в северных частях Тихого и Атлантического океанов, в Северном Ледовитом океане и в бассейнах их рек. Среди них ведущим является род *Oncorhynchus*, включающий хорошо известных горбушу *O. gorbuscha*, кету *O. keta*, нерку, *O. nerka*, кижуча *O. kisutch*, чавычу *O. tshawytscha* (king

salmon), симу *O. masou*. Из всего рода *Oncorhynchus* сима – исключительно азиатский вид, отличающийся от других видов небольшой численностью и небольшой величиной ареала, предпочитаемый как объект спортивного и любительского лова, обладающий высокоценными вкусовыми качествами. Основной же объем промышленного вылова составляют три вида лососей – горбуша, кета и нерка, главный вклад в ко-

торый вносит горбуша, наиболее многочисленный и «оперативный» вид, возвращающийся на нерест уже на второй год жизни.

Лососи Западной Пацифики существуют во множестве стад, принадлежность к которым проявляется в местах зимовок, нагула и нереста. Особым местом на путях миграций лососей является Курило-Камчатский район, который известен как высоко продуктивный и одновременно геохимически импактный регион. Проходя через него, лососи вместе с пищей (планктоном) аккумулируют в органах и тканях различные химические элементы, существенно обогащая свой минеральный состав. В то же время немалое число стад лососей не выходят на зимовку в океан и проводит зиму в Японском море, не пересекая при совершении катадромных и анадромных миграций Курильскую гряду и Курило-Камчатскую впадину. Поэтому изучение минерального состава тканей лососей позволяет более определенно выяснить пути их миграций и возможный регион основного пребывания (нагула). Кроме того, знание уровней содержания микроэлементов в органах и тканях таких важных пищевых объектов, какими являются лососи, необходимо и с санитарно-гигиенических позиций.

Цель работы: изучить влияние условий среды на содержание тяжелых металлов в двух видах тихоокеанских лососей – сима и горбуше, различающихся местами нагула и путями миграций.

Материалы и методы

Одним из главных районов вылова лососей на Дальнем Востоке России является Сахалино-Курильский регион. Сима и горбуша выловлены на Сахалине в двух близко расположенных реках, впадающих в залив Терпения. Из выбранных нами микроэлементов Zn и Cu являются эссенциальными (необходимыми), Ni, Cd, Pb – неэссенциальными, но постоянно встречающимися в организмах элементами. В то же время

при взгляде на эти микроэлементы с позиций загрязнения окружающей среды, два первых, как правило, относят к индикаторам поступления хозяйственно-бытовых стоков, сброса льяльных вод с судов, Pb, Cd, Ni – к свидетелям техногенного воздействия. Два последних элемента, особенно никель, поступают в морскую среду в основном при сжигании углеводородного топлива. Все определяемые элементы являются тяжелыми металлами, к наиболее токсичным, контролируемым санитарными службами, относятся Pb и Cd.

Результаты определения содержания элементов в органах и тканях рыб выполнены на атомно-абсорбционном спектрофотометре Shimadzu AA 6800 в ЦКП ЦЛЭДГИС ТИГ ДВО РАН. Среднее значение, стандартное отклонение и достоверность сравниваемых различий (с использованием U-критерия Манна-Уитни) рассчитаны в программе SPSS Statistics 21 для MacOSX.

Результаты и их обсуждение

Результаты определения содержания элементов в органах и тканях рыб, выполненного на атомно-абсорбционном спектрофотометре Shimadzu AA 6800 в ЦКП ЦЛЭДГИС ТИГ ДВО РАН, представлены в таблице 1.

Как видно, сима отличается от горбуши более высокими концентрациями Zn, Cu и Ni. Наибольшие различия характерны для мышц, меньшие – для икры. При этом, если разница в концентрациях Zn и Cu составляет 2–3 раза, то различие в содержании Ni достигает 4 и более раз: в 4,8 раза его больше в мышцах симы, в 4,4 – в печени, в 4,3 – в гонадах самцов, в 3,5 раза – в гонадах самок (икре). Горбуша же отличается более высокими концентрациями Cd и Pb: в мышцах – в 2,1 и 1,2 раза, в икре – 3,5 и 1,46 раза. Рассмотрим, чем могут быть обусловлены эти видовые различия.

Таблица 1. Концентрации микроэлементов в органах и тканях лососей из юго-восточного побережья Сахалина, мкг/г сырой массы ($m \pm \sigma$)

Органы и ткани	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb
СИМА. Устье р. Бахура, 20–21 июня 2017 г., диапазон массы рыб 633,5–804 г					
Мышцы	5,14 ± 1,27	0,589 ± 0,120	0,433 ± 0,048	0,035 ± 0,006	0,480 ± 0,123
Печень	6,60 ± 1,27	0,539 ± 0,069	0,573 ± 0,031	0,070 ± 0,007	0,610 ± 0,074
Гонады самцов	5,26 ± 0,65	0,534 ± 0,125	0,473 ± 0,123	0,038 ± 0,011	0,559 ± 0,089
Икра	4,55 ± 1,39	0,468 ± 0,084	0,419 ± 0,083	0,031 ± 0,003	0,560 ± 0,184
ГОРБУША. Р. Фирсовка, 6 октября 2016 г., диапазон массы рыб 780–2100 г					
Мышцы	1,74 ± 0,06	0,203 ± 0,040	0,092 ± 0,008	0,082 ± 0,009	0,591 ± 0,050
Печень	2,86 ± 0,06	0,280 ± 0,012	0,131 ± 0,006	0,191 ± 0,018	0,920 ± 0,035
Гонады самцов	2,76 ± 0,02	0,261 ± 0,014	0,112 ± 0,006	0,120 ± 0,012	0,872 ± 0,014
Икра	2,51 ± 0,06	0,254 ± 0,016	0,123 ± 0,007	0,114 ± 0,019	0,823 ± 0,043

ПДК (мкг/г сырой массы) в морепродуктах: Pb – 1,0, Cd – 0,2 [СанПиН, 2002].

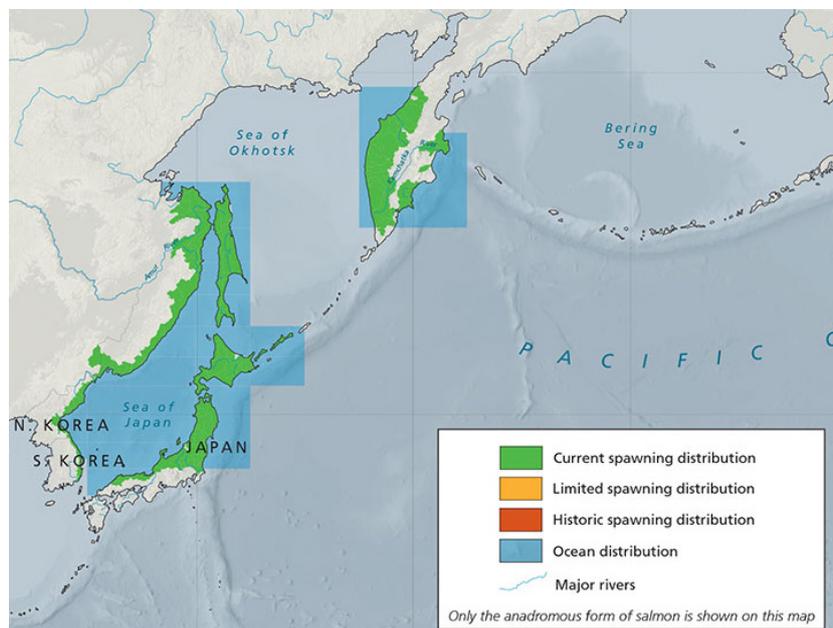


Рис. 1. Ареал симы

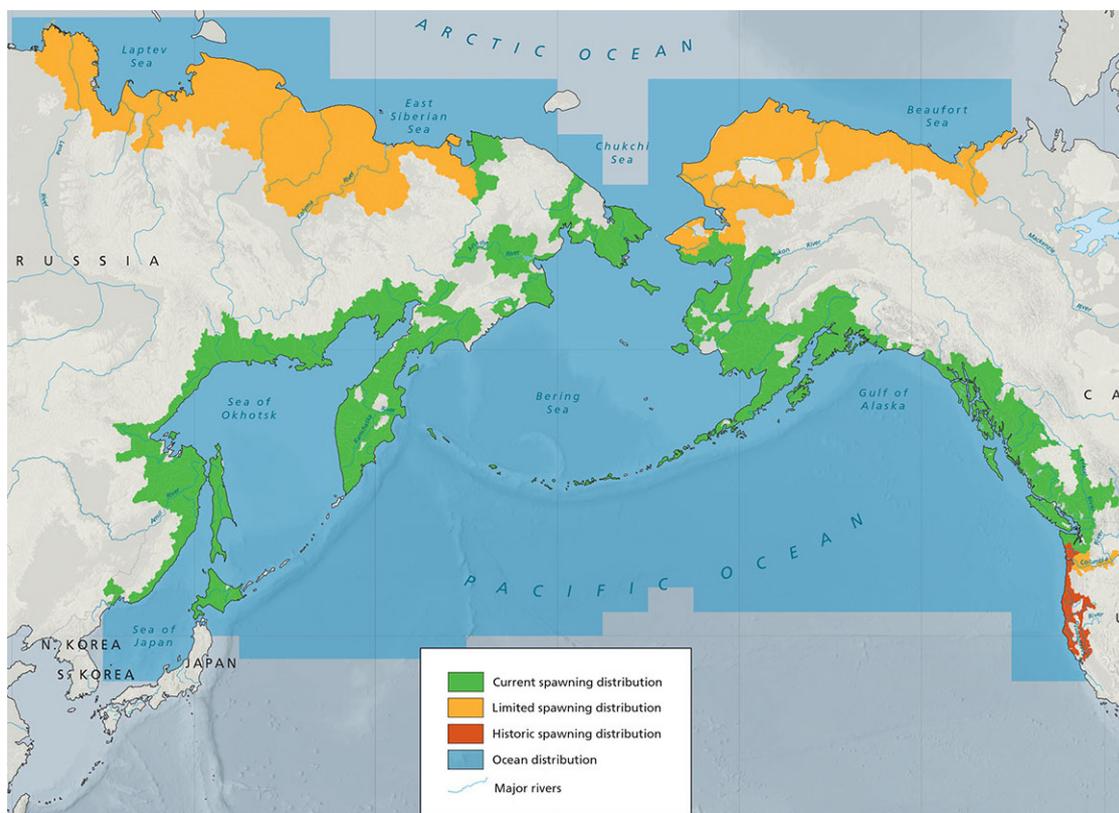


Рис. 2. Ареал горбуши

Сима – эндемик, ареал которого полностью расположен у берегов Азии (рис. 1). Большая часть ее ареала находится в бассейне Японского и южной части Охотского морей. Это наиболее тепловодный вид среди тихоокеанских лососей. На северных и средних Курильских островах она отсутствует. Смолтификация и скат в море у большей части симы происходит после одного-двух лет жизни в реке. На юге ареала большая часть молоди скатывается в море на втором году и после одной морской зимы возвращается на нерест. Морская часть ареала симы, как и нагульная, ограничивается приазиатскими водами. Молодь её япономорских стад на нагул в основном заходит в воды южной котловины Охотского моря, из которой уходит в ноябре. Зимой и во время осенне-летних миграций сима нагуливается по всей акватории Японского моря, питаясь мелкими рыбами, кальмарами и амфиподами [9]. Половозрелые особи заходят в Охотское море через пролив Лаперуза и лишь частично через южно-курильские проливы. Основные уловы симы приходятся на май. У юго-западного побережья Сахалина основной пик лова бывает в конце мая, более редко – в первой половине июня. К концу июня уловы снижаются и ход заканчивается [1]. Миграция этого вида на нерест в реки происходит значительно раньше других видов тихоокеанских лососей – в конце весны-начале лета. В реке до нереста в течение 2–3-х месяцев она может созревать [4].

Таким образом, за 1–2 года жизни в реке до ската в море и за 2–3-месячное питание в нерестовой реке сима формирует свой микроэлементный состав в тех условиях, которые подвержены антропогенному и техногенному влиянию (Zn, Cu, Ni).

Горбуша же, подросшая вначале в прибрежных водах южной части Сахалина, а затем в центрально-восточной части Охотского моря [8], осенью начинает мигрировать в океан в зону Субарктического фронта, являющуюся пастбищной зоной тихоокеанских лососей в зимний период (рис. 2). Весной ло-

соси перемещаются в зону нагула – прикурильские воды Тихого океана, затем, активно кормясь, направляются на нерест в «родные» реки. Таким образом, горбуша, дважды прошедшая через импактную геохимическую зону (сначала при выходе в океан на зимовку, затем при обратной миграции из океана в реку на нерест), аккумулировала находящиеся в избытке в среде Pb и Cd, поставляемые в воду наземным и подводным вулканизмом, поствулканизмом и апвеллингами [6, 7]. Юго-восточное побережье и зал. Терпения относятся к наиболее значимым районам Сахалина по уровню запаса горбуши. Основу уловов на восточном побережье составляют рыбы двух темпоральных форм – ранней и поздней, разделяемым по срокам нереста, ассоциируемых с двумя «волнами» прохождения анадромных мигрантов через прикурильские воды из Тихого океана в Охотское море [2]. В южной части побережья восточного Сахалина преобладает поздняя форма. Представители именно этой осенней волны и отобраны на реке Фирсовка в октябре 2016 г.

Как мы отметили, не все стада лососей выходят на зимовку в океан, некоторые зимуют в Японском море: кроме симы не уходят в океан и не пересекают импактную зону часть стад горбуши. В табл. 2 приведены данные о содержании металлов в охотоморской и япономорской горбуше, выловленной на севере моря у берегов Приморья [3].

Как видно, содержание Cd и Pb в тканях и органах горбуши, пришедшей в р. Фирсовку, не превышало санитарных требований РФ [5], предъявляемых к морепродуктам. В то же время концентрации этих элементов в гонадах рыб приближались к допустимому уровню, особенно же близки к ПДК они были в печени. Концентрации элементов в сахалинской горбуше были в десятки раз выше, чем в рыбах Приморья, выловленных в 2002–2008 гг. Лишь содержание Zn превышало таковое в горбуше из Японского моря. Самые большие различия выявлены для Pb, концентрация которого в мышцах, печени и икре сахалин-

Таблица 2. Микроэлементы в органах и тканях горбуши из Сахалино-Курильского региона и Японского моря, мкг/г сырой массы ($m \pm \sigma$)

	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb
Органы и ткани	О. Сахалин, р. Фирсова, 06.10.2016, масса рыб 780–2100 г				
Мышцы	1,74 ± 0,061	0,203 ± 0,040	0,092 ± 0,008	0,082 ± 0,009	0,591 ± 0,050
Печень	2,86 ± 0,065	0,280 ± 0,012	0,131 ± 0,006	0,191 ± 0,018	0,920 ± 0,035
Гонады самцов	2,76 ± 0,021	0,261 ± 0,014	0,112 ± 0,006	0,120 ± 0,012	0,872 ± 0,014
Икра	2,51 ± 0,058	0,254 ± 0,016	0,123 ± 0,007	0,114 ± 0,019	0,823 ± 0,043
Японское море, диапазоны содержания микроэлементов в горбуше, выловленной в разные годы у северного Приморья [3]					
Мышцы	0,57–3,25	0,032–0,087	Не опр,	0,005–0,012	0,012–0,013
Печень	3,00–4,35	0,119–0,165	Не опр,	0,080–0,145	0,020–0,025
Икра	2,90–3,90	0,037–0,090	Не опр,	0,001–0,003	0,007–0,020

ских рыб была примерно в 50, 40 и 60 раз выше, чем у япономорских. Таким образом, различия в условиях нагула ярко проявились и в микроэлементном составе горбуши: антропогенное влияние на закрытое Японское море сказалось на повышенных концентрациях Zn, воздействие геохимической провинции – на более высоком содержании Cd и Pb.

Литература

1. Иванова И. М. Видовой состав, биологическая структура и динамика уловов лососей рода *Oncorhynchus* в прибрежье юго-западного Сахалина // Тр. СахНИРО, 2003. – Т. 5. – С. 64–84.
2. Каев А. М. Временная структура миграционного потока горбуши *Oncorhynchus gorbuscha* в Охотское море // Известия ТИНРО, 2002. – Т. 120. – С. 904–920.
3. Ковековдова Л. Т. Микроэлементы в морских промысловых объектах Дальнего Востока России: Автореферат диссертации. ... доктора биол. наук. Владивосток: ТИНРО-центр, 2011. – 40 с.
4. Семенченко А. Ю. Приморская сима. Популяционная экология, морфология, воспроизводство. – Владивосток: Дальнаука, 1989. – 192 с.
5. СанПиН 2.3.2.1078-01 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. – М.: Госкомсанэпиднадзор РФ, 2002. – 156 с.
6. Христофорова Н. К., Цыганков В. Ю., Боярова М. Д., Лукьянова О. Н. Содержание тяжелых металлов в горбуше *Oncorhynchus gorbuscha Walbaum*, 1792 из прикурильских океанических вод во время анадромной миграции // Биол. моря, 2015. – Т. 41. – № 6. – С. 447–452.
7. Христофорова Н. К., Литвиненко А. В., Цыганков В. Ю., Ковальчук М. В., Ерофеева Н. И. Микроэлементный состав горбуши *Oncorhynchus gorbuscha Walbaum*, 1792 из Сахалино-Курильского района // Биол. моря, 2019. – Т. 45. – № 3. – С. 1–7.
8. Шунтов В. П., Темных О. С. Тихоокеанские лососи в морских и океанических экосистемах. Т. 1. – Владивосток: ТИНРО-центр, 2008. – 481 с.
9. Шунтов В. П., Темных О. С. Тихоокеанские лососи в морских и океанических экосистемах. Т. 2. – Владивосток: ТИНРО-центр, 2011. – 473 с.

Заключение

Таким образом, данные о содержании микроэлементов в органах и тканях лососей позволяют получить представление о районах нагула и нерестовой миграции рыб, а также объяснить природную обусловленность диапазонов их концентраций.

ДОКЛАДЫ УЧАСТНИКОВ

РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ И РАДИОАКТИВНЫЕ (ТН, U) ЭЛЕМЕНТЫ В ЖИВОМ ВЕЩЕСТВЕ НА ТЕРРИТОРИИ КЕМЕРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Е. В. Агеева, Н. В. Барановская

*Томский политехнический университет
Томск, Россия, evk26@tpu.ru*

RARE EARTH AND RADIOACTIVE (TH, U) ELEMENTS IN THE LIVING MATTER IN KEMEROVO REGION

E. V. Ageeva, N. V. Baranovskaya

*Tomsk Polytechnic University
Tomsk, Russia, evk26@tpu.ru*

The article introduces the concentration of radioactive and rare earth elements in the living matter of the Kemerovo region. Features of the distribution of the ratios of radioactive and rare earth elements.

Введение

Повышенный интерес к изучению редкоземельных элементов (РЗЭ) в окружающей среде связан с вступлением современного мира в «век нанотехнологии» [1], особенностью которого является широкое использование данной группы в передовых промышленных областях, сельском хозяйстве и медицине [6]. На сегодняшний день накоплено достаточно информации об их физических и химических свойствах, поведении в эндогенных и экзогенных процессах, индикаторной роли, а также отдельных аспектах их влияния на живые организмы. Однако, многие стороны их поведения в живом веществе биосферы в целом, а также особенности поведения на локальных территориях остаются не изученными. Большая часть имеющихся публикаций посвящены рассмотрению особенностей накопления отдельных редкоземельных или радиоактивных элементов, в то время как рассматривать их стоит вместе из-за значительного сродства, обусловленного в некоторых случаях размером их ионных радиусов и кислотно-щелочными свойствами [3]. За счет этого возможен изоморфизм данных элементов между собой [2, 4, 5].

Актуальность работы обусловлена неоднозначным поведением в объектах живой природы и высокой индикаторной ролью содержания и со-

отношений РЗЭ, Th и U на локальных территориях с природно-техногенными геохимическими аномалиями.

Материалы и методы

Работа основана на 121 пробе лабазника вязолистного (*Filipendula Ulmaria (L) Maxim*) и 39 пробах волос человека, отобранных в период с 2015 по 2019 гг. на территории Кемеровской области.

Количественное определение химических элементов проводилось с использованием масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ИСП-МС) в аккредитованной проблемной научно-исследовательской лаборатории гидрогеохимии Инженерной школы природных ресурсов, ТПУ. Было определено содержание 14 редкоземельных и двух радиоактивных (Th, U) элементов.

Обработка результатов аналитических исследований проводилась при помощи Statistica 7, офисного пакета Microsoft Office (Excel, Word 2016). Для устранения характерного для РЗЭ распределения была проведена нормализация на североамериканский сланец (NASC). В данной работе были использованы следующие соотношения La + Ce/Yb + Lu, а также соотношение суммы редкоземельных элементов: $\Sigma \text{РЗЭ}$ к Th и U. Коэффициент концентрации (Кк) рассчитывался по формуле: $K_k = C/C_{\text{ф}}$, где C – содер-

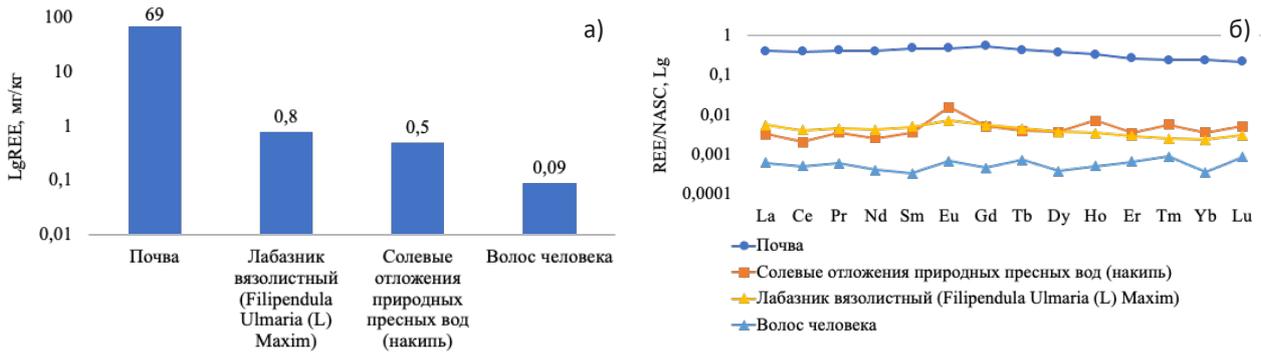


Рис. 1. Содержание (а) и нормализованное на NASC распределение (б) РЗЭ в компонентах природной среды на территории Кемеровской областей (ИСП-МС)

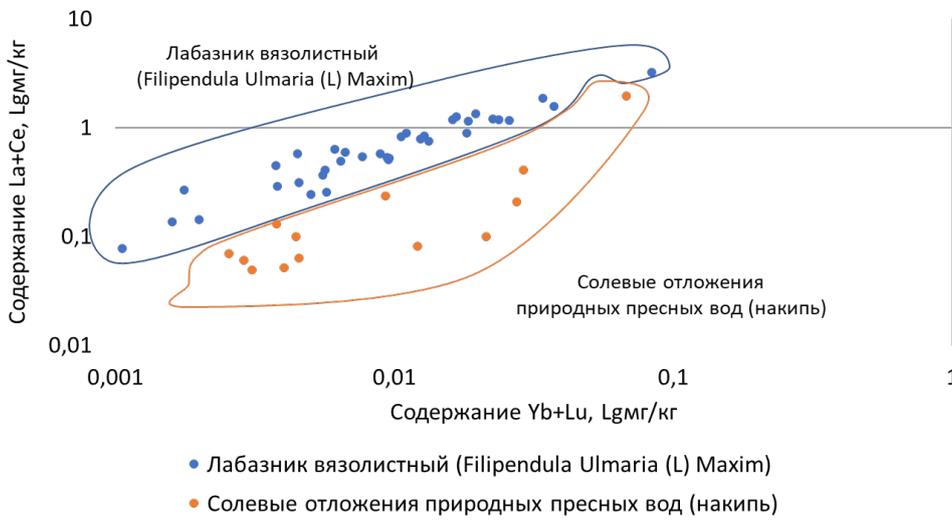


Рис. 2. La + Ce/Yb + Lu отношение в лабазнике вязолистном (*Filipendula Ulmaria (L) Maxim*) и солевых отложениях природных пресных вод (накиси) в Кемеровской области

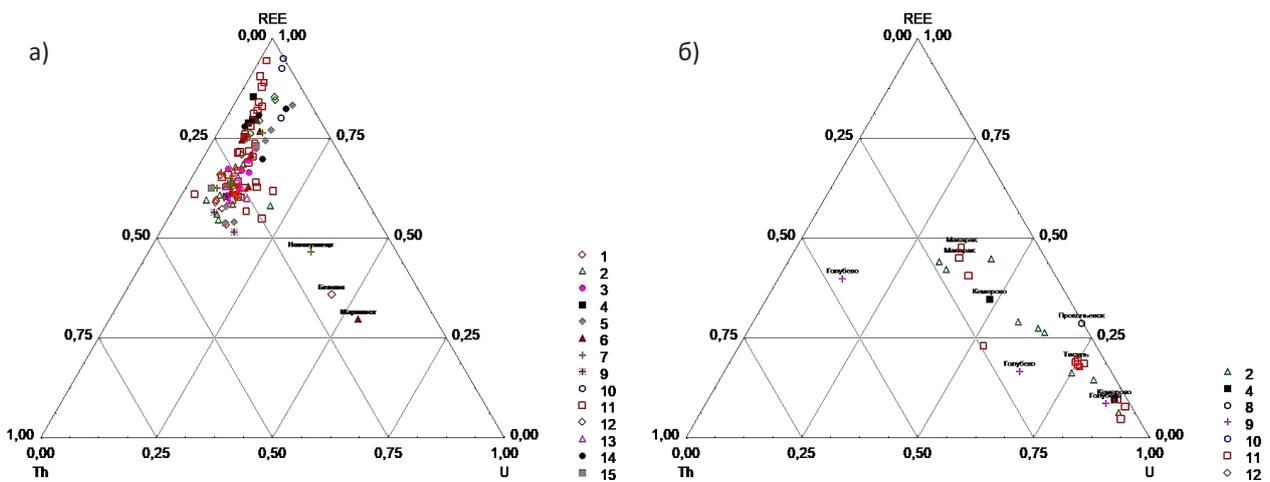


Рис. 3. Тройная диаграмма соотношения содержаний Th, U и суммы РЗЭ в лабазнике вязолистном (а), волосах жителей (б) районов Кемеровской области

1 – Беловский; 2 – Гурьевский; 3 – Ижморский; 4 – Кемеровский; 5 – Ленинск-Кузнецкий; 6 – Мариинский; 7 – Новокузнецкий; 8 – Прокопьевский; 9 – Промышленновский; 10 – Таштагольский; 11 – Тисульский; 12 – Топкинский; 13 – Чебулинский; 14 – Юргинский; 15 – Яйский.

Таблица 1. Коэффициенты концентрации на территории Кемеровской области

	Кк (относительного среднего по выборке)	Кк (относительно В. Markert, 1991)
Лабазник вязолистный (<i>Filipendula Ulmaria</i> (L) Maxim)	U1,6; Th1,2; Eu1,1; Pr1,1; Sm1,1; Nd1,1; Ce1,1; La1,1; Gd1; Dy1; Tb1; Ho1; Yb1; Tm0,9; Er0,9; Lu0,9	Th8,3; U2,2; Eu1,5; La1,1; Pr1; Sm0,9; Gd0,9; Nd0,9; Dy0,8; Ce0,8; Tb0,6; Er0,6; Ho0,6; Lu0,5; Yb0,5; Tm0,4
Волос человека	U1,8; Nd1,3; Pr1,3; Ce1,1; La1; Gd0,9; Th0,9; Dy0,8; Tb0,8; Ho0,7; Sm0,7; Lu0,7; Tm0,6; Eu0,6; Yb0,6; Er0,5	–

Жирным выделены элементы с $K_k \geq 1$, красным элементы, повторяющиеся при нормировании к разным показателям лабазника.

жание химического элемента в исследуемой среде, Сф – его фоновое содержание. В качестве фонового содержания е использовалось среднее арифметическое значение по всей выборке. А также для растений использовалось среднее содержание химических элементов в сухом веществе растений по В. Markert (1992).

Результаты и их обсуждение

Полученные результаты для территории Кемеровской области показали, что живое вещество концентрирует более низкое количество редкоземельных элементов. Так объекты живой и неживой природы (мг/кг) можно выстроить в следующий ряд по мере уменьшения сумм РЗЭ: «почва (69) – лабазник вязолистный (*Filipendula Ulmaria* (L) Maxim) (0,8) – солевые отложения природных пресных вод (накипь) (0,5) – волосы человека (0,09)» (рис. 1а). Несмотря на наличие увеличение отельных средних и тяжелых редкоземельных элементов в накипи на данной территории, сумма РЗЭ в лабазнике выше. Это может быть связано с концентрированием наиболее распространенных в природе легких REE (рис. 1б).

Наиболее ярко это видно при рассмотрении соотношения легких и тяжелых REE. Отмечается увеличение значения соотношения в лабазнике (54) в

сравнении с накипью (19) Кемеровской области, за счет концентрирования легких РЗЭ в отличие от накипи (рис. 2).

В целом для лабазника вязолистного характерна редкоземельная специализация. При этом в большей степени лабазник аккумулирует группу легких РЗЭ (табл. 1). Для ряда населенных пунктов отмечается более высокие концентрации урана (Новокузнецк, Белово, Мариинск) (рисунок 3а). Волосы жителей Кемеровской области в свою очередь характеризуются U-РЗЭ специализацией. (рисунок 3б). При этом так же отмечается концентрирование именно группы легких РЗЭ (табл. 1).

Заключение

Полученные данные свидетельствуют об определенной связи между редкоземельными и радиоактивными (Th, U) элементами. Накопление РЗЭ, Th и U в лабазнике и волосах человека отражают как природные геохимические аномалии, так и влияние техногенных объектов.

Используемый в работе метод масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ИСП-МС) позволил рассмотреть полный спектр элементов редкоземельной группы.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 19-35-90061.

Литература

1. Барашков Г. К. Медицинская бионеорганка. Основы. Аналитика. Клиника. – М.: Бином. 2011. – 512 с.
2. Геохимия радиоактивных элементов: учебное пособие для вузов / С. И. Арбузов, Л. П. Рихванов // Национальный исследовательский Томский политехнический университет (ТПУ). 3-е изд., испр. и доп. – Томск: Изд-во ТПУ, 2011. – 300 с.
3. Гринвуд Н., Эрншо А. Химия элементов: в 2 т. / пер. с англ. – М.: Бином. Лаборатория знаний, 2008. – Т. 2. – 670 с.
4. Солодов Н. А., Семенов Е. И., Бурков В. В. Геологический справочник по тяжелым литофильным редким металлам. – М.: Недра, 1987. – 438 с.
5. Титаева Н. А. Ядерная геохимия: учебник. – М.: Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.
6. Sources, behaviour, and environmental and human health risks of high-technology rare earth elements as emerging contaminants / W. Gwenzi, L. Mangori, C. Danha, N. Chaukura, N. Dunjana, E. Sanganyado // Science of the Total Environment, 2018. – V. 636. – P. 299–313.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ $^{65}\text{Zn}/\text{Zn}$ В КОМПОНЕНТАХ МОДЕЛЬНОЙ СИСТЕМЫ ПОЧВА – ПОЧВЕННЫЙ РАСТВОР – РАСТЕНИЕ

В. С. Анисимов, Л. Н. Анисимова, А. И. Санжаров, Р. А. Фригидов, Д. В. Дикарев,
Ю. Н. Корнеев, С. В. Коровин, А. В. Саруханов, А. В. Томсон

*Всероссийский НИИ радиологии и агроэкологии
Обнинск, Россия, vsanisimov@list.ru*

DISTRIBUTION OF THE SPECIFIC ACTIVITY OF $^{65}\text{Zn}/\text{Zn}$ IN THE COMPONENTS OF THE MODEL SYSTEM SOIL-SOIL SOLUTION-PLANT

V. S. Anisimov, L. N. Anisimova, A. I. Sanzharov, R. A. Frigidov, D. V. Dikarev,
Yu. N. Korneev, S. V. Korovin, A. V. Sarukhanov, A. V. Thomson

*Russian Institute of Rfdiology and Agroecology
Obninsk, Russia, vsanisimov@list.ru*

In this paper, the mechanism of redistribution of additional HM introduced into the soil in a water-soluble form between different HM soil forms and its subsequent transfer to less mobile and less accessible for plants forms is illustrated in a model experiment using the example of zinc with the help of a radioactive label ^{65}Zn .

Введение

В естественных условиях в ходе длительного периода (в рамках геохронологической шкалы) вследствие процессов гипергенеза сформировалось состояние квазиравновесия между различными компонентами почвенной системы, содержащими тяжелые металлы (ТМ). Однако, в результате антропогенной активности происходит массированное поступление «свежих» порций ТМ выпадений (выбросов) в почву. Вновь поступившие соединения ТМ (количество которых часто оказывается сопоставимым или даже большим природного количества соответствующих элементов) агрессивно взаимодействуют с почвенными компонентами, активно переходят в почвенный раствор и трансформируются в различные формы нахождения, оставаясь длительное время весьма подвижными и легкодоступными растениям.

В настоящей работе в модельном опыте на примере цинка с помощью радиоактивной метки ^{65}Zn и специально сконструированной модельной системы почва – почвенный раствор – растение исследовано перераспределение дополнительно внесенного в почву в водорастворимой форме ТМ между различными формами нахождения и предложен механизм его последующего трансфера в менее подвижные и менее доступные растениям формы.

Материалы и методы

Вегетационный эксперимент с водной культурой ячменя, проводился с использованием специального стенда, включающего проточную лизиметрическую установку оригинальной конструкции (рис. 1). Помимо лизиметрической установки циклического действия, обеспечивающей гравитационный сток по-

чвенной влаги, стенд включал: проточные вегетационные сосуды с питательным раствором, в которые на специальных подставках в контейнерах с сетчатым дном (капроновая ткань), заполненных грубым песком, размещались проросшие семена растений (а в дальнейшем, и сами вегетирующие растения); перистальтический насос; систему трубок и тройников-переходников; буферную емкость; источник освещения для растений. Сверху проточные лизиметры негерметично прикрывались крышкой из плексигласа с приспособлением для дождевания.

Количество почвы в лизиметре – 5 кг, столько же и дренажа (крупного и мелкого песка). Скорость тока влаги через перистальтический насос – 4 мл/мин. Учитывая, что общий объем жидкой фазы в системе составляет примерно 5,5 дм³, почвенный раствор полностью рекуперирован, проходя через лизиметр, в течение суток.

Объектами исследования служили: ячмень (*Hordeum vulgare L.*) сорта Зазерский 85, а также тяжелый металл – Zn (природный) и радионуклид ^{65}Zn (радиоактивная метка). Почва, используемая в эксперименте – дерново-подзолистая супесчаная (д. Передоль Жуковского района Калужской области). Физические и химические показатели почвы представлены в таблице 1.

Предварительная подготовка почвы включала внесение радионуклида в виде раствора $^{65}\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ перед внесением удобрений. Затем добавляли питательные элементы в виде водных растворов солей (NH_4NO_3 , и K_2SO_4) из расчета N_{100} и K_{100} . После внесения растворов радионуклида и солей, почву в сосудах инкубировали в течение 30 суток, дважды увлажняя при перемешивании до влажности разрыва капилляров (начала комкования) и подсушивая на воздухе, после чего ее количественно пропускали

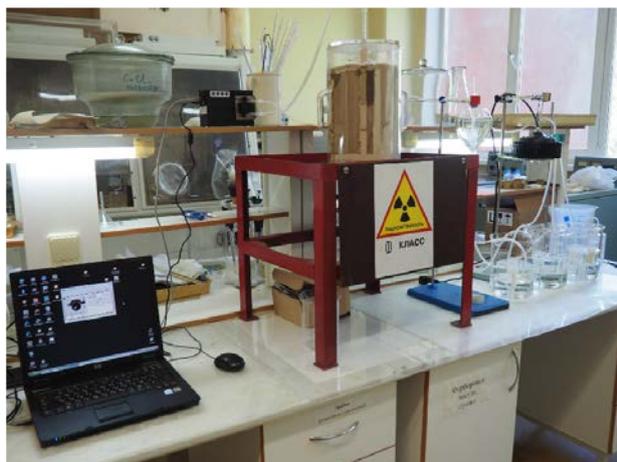


Рис. 1. Стенд для изучения параметров миграции ^{65}Zn (Zn) в системе почва – почвенный раствор – растение: 1 – момент уравнивания деионизированной воды, находящейся в системе с дерново-подзолистой почвой; 2 – вегетационные сосуды с растениями

Таблица 1. Основные характеристики исследуемой почвы

Показатель	Дерново-подзолистая супесчаная почва
pH_{KCl}	$5,05 \pm 0,01$
$\text{pH}_{\text{водн}}$	$6,04 \pm 0,01$
Гумус, %	$1,0 \pm 0,01$
H_r , мг-экв/100 г почвы	$1,89 \pm 0,02$
Сумма обменных оснований, мг-экв/100 г почвы	$5,3 \pm 0,1$
Обменный K_2O , мг/кг (по Масловой)	$77,7 \pm 1,3$
Подвижный P_2O_5 , мг/кг (по Кирсанову)	$126,9 \pm 1,9$
Zn валовый, мг/кг почвы	$37,1 \pm 2,8$

через сито 2 мм и помещали в проточный лизиметр (рис. 1) совместно с отмытым кварцевым песком в качестве дренажа. Дополнительный фосфор не вносили, поскольку содержание его подвижных форм в почве было достаточным (табл. 1). Процесс уравнивания почвы с деионизированной водой, которой заполнялась система, составлял 2 недели до начала проведения вегетационного опыта. Удельная активность почвы на начало вегетационного опыта составила 68700 ± 2800 Бк/кг. Повторность вегетационного лизиметрического опыта – 3-кратная.

Растения выращивали в низких стеклянных стаканах объемом 2 дм³. Объем почвенного лизиметрического раствора в каждом сосуде составлял примерно 1,25 дм³. Для компенсации испарения влаги в вегетационных сосудах, общий объем ежедневно доливаемой деионизированной воды на поверх-

ность почвы в лизиметре составлял 200 мл. В каждый вегетационный сосуд помещался пластиковый сепаратор на подставках с 6-ю большими отверстиями, в которые вставлялись закрытые снизу капроновой тканью картриджи, заполненные крупным отмытым кварцевым песком (2–3 мм), касающиеся поверхности воды. В каждый картридж высаживалось по 3 пророщенных в течение 3-х суток проростка ячменя. Стаканы с растениями и лизиметр оборачивали светонепроницаемой пленкой.

Продолжительность вегетационного опыта составляла 35 дней. Отдельные показатели регистрировали в динамике. Перед началом эксперимента определяли формы нахождения ТМ в почвах. Содержание подвижных форм ^{65}Zn (Zn) в почве определяли после экстракцией с помощью ААБ (pH 4,8) до отрицательной реакции на Ca^{2+} . Содержание ^{65}Zn (Zn), связанных с различными органо-минеральными фракциями определяли методом Tessier в модификации Förstner [6, 7]. Концентрацию ^{65}Zn (Zn) в корнях и надземных частях ячменя, содержание подвижных форм и валовое количество элементов в почвах определяли в соответствии с методиками [1–3].

Результаты и их обсуждение

Значения миграционных параметров (коэффициентов распределения, Kd; коэффициентов накопления, КН; коэффициентов концентрирования, КК; транслокационных (акропетальных) отношений, ТО), показывающих соотношение концентраций элемента в вегетирующих частях растения (ВЧР) и в корнях, целесообразно определять в динамике. Как правило, содержание ^{65}Zn (Zn) в растениях увеличивается в ходе онтогенеза. При этом изменение биомассы растений (прирост) удовлетворительно описывается с помощью логистической (S-образной) функции, а изменение концентрации ТМ – с помощью уравнения асимптотической кривой [2, 4].

Для оценки параметров миграции Zn в системе почва – почвенный раствор – растение в динамике с помощью радиоактивной метки ^{65}Zn членами творческого коллектива был разработан вегетационный стенд, представленный на рисунке 1. С его помощью можно оценить в процессе вегетации растений: состав почвенных растворов (кислотность, соотношение катионов и анионов, включая $\text{Zn}(2+)/^{65}\text{Zn}(2+)$, наличие растворенных органических веществ), морфометрические показатели растений ячменя, содержание исследуемого элемента ($^{65}\text{Zn}(\text{Zn})$), микро- и макроэлементов в корнях и вегетативных частях яч-

меня, концентрацией в почвенном растворе, объем, сырую массу, общую и рабочую площади поверхности корней, а также рассчитать различные миграционные коэффициенты, представляющие параметры миграционных уравнений.

В настоящей работе приведены данные по динамике миграционных параметров (K_d $^{65}\text{Zn}(\text{Zn})$ и КО (коэффициентов обогащения ^{65}Zn стабильного природного Zn) в почвенных растворах (лизиметрических водах) – наиболее интересном компоненте исследуемой системы: дерново-подзолистая почва – почвенный раствор – растение. Остальные пара-

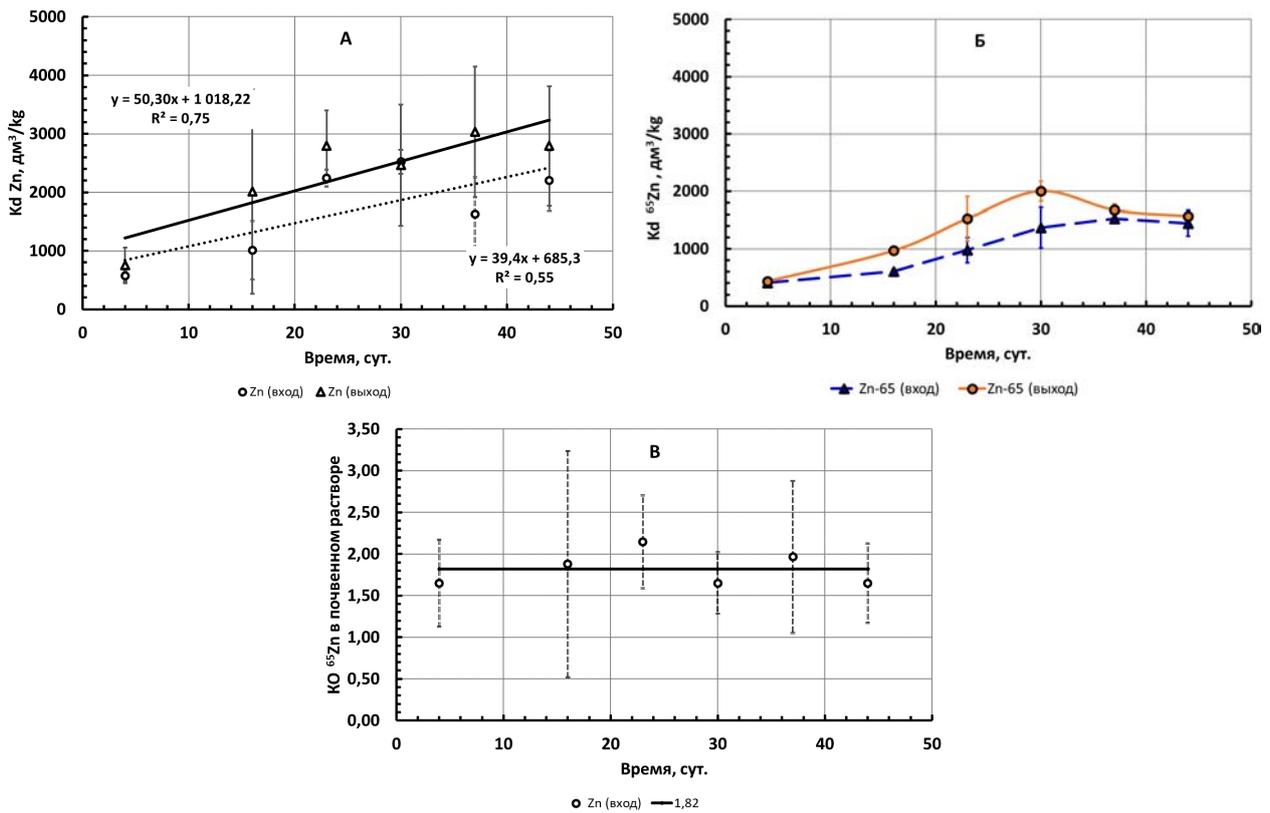


Рис. 2. Коэффициенты распределения между твердой и жидкой фазами Zn (А), ^{65}Zn (Б) и коэффициенты обогащения ^{65}Zn (В) в почвенном растворе

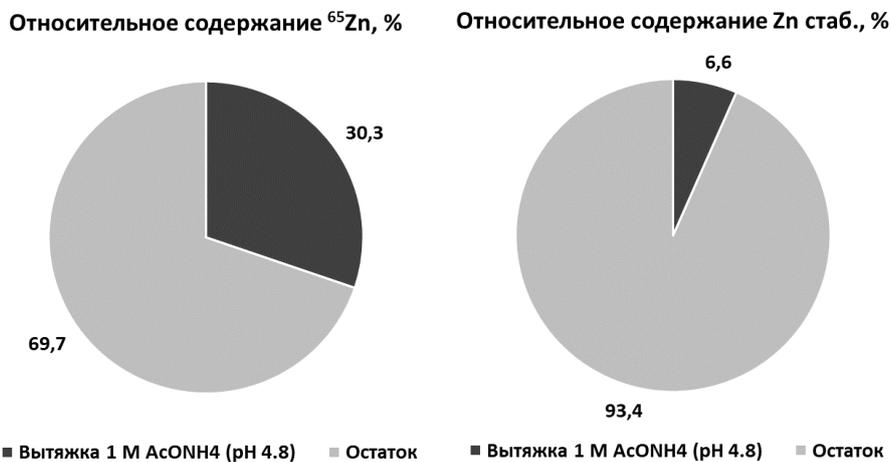


Рис. 3. Относительное содержание подвижной формы нахождения ^{65}Zn и Zn в дерново-подзолистой почве

метры приведены в виде значений, усредненных за период вегетации. Биомасса растений и концентрация в них исследуемых элементов ^{65}Zn (Zn) приведена для растений возрастом 35 суток. Как следует из рисунка 2 (А, Б) со временем в ходе вегетационного опыта происходит увеличение коэффициентов распределения как радиоактивного, так и стабильного (природного) изотопов. Причем в первом случае получаемые закономерности выражены более отчетливо, а стандартные ошибки отдельных измерений значительно ниже. Связано это, не в последнюю очередь, с более достоверным детектированием в объекте исследования ^{65}Zn по сравнению со стабильным изотопом, ввиду низких концентраций последнего. Коэффициент обогащения водорастворимой фракции Zn радионуклидом ^{65}Zn по сравнению с почвой в целом, не изменяется в ходе вегетационного опыта и составляет, в среднем: $\text{КО}_{\text{почв.раств.}}^{65}\text{Zn}_{\text{ср.}} = A_{\text{уд}}^{65}\text{Zn}$ (почвенный раствор) / $A_{\text{уд}}^{65}\text{Zn}$ (почва) = $1,82 \pm 0,21$ (рис. 2 В). Удельная активность рассчитывается на стабильный Zn , содержащийся в исследуемой фазе: $\text{Бк} (^{65}\text{Zn})/\text{мг} (\text{Zn})$. Таким образом, коэффициент обогащения представляет собой удельную активность ^{65}Zn в каком-либо компоненте исследуемой системы, нормированную на удельную активность почвы в целом. С этим показателем оперировать гораздо удобнее, чем с удельными активностями, выражаемыми величинами, большими на 3 порядка.

Возникает вопрос: если наблюдается обогащение стабильного Zn , содержащегося в почвенном растворе радиоактивным ^{65}Zn почти в 2 раза, каково будет обогащение различных фракций стабильного цинка в почве, именуемых формами нахождения, для извлечения которых используются различные групповые реагенты? Каков пул соединений Zn с почвенными компонентами, определяющий содержание Zn в почвенном растворе?

Для того, чтобы ответить на этот вопрос непосредственно перед началом вегетационного опыта, спустя 2 недели после начала уравнивания почвы в лизиметре с деионизированной водой, с помощью бурика из нержавеющей стали были отобраны образцы почвы и произведено фракционирование влажных образцов (с последующей поправкой на влажность) по известной схеме параллельного фракционирования Н. К. Крупского и А. М. Александровой (в предложенной авторами модификации) с выделением подвижной формы нахождения (фракций) цинка в почве. Также было произведено последовательное фракционирование почвенных образцов по схеме Tessier в модификации Förstner. Полученные результаты представлены в виде диаграмм на рисунках 3, 4.

Коэффициент обогащения фракции подвижного Zn радионуклидом ^{65}Zn , по сравнению с почвой в целом, составил $4,59 \pm 0,18$. Таким образом, данная фракция почвенного стабильного Zn обогащена радиоактивным изотопом ^{65}Zn значительно больше,

чем фракция водорастворимого Zn , а, следовательно она входит в пул соединений Zn в почвах, являющихся донором металла для почвенного раствора.

Для того, чтобы более подробно изучить вклад различных форм нахождения Zn в состав жидкой фазы почв с использованием в качестве радиоактивной метки ^{65}Zn , была применена последовательная схема фракционирования отобранных с помощью бурика образцов почв (см. выше) по методу Tessier в модификации Förstner. Полученные результаты представлены на рисунке 4 (А–Г). Как видно из данных рисунка 4 (А, Б), относительное содержание подвижных форм ^{65}Zn в почве значительно выше, чем содержание соответствующих форм стабильного (природного изотопа Zn). Значения коэффициентов обогащения соответствующих форм нахождения Zn радиоактивной меткой ^{65}Zn ($\text{КО}_{\text{формы нахождения}}^{65}\text{Zn} = A_{\text{уд}}^{65}\text{Zn}$ (форма нахождения) / $A_{\text{уд}}^{65}\text{Zn}$ (почва)) уменьшались от 3,43 (для обменной формы) до 0,24 (труднорастворимый остаток) (рис. 4 В). Полученные данные можно представить в виде кривой, на которой каждое следующее значение КО представляет собой интегральную величину, где отношение суммарной удельной активности ^{65}Zn данной и предыдущих фракций ($\text{Бк}/\text{кг}$ почвы) к суммарной массовой доле соответствующих фракций стабильного Zn ($\text{мг}/\text{кг}$ почвы) нормируется на общую удельную активность ($\sum A_{\text{уд}}^{65}\text{Zn})/Zn_{\text{вал.}}$. На рисунке 4 Г представлен график соответствующей зависимости. Секущая по значению ординаты 1,82 представляет собой $\text{КО}_{\text{почв.раств.}}^{65}\text{Zn}_{\text{ср.}}$.

Отдельные фракции (формы нахождения) Zn можно представить в виде ассоциаций с почвенными компонентами, связанными между собой и осуществляющими взаимодействие посредством подвижной фазы – квазиравновесного почвенного раствора. Химический состав последнего в каждый момент времени представляет собой отображение квазиравновесного состояния чрезвычайно длительного процесса трансформации различных форм нахождения Zn . Очевидно, что компоненты, где ассоциированный с ними Zn обладает низким химическим потенциалом, будут «поглощать» Zn из компонентов, где этот элемент обладает более высоким потенциалом. Все взаимодействия такого рода происходят в фазе квазиравновесного почвенного раствора. Сложившееся в нативной почве распределение различных форм нахождения природного цинка (рис. 4 Б) отражает результат вышеупомянутого процесса в течение длительных отрезков времени (в рамках геохронологической шкалы). Внесенный в почву в качестве радиоактивной метки ^{65}Zn первоначально ассоциируется, в основном, с компонентами, определяющими высокую подвижность радионуклида в системе почва – почвенный раствор. В дальнейшем, ^{65}Zn перераспределяется между формами нахождения, становясь менее подвижным. Со временем, удельная активность (без учета процесса радиоактивного распада) исследуемого изотопа в фазе почвен-

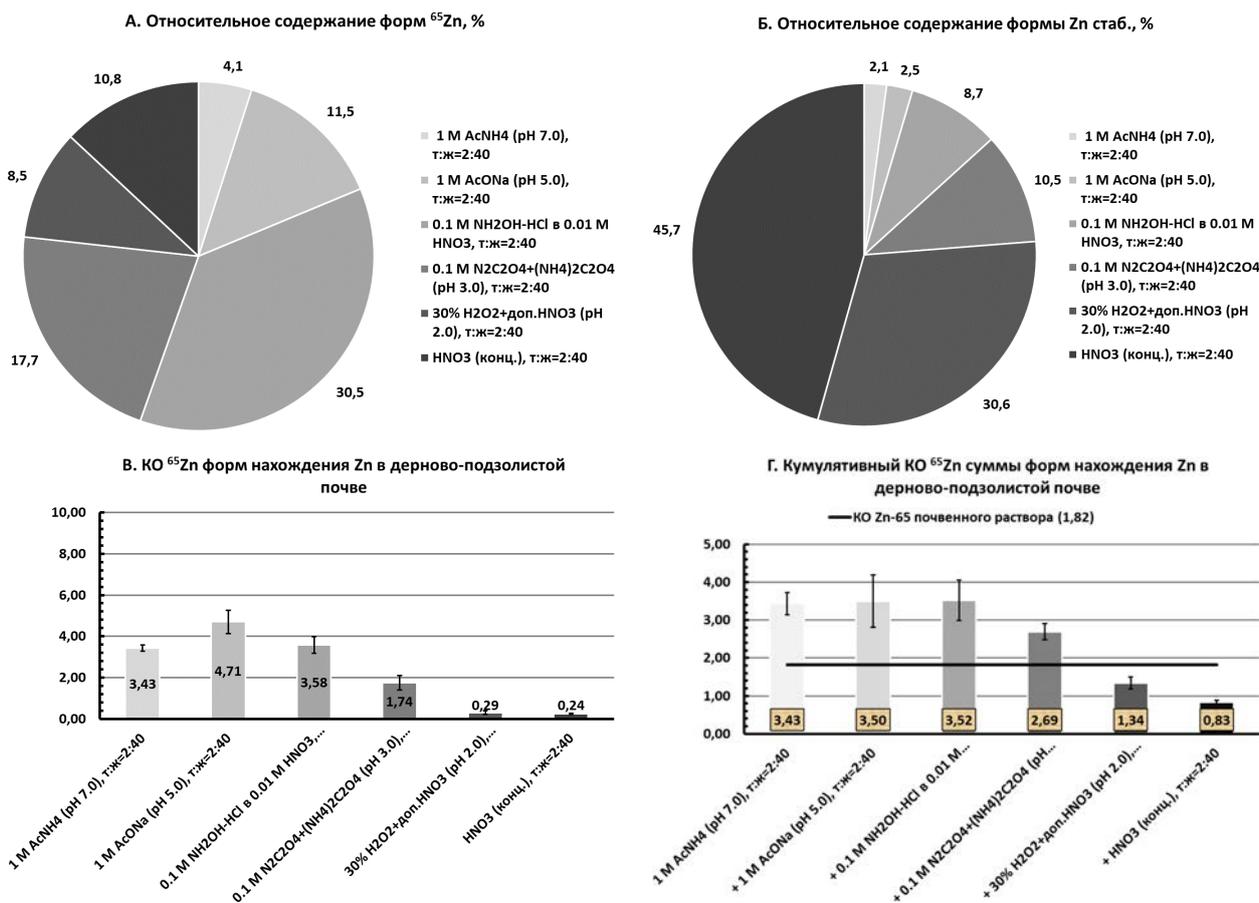


Рис. 4. Относительное содержание форм нахождения ⁶⁵Zn (А) и стабильного (природного) Zn (Б) в дерново-подзолистой почве, определяемых по методу Tessier-Förstner; КО ⁶⁵Zn-м стабильного Zn соответствующих фракций (форм нахождения) металла (В) и кумулятивный КО ⁶⁵Zn-м стабильного Zn последовательной суммы соответствующих фракций (форм нахождения) металла (Г)

ного раствора будет уменьшаться, стремясь к величине удельной активности почвы в целом. Исходя из вышеизложенного, следует вывод: при $\text{КО}_{\text{формы нахожд.}} \text{ } ^{65}\text{Zn} / \text{КО}_{\text{почв.раств.}} \text{ } ^{65}\text{Zn} > 1$, радионуклид из соответствующей формы нахождения будет переходить в почвенный раствор, и наоборот, поглощаться из почвенного раствора при $\text{КО}_{\text{формы нахожд.}} \text{ } ^{65}\text{Zn} / \text{КО}_{\text{почв.раств.}} \text{ } ^{65}\text{Zn} < 1$.

Параметры миграции ⁶⁵Zn (Zn) в системе почвенный раствор – растение, определенные на терминальной стадии развития тест-культуры ячменя (в рамках текущего вегетационного опыта – 35 сут.), со-

ставили: $\text{КН}_{\text{вчр}} \text{ } ^{65}\text{Zn} = 6,19 \pm 1,50$, $\text{КН}_{\text{вчр}} \text{ Zn} = 3,08 \pm 0,51$ (в пересчете на общее содержание радионуклида и стабильного Zn в почве); $\text{КК}_{\text{вчр}} \text{ } ^{65}\text{Zn} = 5600 \pm 1400$, $\text{КК}_{\text{вчр}} \text{ Zn} = 4220 \pm 690$ (в пересчете на содержание радионуклида и стабильного Zn в почвенном растворе). Для корней соответствующие параметры были равны: $\text{КН}_{\text{корни}} \text{ } ^{65}\text{Zn} = 11,7 \pm 6,6$, $\text{КН}_{\text{корни}} \text{ Zn} = 8,7 \pm 2,7$; $\text{КК}_{\text{корни}} \text{ } ^{65}\text{Zn} = 8700 \pm 5900$, $\text{КК}_{\text{корни}} \text{ Zn} = 11900 \pm 3600$.

Работа выполнена при поддержке РФФИ: грант № 19-29-05039.

Литература

1. Анисимов В. С. Оценка миграционной способности Zn в системе почва - растение / В. С. Анисимов, Л. Н. Анисимова, Л. М. Фригидова [и др.] // Почвоведение, 2018. – № 4. – С. 427–438.
2. Анисимов В. С. Исследование миграционной способности Zn в системе дерново-подзолистая почва – кормовые бобы в условиях вегетационного опыта / В. С. Анисимов, Л. М. Фригидова, Ю. Н. Корнеев [и др.] // Агрохимия, 2019. – № 3. – С. 72–84.
3. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства (изд. 2-е, перераб. и дополн.). – М.: ЦИНАО, 1992. – 61 с.
4. Оценка скорости нарастания биомассы сельскохозяйственных культур / С. Е. Витковская, В. Ф. Дричко, О. В. Хофман // Доклады РАСХН, 2014. – № 1. – С. 50–53.

5. Kersten M. Chemical Fractionation of Heavy Metals in Anoxic Estuarine and Coastal Sediments / M. Kersten, U. Forstner // *Water Science and Technology*, 1986 – Vol. 18. – Iss. 4–5. – P. 121–130.

6. Methodologies in Soil and Sediment Fractionation Studies. Single and Sequential Extraction Procedures / Ph. Quevauviller (Edtr.). – Cambridge (UK). Royal Society of Chemistry, 2002. – 180 p.

СПЕЦИФИКА НАКОПЛЕНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ЗУБНОЙ ТКАНИ ДРЕВНЕГО И СОВРЕМЕННОГО ЧЕЛОВЕКА

Г. Е. Асылбекова

*Павлодарский педагогический университет
Павлодар, Казахстан assylbekovag@mail.ru*

THE SPECIFICS OF THE ACCUMULATION OF CHEMICAL ELEMENTS IN THE DENTAL TISSUE OF ANCIENT AND MODERN HUMAN

G. E. Assylbekova

*Pavlodar Pedagogical University
Pavlodar, Kazakhstan, assylbekovag@mail.ru*

The thesis presents the results of a comparative assessment of the accumulation of chemical elements in the archaeological (VIII–VII centuries BC) biosubstrates of people who lived and are now living in the territory of the Pavlodar region. Human molar teeth were used as the object. Spectrometric analysis of the teeth of ancient people allowed us to observe a specific transformation, depending on the condition of the environment, the lifestyle of the ancient population of the Kazakh steppe, and the diet. The research was carried out on the territory of the Pavlodar region, namely in the Ekibastuz district. The region is characterized as a large industrial center with a developed infrastructure. There are 142 deposits with approved mineral reserves in the region, including 35 deposits of metallic minerals and coal, and 107 deposits of common minerals.

Введение

Используя зубы людей, живших в разные эпохи истории, можно выявить специфику накопления элементов и тем самым построить хронологию трансформации образа жизни населения в казахских степях. Исследования проводили на территории Павлодарской области, а именно в Экибастузском районе (п. Щидерды). Регион характеризуется как крупный промышленный центр с развитой инфраструктурой. В настоящее время сосредоточены 35,7 % балансовых запасов угля всей страны, 16,0 % никеля, 5,2 % золота, 3,7 % меди, 2,3 % молибдена, 0,9 % цинка, 0,3 % свинца. В области 142 месторождения с утвержденными запасами полезных ископаемых, из них: 35 месторождений металлических полезных ископаемых и угля, 107 месторождений общераспространенных полезных ископаемых.

Археологические исследования проведенные на территории области, указывают на то, что человек, проживавшие ранее в регионе, появился в эпоху палеолита (древнекаменного века).

Цель: дать сравнительную оценку накопления химических элементов в археологических (VIII–VII века до н. э) биосубстратах проживавших и ныне живущих людей на территории Павлодарского региона.

Новизна: Использование исторического артефакта в качестве биоиндикатора урбоэкосистемы Павлодарского региона.

Материалы и методы

В качестве объекта исследования использовали зубы (маляры) человека, а именно клиническую коронку (*corona dentis*) – участок зуба, выступающий над десной.

Археологический научный центр им. академика Альяея Маргулана Павлодарского педагогического университета, предоставил доступ к найденным останкам людей, живших в раннем железном веке, а также информацию о влиянии условий их жизни на организм человека.

Общее число исследуемых объектов составило 21, из которых 15 – зубы древних людей и 6 – современных.

В качестве биоиндикатора были использованы зубы (маляры) людей, проживавших на территории Павлодарского региона в период VIII–VII века до н. э, с X века и до наших дней.

Содержание микро- и макроэлементов определялось с помощью рентген-флуоресцентного анализатора БРА-18 «Буревестник», на базе Научного центра биоценологии и экологических исследований Павлодарского педагогического университета.

Таблица 1. Содержание химических элементов в зубной ткани человека

Эл-т (мг/кг)	Ранний железный век	X–XIII век	XIII–XV век	XV–XVIII век	начало XXI века
P	0,3	0,4	0,33	0,4	0,25
K	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Ca	6,02	13,7	11,2	11,8	3,0
Mn	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
Cu	0,0003	0,0003	0,0003	0,0004	0,0004
Zn	0,001	0,003	0,003	0,01	0,002
Si	0,8	0,6	0,6	0,8	0,8
Na	0,05	0,03	0,04	0,06	0,1
Mg	0,23	0,23	0,2	0,24	0,24
Sr	0,002	0,002	0,002	0,003	0,006

Метод является экспрессным, даже в ручном управлении время анализа не превышает 100 секунд. Уникальные возможности метода РФА позволяют его использовать в различных областях науки и техники, а также в технологических процессах в качестве инструмента контроля.

Результаты и их обсуждение

Человек на протяжении всего своего существования учился адаптироваться под условия и правила земли, и данная его способность сумела сохраниться и передаваться по наследству. Начиная с X века и до VIII века элементный состав стандартный т. е. это $Ca > P > K > Si > Mg > Na > Mn > Zn > Sr > Cu$. Меняется лишь их концентрация, соответственно у людей, живших несколько сотен лет ранее процентное содержание элементов ниже в связи с долгим нахождением под землей.

У всех образцов накопление элементов в стандартных концентрациях. Самые высокие концентрации во всех 20 образцах наблюдалось для макроэлементов таких как кальций, калий и фосфор. Кальций (Ca) является эссенциальным элементом, необходимым организму в относительно больших количествах, участвует в формировании дентина, эмали зубов, в процессе сокращения мышц, гомеостазе. Фосфор тесно связан с Ca, поэтому его роль в костеобразовании весьма существенна [1]. Обмен этих элементов идет параллельно. Калий отвечает за

выведения воды и натрия из организма, поддерживает электрическую активность мозга. Также во всех образцах были обнаружены и другие элементы, такие как Si, Mg, Na, Mn, Zn, Sr (таблица 1).

В связи с активным переходом к индустриализации, биологический мониторинг за уровнем содержания химических элементов в урбоэкосистемах приобретает исключительное значение. Концентрация элементов в живом организме растет с увеличением их во внешней среде, большее количество поступает с пищей, питьевой водой и меньше с вдыхаемым воздухом.

Заключение

В ходе проведения спектрометрии была выявлена общая тенденция накопления хим. элементов: $Ca > Si > P > K > Mg > Na > Mn > Zn > Sr > Cu$. Концентрация элементов у древних людей аналогична, но резкие изменения наблюдаются в зубах начала XXI век.

При сравнении полученных данных спектрометрии, наблюдается низкая концентрация отдельных элементов в зубах, как например содержание Ca у современного человека, возможно это спровоцировано переходом от традиционной (натуральной) к современной (индустриальной) кухне. Содержание Sr в образцах у современных людей выше в два и три раза. Накопление в организме у современных людей таких элементов как Sc, As, Pb, Ag Cd, Co, Ta, Sn, Te, La, Cs, Tb, Sr, привели к разрушению структуры зубов.

Литература

1. А. В. Скальный // Химические элементы в физиологии и экологии человека, 2004. – С. 115.
2. Г. Е. Асылбекова, М. Ю. Клименко. Применение биогеохимического метода для оценки сельскохозяйственной продукции животного происхождения. – Биологические науки Казахстана, Павлодар, 2020. – № 2. – С. 53–6.
3. Baranovskaya N. V., Element content in children hair samples (Tomsk Region, Russia) / D. V. Shvetsova (Narkovich), L. P. Rikhvanov // Trace Elements and Electrolytes, 2010. – Vol. 27. – № 3. – P. 175.

КРАТКИЕ СВЕДЕНИЯ О КОМПЛЕКСНОМ РЕДКОМЕТАЛЛЬНОМ ОРУДЕНЕНИИ МЕСТОРОЖДЕНИЯ КУМИР

В. Е. Бабушкин

*Общество с ограниченной ответственностью «ЭКОГЕО»
Бийск, Россия, ekogeo@211.ru*

BRIEF INFORMATION ABOUT THE COMPLEX RARE METAL MINERALIZATION OF THE KUMIR DEPOSIT

V. E. Babushkin

*Limited liability company "EKOGEO"
Biysk, Russia, ekogeo@211.ru*

This article summarizes some aspects of the rare-metal determination of Altai using the example of the Kumir scandium deposit, provides information on the explored reserves of raw materials, the geological structure, world prices for scandium, and the level of production. and etc.

Введение

В недрах Алтайского края и Республики Алтай найдены и оценены запасы полезных ископаемых практически всех элементов таблицы Менделеева.

Добыча золота, по данным археологов, велась ещё в третьем тысячелетии до нашей эры. Следы золотодобычи в виде отвалов в поймах р. Лебедь, Бия, Садра, Чарыш, сохранились до сих пор. В золотоносных отложениях встречались крупные, до 2–3 кг самородки. Проявления рассыпного золота известны по реке Ануй, Пыжа, Кокса и др.

С давних пор на Алтае велись разработки и железных руд. Многочисленные древние горные разработки со следами железоплавительного производства в виде кусков шлака, обломков руды были найдены археологами во многих местах Алтая. Поисками геологов выявлены и разведаны железорудные месторождения в Холзунском, Сайлюгемском, Тигирецком хребтах.

Есть на Алтае и месторождения легирующих металлов – марганца, вольфрама, молибдена, никеля, кобальта, титана.

Черепановское месторождение серебра в Змеиномгорском районе Алтайского края.

В равнинной части края много солёных озёр, служащих базой для химической промышленности. Мирабилит есть в Кучукском и Кулундинском озерах. Поваренная соль добывается в Бурлинском, Яровом озёрах. По запасам минеральных солей Алтаю принадлежит одно из первых мест в стране.

В крае есть и минеральное строительное сырьё (известняк, мрамор, песчаник, гипс и др.), широко используемое в практике.

Установлен обелиск из Пуштулимского мрамора на Аллее геологов возле 1го корпуса ТПУ, г. Томск.

Горючих ископаемых на Алтае немного. Выходы каменного угля известны в Курайской степи, бурого в Солтонском районе.

Встречаются и источники минеральных вод. Это – термальные, Джумалинские источники.

Аржан, Чаганзунский. Интересен так же так называемый «Шоферский ключик», воды которого содержат медь. Близ устья реки Чулышман находится источник «Серный Аржан» с высоким содержанием сероводорода.

В 2012 г. из месторождений твёрдых полезных ископаемых Алтайского края добыто:

- - полиметаллические руды - 760,5 тыс. т, включая 8,8 тыс. т меди, 13,8 тыс. т цинка,
- 29,6 тыс. т свинца, 602,0 кг золота и 58,5 т серебра;
- рудное золото – 1355,0 кг;
- россыпное золото – 68,2 кг;
- сульфат натрия – 724,5 тыс. т;
- природная сода – 19,3 тыс. т;
- поваренная соль – 70,0 тыс. т;
- цементное сырьё – 390 тыс. т известняков и 35 тыс. т глин, произведено 260 тыс. т цемента. [1].

По многим причинам некоторые месторождения до сих пор не разрабатываются, в т. ч. и Кумирское месторождение скандия которое находится в приустьевой части р. Осиновка, при её впадении в реку Кумир в Чарышском районе Алтайского края, разведано «Берёзовгеология» (Коляда, 1990, Котельников, 1990).

Рудные тела образуют гнезда и линзы (крутопадающие): биотит-флюоритовых и магнетит-биотитовых метасоматитов, а также брекчий на флюорит-биотитовом, флюоритовым и кварц-серицит-сульфидном цементе по вулканогенным и осадочным породам девона. Установлено ранее, как радиоактивная аномалия.

Содержание: скандия $0,003 - 0,262\%$, урана – $0,0188\%$, тория $0,0094\%$, ниобия $0,0058\%$; рубидия $0,026\%$, иттрия $0,0185\%$.

Запасы. (C_2) + ресурсы (P_1) скандий 284,6 тонны при содержании $0,164\%$ (минерал – тортвейтит), иттрий 320,6 тонн при содержании $0,0185\%$, рубидий 450,7 т при содержании $0,026\%$, уран – 382; I т – $0,0188\%$, торий – $162,2\text{ т} - 0,0094\%$.

По результатам поисково-оценочных работ подсчитаны запасы скандия категории C_2 в количестве 28 т при среднем его содержании в руде 214 г/т. Оценены запасы сопутствующих компонентов: иттрия, ниобия, рубидия, урана и тория. Способ отработки – открытый. Геологической службой края проводятся геолого-маркетинговые исследования с целью привлечения инвесторов для разработки месторождения [2].

Наиболее богатый скандием минерал – тортвейтит – один из редчайших минералов. Самые значительные месторождения тортвейтита расположены на юге Норвегии и на Мадагаскаре. Насколько «богаты» эти месторождения, можно судить по таким цифрам: за 40 с лишним лет, с 1911 по 1952 гг., на норвежских рудниках было добыто всего 23 кг тортвейтита. Правда, в последующее десятилетие в связи с повышенным интересом к скандию многих отраслей науки и промышленности добыча тортвейтита была предельно увеличена и в сумме достигла 50 кг. Немногим чаще встречаются и другие богатые скандием минералы – стерреттит, кольбекит, больцит.

Следует отметить значительные ресурсы скандия в золе каменных углей и проблему разработки технологии извлечения скандия при переработке углей на искусственное жидкое топливо.

При развитии технологии скандия стоит учесть, что важнейшим вопросом его получения является полное извлечение из перерабатываемых руд с применением большого количества кислоты и по мере развития металлургии руд – носителей скандия, его ежегодный объём добычи будет возрастать.

В 1988 году производство оксида скандия в мире составило:

- Китай – 50–60 кг/год.
- Франция – 100 кг/год.
- Норвегия – 120 кг/год.
- США – 500 кг/год.
- Япония – более 30 кг/год.
- Казахстан – более 700 кг/год.
- Украина – более 610 кг/год.
- Россия – более 958 кг/год.

Необходимо учесть колоссальные ресурсы скандия в России и бывшем Советском Союзе (данные по добыче весьма разрозненны, но объёмы добычи по оценкам независимых специалистов равны или превышают официальную мировую добычу). В целом

по оценкам независимых специалистов в настоящее время, основными продуцентами скандия (оксида скандия) являются Россия, Китай, Украина и Казахстан. Публикуемые в печати добываемые объёмы скандия и/оксида скандия в США, Японии, Франции, это в большей степени вторичный металл и металл закупленный на мировом рынке. В определенной степени в ближайшие годы ожидается значительный объём поступлений скандиевого сырья из Австралии, Канады, Бразилии [3].

Следует также отметить, что запасы редкоземельного сырья в Монголии, содержащего скандий, это также перспективный источник скандия для скандиевой промышленности и развития металлургии скандия.

Скандий смело можно назвать металлом XXI века и прогнозировать резкий рост его добычи, рост цен и спрос в связи с переработкой огромного количества каменных углей (особенно переработка каменных углей России), на жидкое топливо. Возможно очень высокие цены на скандий будут сохраняться довольно долго (последние пять лет цены на металлический скандий на мировом рынке колеблются от 12 до 20 тыс. дол. за один кг (время от времени наблюдаются резкие скачки цен на скандий и его оксид, мало объяснимые с точки зрения специалистов, так например в 1991 году по данным Горного бюро США, оксид скандия оценивался в 3500 дол/кг (99,9%), 10 000 дол/кг (99,999%), металлический порошок крупностью 250 мкм (дистиллят 99,9%) – 296 000 дол/кг, куски дендритов (99,9%) – 248 000 дол/кг), в зависимости от чистоты металла, а оксид скандия в среднем 3500 дол/кг. Сегодня цена на скандий металлический 99,99 % марка СкМ-1 куски составляет 390 руб/гр [4].

Интерес представляет попутная добыча урана.

Их снижение (порядка уровня цен на чистый бериллий) произойдёт по мере насыщения промышленности и разработки технологий утилизации скандия уже в середине и во второй половине XXI столетия.

Скандий моноизотопный элемент на 100 % состоит из атомов скандий-45.



Рис. 1. Скандий металлический 99,99 % марка СкМ-1, куски

Литература

1. Бабушкин В. Е. Обзор минерально-сырьевой базы Алтая. – Бийск, 2012. – 32 с.
2. Управление природных ресурсов и охраны окружающей среды Алтайского края. О состоянии и об охране окружающей среды в Алтайском крае в 2013 году. – Барнаул, 2011. – 190 с.
3. WWW.TopContent.
4. <https://ochv.ru/magazin/product/skandiy-metallicheskiy-kuski>.

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ И РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ СЕМЕЙСТВА РЯСКОВЫЕ (*Lemnaceae*) НА ТЕРРИТОРИИ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

А. Ю. Барановская

*Томский политехнический университет
Томск, Россия, kyzmen44@mail.ru*

FEATURES OF THE RADIOACTIVE AND RARE EARTH ELEMENTS ACCUMULATION BY *Lemnaceae* FAMILY AQUATIC PLANTS IN THE TOMSK REGION

A. Yu. Baranovskaya

*Tomsk Polytechnic University
Tomsk, Russia, kyzmen44@mail.ru*

The elemental composition of duckweed in 10 districts of the Tomsk region has been studied, the intraregional specificity concentration of elements in the macrophyte has been established, the distribution of radioactive and rare earth elements in the plant has been studied in detail in the region. The microelement composition of plant family Lemnaceae is characterized by high information content regarding the ecogeochemical state of the growing environment.

Введение

Территория Томской области характеризуется наличием различных экогеохимических обстановок, обусловленных присутствием месторождений полезных ископаемых. Регион характеризуется наличием крупных нефтегазоносных районов (Александровский и Парабельский районы); районов размещения железных руд (Бакчарский, Кожевниковский), циркон - ильменитовых россыпей в области Ковыль-Томской складчатой зоны (Томский район), не стоит исключать и золотоносность юга региона [8]. Стоит обратить внимание и на неравномерность техногенной нагрузки в регионе. Наиболее урбанизированной территорией, характеризующееся наибольшим техногенным прессингом, является Томский район, что подтверждается наличием так называемой «Томск-Северской промышленная агломерации», Северного промышленного узла (СПУ), где на ограниченной территории расположено более 30-ти предприятий различных отраслей [5, 7].

В настоящий момент высокий интерес вызывает изучение геохимических и геоэкологических обста-

новок Томской области с применением различных индикаторов [6], большое внимание привлекает именно изучение проблем биогеохимии территории в отношении радиоактивных и редкоземельных элементов, роль которых в живых организмах остается недостаточно изученной.

Исследование элементного состава макрофитов, а именно ряски, как индикатора окружающей среды, сравнительно новое направление в экологической геохимии и биогеохимии. Особый интерес представляет оценка степени реагирования ряски на различные локальные геохимические аномалии, обусловленные как природными, так и техногенными факторами [1–4]. При этом интерес к исследованию сорбционных способностей данного водного растения возник уже несколько десятков лет назад. Об этом свидетельствует работа «Исследование ряски и воды на содержание радиоактивных элементов ториевого ряда» Б. К. Бруновского и К. Г. Кунашевой [3], авторы которой входили в состав первой в мире лаборатории БИОГЕЛ.

Материалы и методы

Целью настоящей работы является изучение особенностей накопления радиоактивных и редкоземельных элементов водными растениями семейства рясковые (*Lemnaceae*) на территории Томской области.

Отбор проб производился во время вегетационного периода макрофита. Отбирались образцы проб двух родов (*Lemna*, *Spirodela*) рясковых, произрастающих на территории следующих районов Томской области: Александровский, Каргасокский, Парабельский, Бакчарский, Асиновский, Первомайский, Верхнекетский, Кожевниковский, Шегарский и Томский.

Основными аналитическими методами определения химических элементов в исследуемых пробах макрофитов в данной работе послужили: инструментальный нейтронно-активационный анализ (аналитик с.н.с А. Ф. Судыко) на базе Томского политехнического университета и масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой на базе НОЦ «Вода» ТПУ.

Результаты и их обсуждение

Для каждого исследуемого района Томской области определены коэффициенты концентрации (КК) радиоактивных и редкоземельных элементов в ряске, которые рассчитывались путем нормирования среднего значения по району к полученному среднему в ряске для региона (таблица 1).

Согласно данным представленным в таблице 1 элементный состав рясковых характеризуется высокой вариативностью на территории Томской области. Наиболее широкий спектр радиоактивных и редкоземельных элементов, концентрации которых выше среднего, обнаружены для макрофитов, произрастающих на территории Кожевниковского, Томского, Парабельского и Бакчарского районов. Наиболее узким спектром характеризуются северные районы региона (Александровский, Каргасокский районы).

Результаты аналитических исследований с использованием масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой позволили определить содержание 14 элементов относящихся к группе редкоземельных (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu). Наибольшее значение суммы РЗЭ обнаружены для северных и центральных районов региона (Рис. 1)

Изучены индикаторные соотношения некоторых радиоактивных и редкоземельных элементов ряске на территории Томской области. Наиболее информативным из чаще используемых соотношений, является Th/U. Так для исследуемого региона среднее значения Th/U – 1,2. Большая часть исследуемой

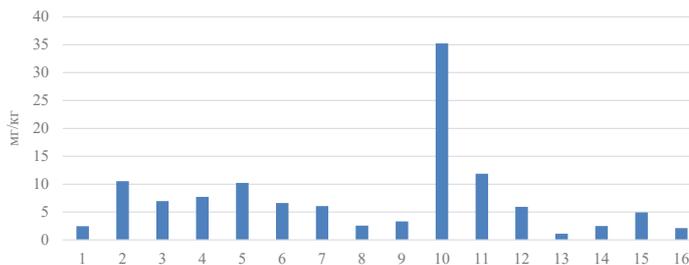


Рис. 1. Сумма 14-ти редкоземельных элементов в ряске на территории Томской области

1 – Александровский, 2 – Каргасокский, 3 – Парабельский, 4 – Колпашевский, 5 – Верхнекетский, 6 – Чаинский, 7 – Бакчарский, 8 – Молчановский, 9 – Кривошеинский, 10 – Первомайский, 11 – Тегульдетский, 12 – Зырянский, 13 – Асиновский, 14 – Шегарский, 15 – Томский, 16 – Кожевниковский.

выборки рясковых характеризуется преимущественно ториевой природой. Наибольшее содержание Th обнаружено для ряски из с.Апсагачево. Наибольшее содержание урана обнаружено в рясковых, произрастающих в водоемах в окрестностях с. Озерное, с. Инкино, с. Молчаново и с. Осиновка.

Заключение

Полученные результаты элементного состава ряски на территории 10 районов Томской области позволили установить внутрирегиональную специфику концентрирования элементов в макрофите по отношению к радиоактивным и редкоземельным элементам. Микроэлементный состав растений семейства

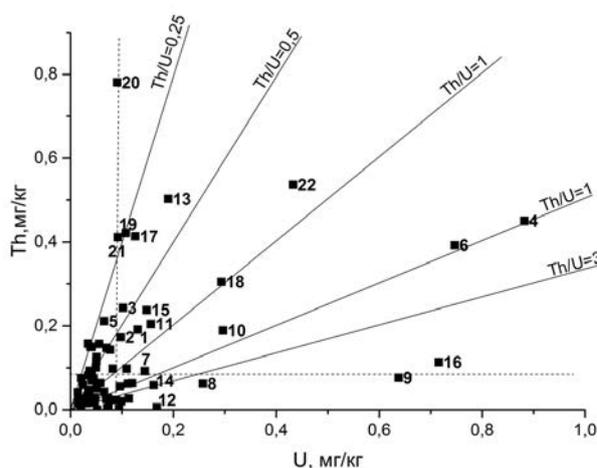


Рис. 2. Содержание тория и урана в растениях семейства рясковых водоемов Томской области

1 – с. Кривошеино, 2 – д. Жуково, 3 – Старица пр. Тогурской, 4 – с. Инкино, 5 – д. Типсино, 6 – с. Озерное, 7 – д. Жарковка, 8 – с. Соколовка, 9 – с. Молчаново, 10 – п. Новоархангельское, 11 – с. Малиновка, 12 – с. Наумовка, 13 – с. Семилужки, 14 – п. Светлый, 15 – с. Тимирязевское (оз. Песчаное), 16 – с. Осиновка (заводь р. Кумлова), 17 – с. Леботер, 18 – с. Бакчар, 19 – с. Парабель (оз. Сухумское), 20 – с. Апсагачево, 21 – Тызырбак (заводь р. Балагачевка), 22 – п. Катыльга

Таблица 1. Коэффициенты концентраций химических элементов в ряске на территории Томской области

Наименование района	КК		
	5	5–2	2–1
Александровский	–	–	–
Каргасокский	–	–	U, La, Yb
Парабельский	–	Cs, Eu, Yb, Lu, Nd, Ce, Sm, La, Tb	Th
Верхнекетский	–	Ce, Sm, Eu, Nd, U	La, Lu, Cs, Tb
Бакчарский	La, Lu, Ce, Cs, Th, Eu, Yb, Tb	U, Nd	–
Первомайский	Eu, Ce, Yb, Nd, La, Tb	Lu, Th, Cs	–
Асиновский	–	U	–
Шегарский	–	Eu, Cs, Yb, Tb	La, Sm, Ce, Lu, Th, Nd
Томский	–	–	Lu, Nd, Yb, Th, Sm, La, Eu, U, Ce, Cs, Tb
Кожевниковский	U	Eu, Th, Yb, Ce, La, Nd, Cs, Tb	Lu, Sm

рясковых характеризуется высокой информативностью относительно экогеохимического состояния среды произрастания.

Работа выполнена при частичной поддержке гранта РФФИ № 20-64-47021.

Литература

1. Landolt E., Kandeler R. Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae), Vol. 4: the family of Lemnaceae—a monographic study, Vol. 2 (phytochemistry, physiology, application, bibliography) // *Veroeffentlichungen des Geobotanischen Instituts der ETH, Stiftung Ruebel (Switzerland)*, 1987.
2. Favas P. et al. Biogeochemistry of uranium in the soil-plant and water-plant systems in an old uranium mine // *Science of the Total Environment*, 2016. – Т. 568. – С. 350–368.
3. Ekperusi A., Sikoki F., Nwachukwu E. Application of common duckweed (*Lemna minor*) in phytoremediation of chemicals in the environment: State and future perspective // *Chemosphere*, 2019. – Т. 223. – С. 285–309.
4. Sasmaz M., Obek E., Sasmaz A. Bioaccumulation of uranium and thorium by *Lemna minor* and *Lemna gibba* in Pb–Zn–Ag tailing water // *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 2016. – Т. 97. – №. 6. – С. 832–837.
5. А. М. Адам. Экология Северного промышленного узла г. Томска. Проблемы и решения. – Томск: Изд-во ТГУ, 1994. – 260 с.
6. Барановская Н. В., Швецова Д. В., Судыко А. Ф. Региональная специфика элементного состава волос детей, проживающих на территории Томской области // *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов*, 2011. – Т. 319. – №. 1. – С. 212–220.
7. Рихванов Л. П. и др. Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения. – Томск: Курсив, 2006 – 216 с.
8. Черняев Е. В., Бернатонис В. К., Боярко Г. Ю. Твердые полезные ископаемые Томской области // *Региональная геология. Геология месторождений полезных ископаемых*, 2001. – С. 361–368.

Th, U И РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ОРГАНИЗМЕ МЛЕКОПИТАЮЩИХ НА ПРИМЕРЕ СВИНЬИ ДОМАШНЕЙ (*Sus scrofa domestica*)

А. Бебяновская, Е. В. Агеева, М. Рулик

Томский политехнический университет
Томск, Россия, aib28@tpu.ru

Th, U AND RARE EARTH ELEMENTS IN THE MAMMALIAN ORGANISM IN THE EXAMPLE OF THE DOMESTIC PIG (*Sus scrofa domestica*)

A. Belyanovskaya, E. V. Ageeva, M. Rulik

Tomsk polytechnic university
Tomsk Russia, aib28@tpu.ru

In the article, the median concentration of U, Th and the sum of the rare earth elements (La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu) in the biomaterial of Domestic pig is provided in Pavlodar oblast' (Kazakhstan). 32 samples of biomaterial are analyzed with the neutron activation analysis. The median value of U is 0.5 ppm, of Th is 0.09 ppm. The leading role of the colon in the U, Th, and REE accumulation is highlighted.

Введение

Изучение накопления радиоактивных элементов объектами живой природы стало актуальным в настоящие дни в связи с бурным развитием промышленности [1]. Радиоактивные и редкоземельные элементы активно поступают в окружающую среду при сжигании высокозольных углей [2, 3]. Повышенное их накопление в объектах природной среды свидетельствует о наличии антропогенных источников загрязнения или природных аномалий [4, 5].

Вместе с Th и U в работе рассматриваются редкоземельные элементы – РЗЭ (La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu) в связи с их схожими химическими свойствами и величиной ионных радиусов [6].

Организмы животных рассматриваются для изучения состояния среды обитания, как доказанные ее индикаторы [7–9]. Роль отдельных органов, как биогеохимических барьеров [10] в избирательном концентрировании элементов, делает их показательными инструментами для геоэкологических исследований территорий. В данном исследовании особое внимание было посвящено накоплению элементов в тканях барьерных органов.

Элементный состав организма Свиньи домашней *Sus scrofa domestica* исследуется как аналог организма человека – конечной цели любого биомониторинга.

Исследуемая территория – город Экибастуз Павлодарской области (Казахстан), как зона, в которой сочетаются природные и антропогенные источники поступления Th, U, РЗЭ, несущие потенциальную опасность для здоровья местного населения. На территории города находится Майкюбинский бурогольный бассейн, представляющий потенциальную радиологическую опасность [11]. В непосредственной близости от жилой зоны расположены предприятия

топливной промышленности – ТЭЦ, которые работают на местном высокозольном угле. На территории города также находится множество неорганизованных источников загрязнения, таких как золоотвалы, отработанные угольные карьеры [12].

Обозначенные выше природно-техногенные особенности территории обитания животных определяют актуальность данного исследования.

Материалы и методы

Исследование проводилось на территории Казахстана (город Экибастуз Павлодарская область).

В работе исследовались животные вида Свинья домашняя *Sus scrofa domestica* в возрасте до 1 года. Пробы проводились сотрудниками Отделения геологии Томского политехнического университета в 2017 г. Органы и ткани животного отбирались стерильными инструментами из медицинской стали, сразу после забоя, пробы массой 100 г упаковывались в пластиковые пакеты и замораживались. Всего отобрано 32 пробы. Для детального исследования желудочно-кишечного тракта были выбраны органы каждого отдела кишечного тракта от начала и до конца органа: 8 проб тонкого, 4 пробы толстого, 6 проб прямого кишечника, были также отобраны образцы желудка и глотки (всего проанализировано 20 проб по 20 см каждая).

Изучение содержания радиоактивных и редкоземельных элементов проводилось методом инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) на базе исследовательского ядерного реактора ИРТ-Т; аналитики – с.н.с. А. Ф. Судыко и Л. Ф. Богутская).

Статистическая обработка обобщение полученного аналитического материала проводилась на персональном компьютере с помощью офисного пакета Microsoft Office (Excel, Word 2013). Рассчитывались

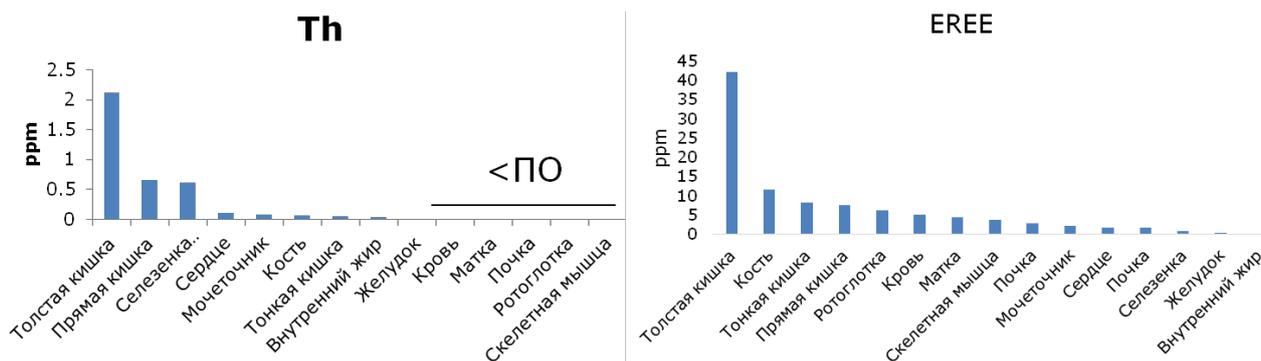


Рис. 1. Накопление Th и сумма РЗЭ (EREE) в органах и тканях Свины домашней (*Sus scrofa domestica*), Павлодарская область, (мг/кг зольного остатка)

< ПО – ниже предела обнаружения

такие показатели как медианное значение, минимум, максимум и сумма содержаний РЗЭ в пробах биоматериала.

Результаты и их обсуждение

Химический анализ биоматериала позволил получить данные о содержании радиоактивных и редкоземельных элементов в органах исследуемого животного (табл. 1).

Таблица 1. Концентрация радиоактивных и суммы редкоземельных элементов в организме Свины домашней *Sus Scrofa domestica*

X/э	X (min...max)
	Павлодарская область
Th	0,09 (0,04...2,1)
U	0,5 (0,4...1,2)
EREE	3,6 (0,14...42)

Анализируя валовые содержания элементов, отмечается, что биоматериал из Павлодарской области имеет торий-урановое отношение равное 0,2, и может характеризоваться как низкое [13].

В сравнении с опубликованными данными по Томской области [5, 14], медианное содержание тория равно 0,04 мг/кг, значение для Экибастуза характеризуется как относительно повышенное. Сумма РЗЭ в сравнении с опубликованными данными тоже может быть охарактеризована как повышенная: для Томской области оно составляет 0,13 мг/кг.

Из выборки исследованных органов и тканей, отмечается, что накопление тория и редкоземельных элементов в организме животного происходит преимущественно в барьере толстого кишечника (рис. 1). РЗЭ аккумулируются тканями всех отделов кишечника и активно депонируют в кости.

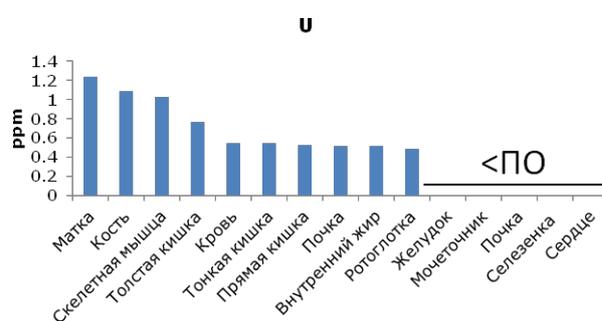


Рис. 2. Накопление U в органах и тканях Свины домашней (*Sus scrofa domestica*), Павлодарская область, (мг/кг зольного остатка)

< ПО – ниже предела обнаружения

Уран в выборке концентрируется несколько иначе (рис. 2). На первое место выходят органы половой системы, что предполагает его поступление в виде нерастворимых белковых соединений в четырехвалентной форме [15].

Отмечается факт наиболее интенсивного накопления изучаемых элементов в толстом кишечнике, где всасывается основная масса воды [16, 17], что предполагает их поступление в водорастворимой форме. Согласно исследованиям накопи питьевых вод на территории Павлодарской области, РЗЭ являются характерными для накопи из г. Экибастуз [11].

Полученные данные подтверждают роль кишечника в аккумуляции химических элементов. Физиологические же особенности строения кишечного тракта позволяют строить гипотезы о формах и путях поступления и выведения элементов в организме.

Источники финансирования

Аналитические исследования выполнялись при поддержке гранта РФ № 20-64-47021.

Обработка статистических данных выполнялась при поддержке Государственной программы РФ «Наука», проект FSWW-35 0022-2020.

Литература

1. Рихванов Л. П. et al. Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / ed. Бакиров А. Г. – Томск: ИП Серкова Т. И., 2006. – 216 р.
2. Сембаев Ж. Х. Экологическая характеристика состояния окружающей среды г. Экибастуз // Вестник КазНМУ, 2014. – Vol. 3. – № 3. – P. 225–230.
3. Arbuzov S. I., et al. Rare-earth elements (La, Ce, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu) in the coals of the North Asia (Siberia, Russian Far East, North China, Mongolia, Kazakhstan) // Geosfernye Issled, 2017. – № 4. – P. 6–27.
4. Escareño-Juarez E. et al. Baseline thorium concentration and isotope ratios in topsoil of Zacatecas State, Mexico // Chemosphere, 2021. – Vol. 268. – P. 128915.
5. Барановская Н. В., Рихванов Л. П. Элементный состав органов и тканей домашних животных (*Sus scrofa domesticus* (Artiodactyla, Mammalia) как индикатор состояния среды обитания // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии, 2011. – Vol. 3. – № 17. – P. 78–84.
6. Гринвуд Н., Эрншо А. Химия элементов: в 2 т. – Москва: Бинوم. Лаборатория знаний., 2008. – 670 р.
7. Lopez-Alonso M. et al. Toxic and essential metals in liver, kidney and muscle of pigs at slaughter in Galicia, north-west Spain // Food Addit. Contam, 2007. – Vol. 24. – № 9. – P. 943–954.
8. Franke B. M. et al. Geographic origin of meat-elements of an analytical approach to its authentication // Eur. Food Res. Technol, 2005. – Vol. 221. – № 3–4. – P. 493–503.
9. Petersson-Grawe, K Thierfelder T., Jorhem L., Oskarsson A. Cadmium levels in kidneys from Swedish pigs in relation to environmental factors – temporal and spatial trends. // Sci. Total Environ, 1997. – № 208. – P. 111–122.
10. Перельман А. И. Геохимия. Высшая шко. – Москва, 1979. – 423 с.
11. Арынова Ш. Ж. Элементный состав солевых образований из природных пресных вод как индикатор экологической безопасности водопользования. Томский политехнический университет, 2016. – 134 с.
12. Министерство энергетики Республики Казахстан. Национальный доклад о состоянии окружающей среды и об использовании природных ресурсов, 2017. – С. 462.
13. Рихванов Л. П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. Томский политехнический университет, 1997. – 384 с.
14. Belyanovskaya A. Elemental composition of mammals in natural and anthropogenic areas and their ranking using the USEtox model. Tomsk Polytechnic University-Arts et Metiers ParisTech, 2019. – 187 p.
15. Барановская Н. В., Игнатова Т. Н., Рихванов Л. П. Уран и торий в органах и тканях человека // 2010. №339. // Вестник Томского государственного университета, 2010. – № 339. – С. 182–188.
16. Gastroscan.ru [Electronic resource] // Анатомия и физиология ЖКТ. 2018. P. 1. URL: [//www.gastroscan.ru/handbook/117/406](http://www.gastroscan.ru/handbook/117/406) (accessed: 09.05.2018).
17. Сычева Л. В. Кормление свиней: учебное пособие / ed. Бабайлова Г. П., Ижболдина С. Н. – Пермь: ИПЦ «Прокрость», 2014. – 149 с.

ИЗМЕНЕНИЕ ОТНОШЕНИЯ Th/U ПО ПРОФИЛЮ ПОЧВ ТЮМЕНСКОГО ФЕДЕРАЛЬНОГО ЗАКАЗНИКА

В. В. Боев, В. А. Боев, А. В. Синдирева, В. В. Иеронова

Тюменский государственный университет

Тюмень, Россия, v.-3@mail.ru, vikboev2009@mail.ru, sindireva72@mail.ru, vita17.80@mail.ru

PAPER'S TITLE CHANGE IN THE Th/U RATIO ACCORDING TO THE SOIL PROFILE OF THE TYUMEN FEDERAL PRESERVE

V. V. Boev, V. A. Boev, A. V. Sindereva, V. V. Ieronova

Tumen State University

Tomsk, Russia, v.-3@mail.ru, vikboev2009@mail.ru, sindireva72@mail.ru, vita17.80@mail.ru

The Th/U ratio was studied in the profile of sod-podzolic soils in the southwestern part of the Tyumen region. Significant fluctuations in its values have been established, both in the area and in the depth of the section. Lower content of these elements was revealed relative to other territories of Western Siberia.

Введение

В условиях возрастающего техногенного воздействия наблюдается искусственное поступление в природные среды, в том числе почвы, различных химических элементов, включая радиоактивные Th и U. В результате этого может значительно измениться их естественное соотношение. Для детального изучения исходных параметров природной среды с учетом региональной и геоэкологической специфики целесообразно использовать особо охраняемые природные объекты вроде заказников, как территории с наименьшей техногенной нагрузкой, относительно сохранившие естественные параметры.

Материалы и методы

Для исследования использовались дерново-подзолистые почвы территории Тюменского федерального заказника, отобранные в 2018–2019 гг. Отбор производился с предварительно созданной пробной площадки в 0,25 га (Методы изучения лесных сообществ, 2002) из 3 разрезов и 5 прикопок, размещенных методом конверта (Розанов, 2004; Методы изучения лесных сообществ, 2002; Фомин, и др. 2001). Определение содержания Th и U осуществлялось методом инструментального нейтронно-активационного анализа в ядерно-геохимической лаборатории Томского политехнического университета (аналитик – А. Ф. Судыко).

Результаты и их обсуждение

По данным анализа почв прикопок территория пробной площадки весьма значительно различается по отношению Th/U в поверхностном горизонте почвы A_1 . Так, разброс значений составляет от 1,69 до 6,45. Причем наблюдаются существенные колебания

содержания обоих химических элементов по площади: от 1,48 до 5,04 мг/кг для Th и от 0,37 до 1,19 мг/кг для U.

Аналогичные колебания содержания урана и тория имеют место в остальных почвенных горизонтах по территории. Средние значения составили для разреза 1: 2,88 мг/кг Th и 1,16 U, для разреза 2: 1,71 мг/кг Th и 0,8 U, для разреза 3: 1,93 мг/кг Th и 0,87 U и в целом 2,17 мг/кг Th и 0,94 U. Это обуславливает различные закономерности распределения по профилю, о чем можно судить по изменению Th/U соотношения (рис. 1).

Так, для всех 3-х разрезов характерно наибольшее значение в нижнем горизонте B (в среднем около 3,1). При этом в разрезе 1 также весьма велико соотношение в верхнем горизонте A_1 (2,58), в то время как в разрезе 2 – в горизонте A_1A_2 (2,25), а в разрезе 3 значение последовательно возрастает с глубиной до горизонта A_2 (от 1,73 до 2,33).

Однако по усредненным данным и с учетом прикопок наблюдается существенно повышенное соотношение в верхнем горизонте A_1 (3,34). В остальных горизонтах значения относительно близки и составляют около 0,9 в средней части и возрастают до 1 вниз по профилю.

Высокое содержание Th в горизонте B обусловлено его удержанием глинистой фракцией почвы (Алексахин и др., 1990; Таскаев, 1979), а также его сорбцией оксидами Fe (Kluge и др., 1977; Ames и др., 1978). Высокое содержание U в горизонте B объясняется тем, что основным источником данного элемента в почвах является материнская порода. К тому же U сорбируется соединениями Fe (Водяницкий, 2011; Borda и др., 2007).

Накопление в верхнем горизонте характерно в некоторых случаях для U (Евсеева и др., 1974) и определяется, в том числе, удержанием органическим веществом (Манская и др., 1956; Султанбаев и др.,

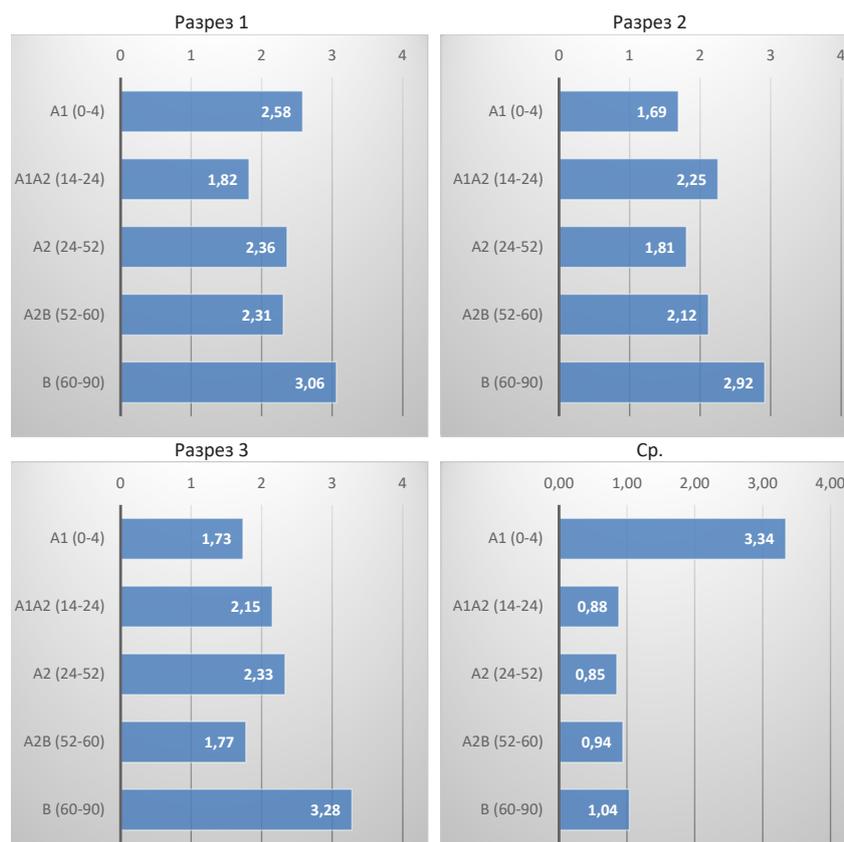


Рис. 1. Изменение соотношения Th/U по профилю почвы Тюменского федерального заказника

1979; Кичигин и др., 2004; Перельман, 1996; Алексахин и др., 1990; Таскаев, 1979). К тому же последнее проявляется при техногенном поступлении U вследствие фиксации глинистыми минералами (Murakami и др., 1997; Hsi и др., 1985; Tsunashima и др., 1981; Корнилович и др., 1981).

Полученные данные по содержанию Th и U согласуются с литературными источниками для Сибири. Так, для почв степной зоны отмечены содержания в 1,8 г/т для U и 7,3 для Th, для таежной – 2 г/т для U и 5,7 для Th (Страховенко и др., 2011). Для западной Сибири содержания этих элементов оценены в 1,5 г/т для U и 6,5 г/т для Th (Болтнева, 1977; Арбузов, Рихванов, 2010). Из этого следует, что Th/U соотношение составляет 4,06, 2,85 и 4,4 для названных территорий соответственно. Для дерново-подзолистых почв Иркутской области в данных по почвенным разрезам

наблюдаются аналогичные колебания соотношения по глубине (Швецов, Воронин, 2019). Так, в одном из разрезов максимальное значение характерно для горизонта A₂B, в двух других – для поверхностного A₁. В остальных горизонтах распределение значений близко к равномерному, значения составляют около 4. Средние содержания по почвенному профилю составляют от 6,87 до 8,23 мг/кг для Th и от 1,68 до 2,12 мг/кг для U.

Заключение

В сравнении с приведенными литературными данными, почва Тюменского федерального заказника характеризуется значительно меньшим содержанием Th и U, как и их соотношением. Как и в прочих регионах, наблюдается существенное изменение его значений как по площади, так и по профилю разреза.

Литература

1. Методы изучения лесных сообществ. – СПб.: НИ-ИХимии СПбГУ, М54, 2002. – 240 с.
2. Розанов Б. Г. Морфология почв: Учебник для высшей школы. – М.: Академический проект, 2004. – 432 с.
3. Фомин Г. С. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам / Г. С. Фомин, А. Г. Фомин. Справочник. – М.: Госстандарт России, 2001. – 300 с.
4. Алексахин Р. М. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р. М. Алексахин, Н. П. Архипов, Р. М. Бархударов, И. Я. Василенко, В. Ф. Дричко, Ю. А. Иванов, В. И. Маслов, К. И. Маслова, В. С. Никифоров, Г. Г. Поликарпов, О. Н. Погова, А. Н. Сироткин, А. И. Таскаев, Б. В. Тестов, Н. А. Титаева, Л. Т. Февралева. – М.: Наука, 1990. – 368 с.

5. Таскаев А. И. Закономерности распределения и миграции изотопов U, Th и Ra в почвенно-растительном покрове района повышенной естественной радиации / автореф. дис. ... канд. биол. наук // Таскаев Анатолий Иванович. – Сыктывкар, 1979. – 25 с.
6. Kluge E. Separation of ^{230}Th (Ionium) from uranium ores in sulfuric acid and nitric acid solutions / E. Kluge, K. H. Lieser, I. Loc, S. Quandt // *Radiochem. Acta*, 1977. – V. 24. – № 1. – P. 21–26.
7. Ames L. L. Radionuclide interactions with soil and rock media: U. S. Environmental Protection Agency / L. L. Ames, D. Rai // Report EPA 520/6-78-007A, 1978. – V. 1. – 306 p.
8. Водяницкий Ю. Н. Химические аспекты поведения урана в почвах (обзор литературы) // *Почвоведение*, 2011. – № 8. – С 940–952.
9. Borda M. J. Kinetics and mechanism of sorption-desorption in soils: a multiscale assessment / M. J. Borda, D. L. Sparks // *Biophysico-chemical processes of heavy metals and metalloids in soils environments* / Eds.: A. Violante, P. M. Huang and G. M. Cadd. USA: F.J. Willey & Sons, 2007. – P. 97–124.
10. Евсеева Л. С. Геохимия урана в зоне гипергенеза / Л. С. Евсеева, А. И. Перельман, К. Е. Иванов. – М.: Атомиздат, 1974. – 216 с.
11. Манская С. М. Связывание урана гуминовыми кислотами и меланоидами / С. М. Манская, Т. В. Дроздова, Т. Т. Емельянова // *Геохимия*, 1956. – № 6. – С. 10–23.
12. Султанбаев А. С. Содержание урана в почвах и растениях Тянь-Шаня / А. С. Султанбаев, А. Ф. Григорьев // *Совершенствование и возделывание сельскохозяйственных культур – научная основа интенсификации растениеводства в Киргизии. – Фрунзе*, 1979. – Вып. 16. – С. 210–232.
13. Кичигин О. В. Потенциометрическое исследование устойчивости комплексов U (VI), Ni (II), Sr (II) с почвенными гумусовыми кислотами / О. В. Кичигин, О. А. Носова // *Изв. вузов. Химия и хим. Технология*, 2004. – Т. 47. – № 1. – С. 94–96.
14. Перельман А. И. Геохимия ландшафта и научные проблемы атомной промышленности // *Вест. Моск. ун-та, Сер. 5, география*, 1996. – С. 22–27.
15. Murakami T. Mobility of uranium during weathering / T. Murakami, T. Ohnuki, H. Isobe, T. Sato // *Am. Mineral*, 1997. – V. 82. – P. 888–899.
16. Hsi C.-K. D. Adsorption of uranyl onto ferric oxyhydroxides: application of the surface complexation site-binding model / C.-K. D. Hsi, D. Langmuir // *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1985. – V. 49. – P. 1931–1941.
17. Tsunashima A. Adsorption of uranium from solutions by montmorillonite: compositions and properties of uranyl montmorillonites / A. Tsunashima, G. W. Brindley, M. Bastovanov // *Clays and Clay Miner*, 1981. – V. 29. – № 1. – P. 10–16.
18. Корнилович Б. Ю. Влияние фульвокислот на взаимодействие U (VI) с глинистыми компонентами почв / Б. Ю. Корнилович, Г. Н. Пшинко, И. А. Ковальчук // *Радиохимия*, 2001. – Т. 43. – № 5. – С. 404–407.
19. Болтнева Л. И. Атомная энергия / Л. И. Болтнева, Ю. А. Израэль, В. А. Ионов, И. М. Назаров, 1977. – С. 335–360.
20. Арбузов С. И. Геохимия радиоактивных элементов / С. И. Арбузов, Л. П. Рихванов. – 2-е изд. – Томск: Изд-во ТПУ, 2010. – 300 с.
21. Страховенко В. Д. Содержание радиоактивных элементов в почвах Сибири / В. Д. Страховенко, И. Н. Маликова, Л. П. Рихванов, Б. Л. Щербов, Ф. В. Сухоруков, Н. В. Барановская, В. П. Агурова // *Международная научно-практическая конференция «Радиоэкология XXI века», сборник материалов [Электронный ресурс]. – Красноярск: Сибирский федеральный ун-т, 2011. URL: <https://core.ac.uk/download/pdf/38639892.pdf>.*
22. Швецов С. Г. Распределение урана и тория в почве и растениях Восточной Сибири (Иркутская область) / С. Г. Швецов, В. И. Воронин // *Журнал Сибирского федерального университета. Биология*, 2019. – № 12 (1). – С. 86–100.

АКТИВНОСТЬ ^{137}Cs В ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКАХ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО (ЯПОНСКОЕ МОРЕ)

Г. С. Борисенко, Ю. И. Зуенко

Тихоокеанский филиал ФГБНУ «ВНИРО» (ТИНРО)
vera_borisenko@mail.ru

ACTIVITY OF ^{137}Cs IN SHELLFISH OF PETER THE GREAT BAY (JAPAN SEA)

G. S. Borisenko, Y. I. Zuenko

Pacific Branch of The "VNIRO" (TINRO)
vera_borisenko@mail.ru

Content of ^{137}Cs in organs of *Mizuhopecten yessoensis* and *Grenomytilus grayanus* of Peter the Great Bay are measured using spectrometric and radiochemical methods. The content of radio cesium in eatable tissue of shellfish was 2.1–3.6 Bk/kg w.w. and not exceed 20 Bk/kg in digestion. The radiological researches of commercial shellfish of Peter the Great Bay meet the standards of safety imposed by the sanitary rules.

Материалы и методы

Пробы моллюсков отобраны в нескольких пунктах западного побережья залива Петра Великого (бухты Северная, Нарва, Миноносок, побережье полуостровов Песчаный и Янковского) и в заливе Стрелок (бухта Широкая и материковое побережье между мысами Гинтера и Филисова), расположенном в восточной части залива Петра Великого (рис. 1). Отбор проб моллюсков проводили водолажным способом.

Для определения ^{137}Cs в органах и тканях моллюсков, отобранные экземпляры после предваритель-

ной стандартной обработки разделявали, выделяя мускул, пищеварительную железу и внутренние ткани (жабры, мантию, гонады) у приморского гребешка и целое мягкое тело у мидии Грея.

В дальнейшем анализировали усредненную пробу, состоящую из 20–25 особей.

Измерение активности ^{137}Cs проводили в нативной пробе на гамма-спектрометре с программным обеспечением «Прогресс» [1], либо в выделенном радиохимическим методом [2] препарате ^{137}Cs на

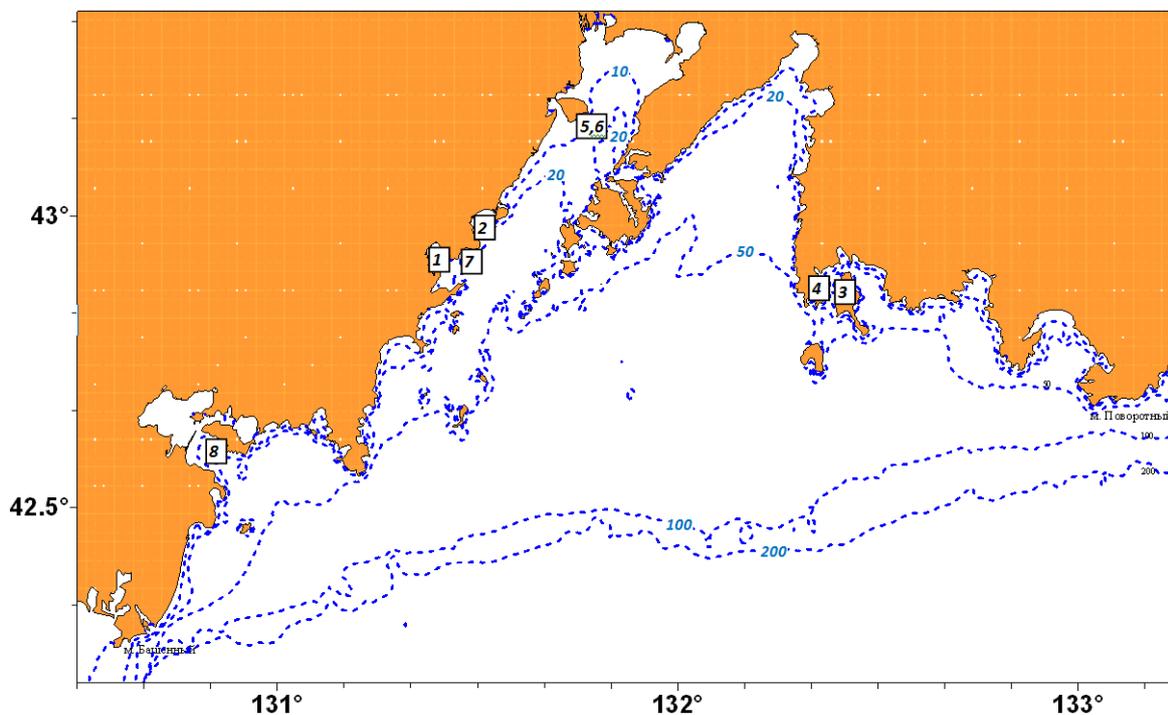


Рис. 1. Расположение мест отбора проб приморского гребешка и мидии Грея в заливе Петра Великого 1 – бухта Северная, 2 – бухта Нарва, 3 – бухта Широкая, 4 – побережье зал. Стрелок между м. Гинтера и Филисова, 5, 6 – побережье п-ова Песчаного, 7 – побережье п-ова Янковского, 8 – бухта Миноносок.

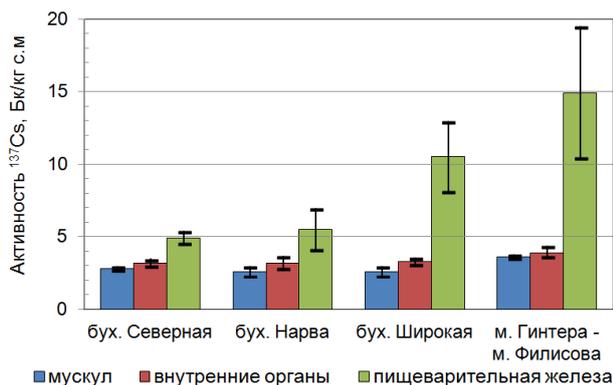


Рис. 2. Активность ¹³⁷Cs в органах и тканях приморского гребешка с размером раковины 100–150 мм, отобранного в Амурском заливе и зал. Стрелок (участки 1–4 на рис. 1)

сцинтилляционном бета-спектрометре, обеспечивающих определением детектируемой удельной активности с точностью не менее 50 %.

Результаты и обсуждение

Активность ¹³⁷Cs в тканях приморского гребешка существенно различается между органами и зависит также от места его обитания. Более высокие уровни активности наблюдаются во внутренних органах, особенно в пищеварительной железе гребешка (рис. 2). При этом в пробах из зал. Стрелок активность ¹³⁷Cs в пищеварительной железе заметно выше, по сравнению с гребешком из Амурского залива. Радиационное загрязнение зал. Стрелок обусловлено с эксплуатацией базирующихся в этом районе кораблей с ядерными силовыми установок, в частности, связано с радиационной аварией в бухте Чажма. Тем не менее, активность ¹³⁷Cs в мускуле гребешков из зал. Стрелок близка к показателям для Амурского залива. Вероятно, пищеварительная система гребешка ограничивает миграцию радионуклида во внутренние ткани и мускул.

Активность ¹³⁷Cs в тканях мидии Грея определялась только для проб, собранных в западной части зал. Петра Великого, поэтому антропогенный радиационный след у них не наблюдается (рис. 3). Тем не менее, различия в радиоактивной зараженности тканей мидии есть: активность радионуклида тем выше, чем крупнее и следовательно старше мидия. Особен-

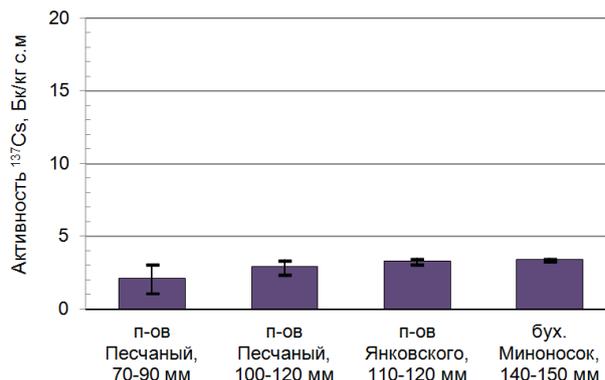


Рис. 3. Активность ¹³⁷Cs в мягком теле мидии Грея с различными размерами раковины, отобранной в Амурском заливе и зал. Посыета (участки 5–8 на рис. 1)

но наглядно это заметно при сравнении результатов для мидий разного размера, отобранных в одном и том же месте – у п-ова Песчаного.

Согласно СанПиН 2.3.2.1078-01, ПДК антропогенного радионуклида цезия-137 в моллюсках составляет 200 Бк/кг [3]. В тканях и органах обследованных моллюсков из всех районов зал. Петра Великого превышение ПДК по ¹³⁷Cs не отмечено, даже максимальные измеренные значения радиоактивности на порядок ниже предельно допустимого уровня.

Заключение

Следует отметить, что в пищу употребляется только мускул приморского гребешка, активность ¹³⁷Cs в тканях которого существенно ниже этого показателя для внутренних органов и практически не различается между районами отбора проб. Это означает, что пищевая продукция из гребешка, отобранного в любой акватории зал. Петра Великого, включая даже районы с относительно повышенным радиационным фоном, безопасна для потребления по своим радиационным показателям [4]. Полученные результаты подтверждают радиационную безопасность и продукции из выловленной в западной части зал. Петра Великого мидии Грея, у которой в пищу идёт всё мягкое тело. Радиационное заражение тканей мидии Грея, обитающей в зал. Стрелок, требует дополнительных исследований.

Литература

1. Методика измерения активности радионуклидов в счетных образцах на сцинтилляционном гамма-спектрометре с использованием программного обеспечения: монография. – «Прогресс». М.: ГП «ВНИИФТРИ», 1999. – 27 с.
2. Цезий-137. Определение удельной активности в пищевых продуктах: методические указания – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 24 с.
3. СанПиН 2.3.2.1078-01. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы: монография. – М.: ФГУП «ИнтерСЭН», 2002. – С. 50–58.
4. СанПиН 2.6.1.2523-09. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора: монография, 2009. – 100 с.

ВЛИЯНИЕ АКТИВНЫХ ТЕКТОНИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ НА РЕПРОДУКТИВНУЮ СПОСОБНОСТЬ, ГЕНЕТИЧЕСКИЙ И ФЕНОТИПИЧЕСКИЙ ПОЛИМОРФИЗМ ЖИМОЛОСТИ СИНЕЙ

И. Г. Боярских^{1,2}

¹Центральный сибирский ботанический сад СО РАН
Новосибирск, Россия,

²Институт почвоведения и агрохимии СО РАН
Новосибирск, irina_2302@mail.ru

INFLUENCE OF ACTIVE TECTONIC PROCESSES ON REPRODUCTIVE CAPACITY, GENETIC AND PHENOTYPICAL POLYMORPHISM OF BLUE HONEYSUCKLE

I. G. Boyarskikh^{1,2}

¹Central Siberian botanical garden SB RAS
Novosibirsk, Russia,

²Institute of Soil Science and Agrochemistry SB RAS
Novosibirsk, Russia, irina_2302@mail.ru

New data, which indicate an influence of some undifferentiated geological and geophysical factors associated with seismotectonic activity onto intensification of mutation process of *Lonicera caerulea*, was obtained. Such intensification is expressed in increasing variability of the genome size, mitotic activity and the number of abnormal mitoses in the meristematic cells. A significant difference in genome size, as well as in reproductive characteristics was established for different populations. The abnormal form of blue honeysuckle was described in the places of more dense fault network, which were mapped during the magnetometric and radon survey. Most of plants, growing in such places, produced seeds that were not able to germinating capacity or characterized by extremely low germination readiness.

Введение

Геологические процессы обуславливают глобальную миграцию вещества, в том числе поступление радионуклидов и тяжелых металлов в окружающую среду [13]. Тектонические процессы вызывают непрерывную дегазацию Земли в зонах повышенной трещиноватости и проницаемости земной коры, активность эманационного поля радона наиболее ярко отражает расположение разломных зон и изменение сейсмической активности [16]. Геофизические и геохимические аномалии в зонах активных разломов могут вызывать широкий спектр ответных реакций у биоты [17].

В процессе изучения популяционной изменчивости жимолости синей – *Lonicera caerulea* L. (*Caprifoliaceae*) была выделена популяция алтайского подвида жимолости синей – *L. caerulea* subsp. *altaica* Pall. вблизи пос. Верх. Уймон Усть-Коксинского района Республики Алтай, где наблюдалось значительное увеличение полиморфизма морфологических признаков растений, а также изменение их репродуктивной способности. В результате комплексных геофизических, геохимических и биохимических исследований здесь были установлены аномальные вариации геомагнитного поля, увеличение концентраций радионуклидов и химических элементов в почве, которые влияли на изменение биохимического состава органов модельного вида растений [2, 11]. Цель работы – установление морфофункциональной

реакций растений, на примере модельного вида *L. caerulea*, на комплекс геологических факторов, связанных с тектонической активностью этой территории.

Объекты и методы исследований

Исследования проводились в высокогорной южной части Горного Алтая. Молниебойный хребтик – небольшой отрог Катунского хребта (рис. 1), расположенный у его северо-западного подножия на границе с Окольской впадиной, на правом берегу реки Окол. В ходе ранее проведенных геофизических работ в пределах хребтика были зарегистрированы сверхбольшие (20–40 мкТл) градиенты геомагнитного поля (ГМП) и его аномальные вариации, а также отмечены частые попадания молний, что и дало название этому отрогу [6].

Площадки для биотестирования $A_2(-, +)$, К, З, В, О (см. рис. 1) выбирались вдоль гребня и у основания хребтика с учетом эколого-географической оценки и на основе проведенных геолого-геофизических исследований. В качестве модельного объекта, для выявления морфофункциональных реакций растений на комплекс геологических факторов, рассмотрен *L. caerulea* subsp. *altaica*. Выбор древесного растения обусловлен его долголетием и, как следствие, способностью отражать долговременные воздействия тех или иных факторов. Жимолость синяя обладает пластичной экологической амплитудой, широко

распространена в горных районах. Для оценки современной сейсмической активности территории использовали данные Алтае-Саянского филиала Геофизической службы СО РАН. Магнитометрическую съемку [10] использовали для картирования зон геологической неоднородности – чередования пород с различными магнитными свойствами, а также повышенной трещиноватости пород в зонах разломов и узлах их сочленения. Магнитометрическую съемку проводили по гребню, вдоль и вкост логов хребтика, а также на прилегающей к нему территории при помощи мобильного магнитометра MMPOS на основе процессорного оверхаузеровского датчика POS-1 (абсолютная точность – 0,1 нТл). На основании магнитометрической съемки выделяли площадки с контрастными характеристиками ГМП для детальной ботанической, почвенной и геологической съемок. На каждой площадке этикетировались все растения микропопуляций *L. caerulea subsp. altaica*. Регистрацию радоновых эманацій с целью выявления активных разломов проводили с помощью детектора-индикатора радона SIRAD M106N одновременно в трех точках. Поскольку временные вариации объемной активности радона имеют периодичность ~ 12, 24 ч и ~ 14 сут. [16], для сравнительного анализа использовали максимальное показание суточных измерений. Измерение мощности эквивалентной дозы (МЭД) для установления естественного радиационного фона и его вариаций проводили по гребню и восточному основанию хребтика с помощью радиометра СРП-68-01 и дозиметра ДБГ-06т с одновременной регистрацией координат точки измерения [4]. Радиометрический анализ почвенных и растительных образцов проводили в лаборатории ядерной геофизики и радиоэкологии Центра исследования природы (г. Вильнюс) с использованием гамма-спектрометрической системы с детектором HPGe GWL-120-15-LB-AWT. Для оценки генетических изменений на популяционном уровне проводили учет репродуктивных характеристик популяции растений [1]. Семенную продуктивность, всхожесть и энергию прорастания определяли по стандартным методикам [9]. Цитогенетический эффект воздействия комплекса факторов геологической среды на семенное потомство растений оценивали по митотической активности и частоте абберрантных мета-, ана- и телофаз, наблюдаемых в первом митозе корневой меристемы. Оценка фертильности пыльцы проводилась ацетокарминовым методом [15]. Размеры пыльцевых зерен рассчитывали при помощи программы SIAMS Photolab. Для цитозембриологических и цитогенетических исследований и фотографирования препаратов использовался комплекс для ввода и анализа изображений фирмы «Carl Zeiss» в составе: световой микроскоп Axioskop-40, видеокамера AxioCam MRc 5 и установленное морфометрическое программное обеспечение AxioVision 4.6 в центре коллективного пользования ЦСБС СО РАН. Относительное содержание ДНК

определяли в молодых листьях *L. caerulea* при помощи техник проточной цитометрии с использованием иодида пропидия (PI). Для проверки статистически значимого различия признаков репродуктивной сферы использовали t-критерия Стьюдента и критерий Фишера [12]. Статистический анализ полученных данных выполнен с применением пакета прикладных программ «Statistica» и «Excel».

Результаты исследований и их обсуждение

Пространственного распределения магнитного поля на участке имело крайне неравномерный характер (рис. 3а.). При повышенном среднем для этого участка уровне фонового ГМП (60000 нТл) наблюдалось снижение ее значения до 58000–59000 нТл. по логам и в местах пересечения разломами гребня. Вдоль гребня хребтика выявлены аномальные зоны (A_1 – A_4) с высокоградиентным магнитным полем (см. рис. 3а.). В каждой из этих зон фиксировались две ярко выраженные аномалии – положительная и отрицательная, проекция которых на земную поверхность напоминает «диполь». Пример схемы аномалии ГМП (A_2) представлен на рис. 3б. На площадке A_2 , выбранной для ботанических исследований, максимальное и минимальное абсолютные значения поля составляли – 72 000 нТл и 54000 нТл соответственно.

Анализ расположения аномалий ГМП показал, что, как правило, они приурочены к разломам, т. е. зонам пониженного ГМП (см. рис. 1).

Результаты радоновой съемки, выполненной в 2014–16 гг., позволили уточнить аномальные зоны разлома (зоны с повышенной эманацией радона), выявленные в результате магнитометрической съемки. Повышение активности подпочвенного радона до 400 Бк/м³, по сравнению с верхней границей нормы (50 Бк/м³), отмечалось в зоне разлома на площадках З и В (табл. 1). В зоне повышенной трещиноватости на пересечении двух локальных разломов, где объемная активность подпочвенного радона изменялась в пределах 360–3200 Бк/м³ была выделена микропопуляция «Основание» (О).

Были проанализированы данные о сейсмической активности территории за трехлетний период – 2014–2016 гг. Установлено, что в июле 2014 г. всплески эманации радона в пределах Молниебойного хребтика, наиболее вероятно, вызваны серией сейсмических толчков с магнитудой от 0,1 до 4,3 в период с 6.06 по 21.07 2014 года и свидетельствуют об активизациях разломных границ неотектонических блоков в структуре Катунского хребта. Эпицентр ближайшего толчка с $M = 2,2$ располагался в 20 км к югу от объекта исследований.

По результатам радиометрических исследований установлено, что участки с уровнем 0,1–0,12 мкЗв/ч чередовались с участками, где этот показатель варьировал от 0,16 до 0,21 мкЗв/ч, что может



Рис. 1. Участок исследований. Вид на восточный склон Молниебойного хребтика

Фото А. Р. Агатовой, 2012 г. A_1 – A_4 – зоны магнитных аномалий, В-З (Восток-Запад) – зона наиболее крупного разлома в структуре хребтика, О (Основание) – зона пересечения двух разломов, К (Контроль) – площадка с фоновыми геофизическими характеристиками. Прерывистой линией обозначены разломы.

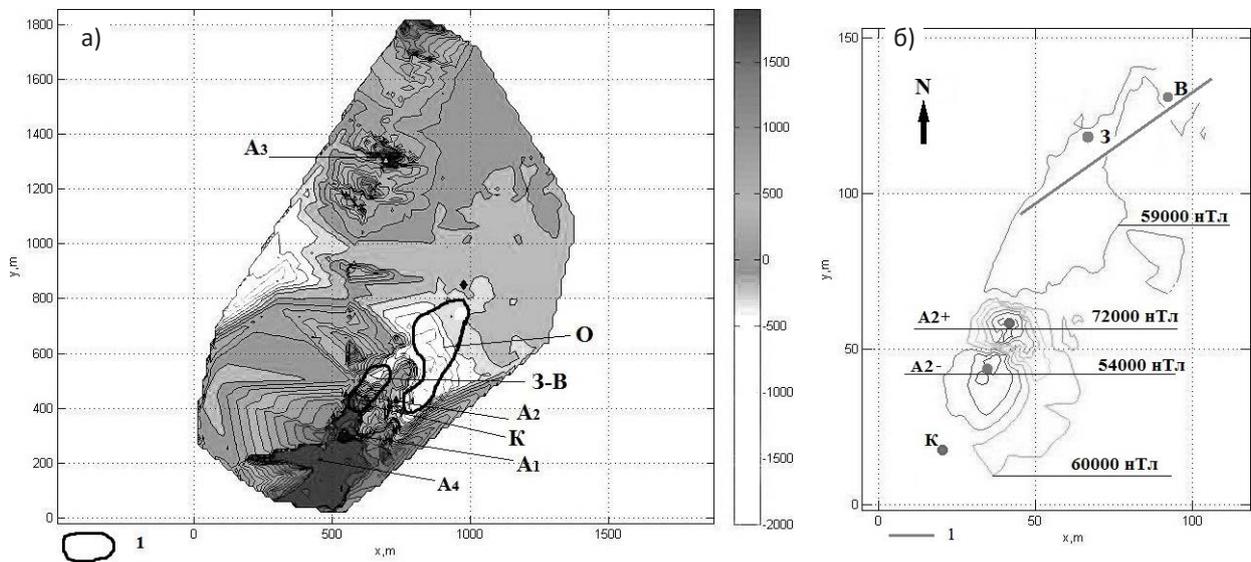


Рис. 2. Характеристика индукции магнитного поля (нТл)

а – на участке Молниебойный хребтик: 1 – площадки; б – в зоне магнитной аномалии A_2 и примыкающей к ней зоне разлома (1), К – Контроль, A_{2-} – зона отрицательной магнитной аномалии и A_{2+} – зона положительной магнитной аномалии, З – Запад, В – Восток зона разлома, О – Основание (зона пересечения двух локальных разломов).

быть связано с характеристиками подстилающих пород. На площадках К, A_{2+} , З и В уровень МЭД в среднем составил соответственно – 0,12, 0,12, 0,17 и 0,15 мкЗв/ч. На площадке О величина МЭД изменялась в диапазоне 0,15–0,21 мкЗв/ч, что подтверждает приуроченность выделенной для исследований площадки в основании хребтика к зоне повышенной трещиноватости.

Определение активности природных и искусственных радионуклидов в зоне минерального питания растений на хребтике выявило различия между площадками (табл. 2). Наиболее варьировала активность К-40 – от 506 до 1017 Бк/кг. В золе растений из зон магнитного диполя также отмечался самый высокий уровень активности К-40 (1317–1526 Бк/кг). В побегах растений из A_{2-} (+) отмечался самый высокий уровень накопления Вe-7 (463–534 Бк/кг), Cs-137 (3,4 Бк/кг) и Pb-210 (170 Бк/кг). Увеличение актив-

ности радионуклидов техногенного и космогенного происхождения в растениях из зоны магнитного диполя возможно, связано с наличием здесь аномально высокоградиентного ГМП и с более активным осаждением аэрозольных частиц, несущих Вe-7, Cs-137, Pb-210.

Результаты анатомо-морфологических, цитоэмбриологических и генетических исследований в популяции *L. caerulea* показали, следующее. У растений в исследуемых микропопуляциях в основном формировалась пыльца очень высокого качества (до 90–100 %). Однако повсеместно встречались образцы с низкой (50–80 %) фертильностью, а в микропопуляциях В и A_{2-} – с очень низкой (0–40 %) фертильностью пыльцевых зерен. Между растениями произрастающими в A_{2-} и З наблюдалась достоверная разница с контролем по длине экваториального диаметра пыльцы. В микропопуляции A_{2+} отмечались еди-

Таблица 1. Объемная активность подпочвенного радона, Бк/м³

Дата измерений	Участки измерений					
	К	А–	А+	З	В	О
24.09.2016	50	50	50	180	170	400
18.07.2016	130	50	50	200	136	1105
20.07.2015	261	68	60	153	143	824
27.09.2014	50	50	50	180	170	360
05.08.2014	250	100	105	400	400	3200

Таблица 2. Активность радионуклидов в почвах и побегах растений

Пло-щадка	Почвы $A \pm \Delta_{0,95}$ (Бк/кг)					Растения $A \pm \Delta_{0,95}$ (Бк/кг)					
	К-40	Cs-137	Pb-210	Pb-212	Pb-214	К-40	Cs-137	Pb-210	Pb-212	Pb-214	Be-7
K ₁	773 ± 118	15 ± 5	48 ± 18	37 ± 4	26 ± 9	222 ± 21	< MDA	22 ± 4	1,3 ± 0,5	2 ± 1	67 ± 13
K ₂	692 ± 85	23 ± 5	64 ± 16	27 ± 2	19 ± 4	615 ± 25	< MDA	4 ± 3	2,6 ± 0,6	11 ± 6	200 ± 17
K ₃	657 ± 216	141 ± 13	222 ± 35	23 ± 5	26 ± 14	361 ± 24	< MDA	42 ± 5	2,3 ± 0,7	2 ± 1	174 ± 22
A ₂₋₁	506 ± 78	< MDA*	26 ± 18	18 ± 2	17 ± 4	1317 ± 61	< MDA	170 ± 15	5 ± 1	33 ± 16	530 ± 40
A ₂₋₂	559 ± 65	12 ± 3	23 ± 12	21 ± 1	17 ± 3	1475 ± 56	3,4 ± 1,6	6 ± 4	3,3 ± 0,9	4 ± 2	463 ± 29
A ₂₊	512 ± 49	3 ± 2	13 ± 9	18 ± 1	14 ± 3	1526 ± 66	< MDA	28 ± 9	5 ± 2,	< MDA	534 ± 31
З	1017 ± 56	11 ± 2	63 ± 14	31 ± 1	18 ± 3	818 ± 46	< MDA	81 ± 5	2,4 ± 0,7	4 ± 2	345 ± 26
В	830 ± 112	23 ± 6	73 ± 25	22 ± 3	15 ± 8	587 ± 45	< MDA	< MDA	2,8 ± 0,9	< MDA	154 ± 24

MDA – минимальная регистрируемая активность Обозначение см. рис. 2

ничные очень крупные, возможно полиплоидные, пыльцевые зерна. Микропопуляция A₂₋ отличалась от всех остальных микропопуляций по фактору удлинения: пыльцевые зерна более вытянутые. Разница между микропопуляциями по морфометрическим параметрам была оценена статистически с помощью критерия Фишера. По результатам дисперсионного анализа установлено, что место произрастания значимо влияет на длину экваториального диаметра ($F(4,3245) = 2,5209$; $p = 0,03924$) и на фактор удлинения ($F(4,3245) = 25,591$; $p = 0,000$).

Оценка гетерогенности семенного потомства показала, что в микропопуляциях, находящихся под воздействием комплексов факторов связанных с разломной тектоникой, формируются более крупные плоды, с бoльшим количеством семян, имеющих более высокую всхожесть и энергию прорастания, по сравнению с Контролем [14]. Результаты дисперсионного анализа ANOVA показали, что значения критерия Фишера для массы плодов $F(4,730) = 39,661$, числа семян $F(4,730) = 23,558$ значительно превышают критические, что говорит о значимом влиянии места произрастания растений на все эти признаки при 99 %-ном уровне вероятности.

Одним из физиологических механизмов защиты генеративной сферы от стрессовых воздействий может быть изменение вторичного метаболизма в орга-

нах растений связанное значимыми положительными корреляциями с репродуктивной способностью растений на этом участке [14].

В зоне сгущения разломной сети (О), было отмечено растение, на котором формировались не характерные для данного вида соцветия (тератные соцветия). Изучение протекания процесса микроспорогенеза, у выделенной тератной формы, показало массовые нарушения мейоза, ведущие к формированию стерильной пыльцы [8]. Здесь же у большинства растений формировались семена не способные к прорастанию. Одной из возможных причин низкой жизнеспособности семян могут быть дефекты зародыша и семядолей, сформированные вследствие нарушения деления суспенсора и апикальной клетки зародыша. Такие нарушения часто возникают под воздействием экологических стрессовых факторов в критические этапы онтогенеза растений [5].

В результате цитогенетического анализа клеток апикальной меристемы проростков семян, собранных в контрастных по геофизическим характеристикам условиях произрастания, были выявлены значительные различия цитогенетических показателей [3]. Дисперсионный анализ показал влияние места сбора семян на количество аномальных митозов в клетках семенного потомства *L. caerulea*. Наибольшее частота встречаемости нарушений митоза зафиксирована на препаратах проростков семян из зоны отрицательной магнитной аномалии (A₂₋).

При помощи техник проточной цитометрии было определено относительное содержание ДНК в растениях, произрастающих в контрастных по геофизическим характеристикам условиях. Изученные микропопуляции достоверно различались по размеру генома и уровню его варьирования. Наибольшая изменчивость генома отмечена в микропопуляции О (CV = 7,6 %), в остальных микропопуляциях коэффициент вариации не превышал 5 %. Из исследуемых микропопуляций – О отличается самым большим геномом и самыми большими вариациями его размера. Наименьшим генетическим разнообразием отличается микропопуляция А₂₋.

Многочисленными исследованиями показано стимулирующее действие слабых доз ионизирующего излучения на биологические процессы (явление радиационного гормезиса) (см. обзор в [7]). Глубинными причинами гормезиса считаются разнообразные физиологические проявления адаптивного ответа, в том числе у растений это увеличение частоты клеточных делений, стимуляция развития генеративных органов. Действие малых доз ионизирующего облучения на клетку, в отличие от больших доз, имеет двойственную природу с одной стороны,

происходит повреждение ДНК с немедленным запуском репаративных систем, с другой – посылается сигнал о стимуляции физиологических процессов, нейтрализующих повреждения ДНК [18]. При более высоких дозах уровень возникающих клеточных радиационных повреждений уже будет превышать возможности снижения их защитными механизмами клетки. Представленная модель в большой мере объясняет полученные нами результаты. Комплексы факторов в зонах А₂₋, А₂₊, З и В с одной стороны вызывают увеличение митотической активности и частоты встречаемости патологий митоза, свидетельствующих о повреждении ДНК, с другой стороны стимулируют увеличение репродуктивной способности и усиление синтеза биологически активных веществ. В зоне сгущения разломной сети комплексное воздействие факторов, связанных с сейсмотектонической активностью, в определенные периоды может значительно увеличиваться до уровня, когда защитные механизмы уже не могут обеспечить гомеостаз организма, это проявляется в появлении растений с нестабильным геномом и массовой гибелью семенного потомства.

Литература

1. Биологический контроль окружающей среды: генетический мониторинг / Гераськина С. А., Сарапульцевой Е. С. – М: Изд-во Академия, 2010. – 208 с.
2. Боярских И. Г., Сысо А. И., Худяев С. А. и др. Особенности элементного и биохимического состава *Lonicera caerulea* L. в локальной геологически активной зоне Катунского хребта (Горный Алтай) // Геофизические процессы и биосфера, 2012. – Т. 11. – № 3. – С. 70–84.
3. Боярских И. Г., Куликова А. И. Изменчивость цитогенетических характеристик в популяции *Lonicera caerulea* (жимолости синей) в зоне активных разломов // Экологическая генетика, 2017. – Т. 15. – № 2. – С. 62–70. doi: 10.17816/ecogen15262–70.
4. Горбушина Л. В., Зимин Д. Ф., Сердюкова А. С. Радиометрические и ядерногеофизические методы поисков и разведки месторождений полезных ископаемых: Уч. пособие. – М.: Атомиздат, 1970. – 376 с.
5. Гродзинский Д. М. Радиобиология растений / И. Н. Гудков. – Киев: Наукова думка, 1989. – 384 с.
6. Дмитриев А. Н., Буслов М. М. Электромагнитные признаки активизации глубинных разломов // Эндогенные процессы в зонах глубинных разломов. – Иркутск, 1989. – С. 82–83.
7. Кузин А. М. Идеи радиационного гормезиса в атомном веке. – М.: Наука, 1995. – 158 с.
8. 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.
9. Левина Р. Е. Репродуктивная биология семенных растений. – М: Наука, 1981. – 96 с.
10. Магниторазведка. Справочник геофизика / В. Е. Никитского, Ю. С. Глебовского. – М.: Недра, 1980. – 367 с.
11. Boyarskikh I. G., Agatova A. R., Kulikova A. I. и др. Comprehensive geological-geophysical and botanic study of the tectonic junction zone between the Katun ridge and Uimon Depression (Altai Mountains) // Izvestiya, Atmospheric and Oceanic Physics, 2018. – V. 54. – № 8. – P. 805–825. <https://doi.org/10.1134/S0001433818080030>.
12. Glantz S. A. Primer of Biostatistics. – 7th ed. – New York: McGraw-Hill, 2012. – 320 p.
13. Handy M. R., Hirth G., Hovius N. Tectonic Faults: Agents of Change on a Dynamic Earth. – Cambridge: MIT Press, 2007. – 446 p.
14. Kulikova A. I., Boyarskikh I. G. Reproductive Ability of *Lonicera caerulea* (*Caprifoliaceae*) in the Local Area of Geological and Geophysical Heterogeneity in the Altai Mountains // Contemporary Problems of Ecology, 2015. – V. 8. – № 4. – P. 484–492.
15. Singh R. J. Plant Cytogenetics. – 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2003. – 488 p.
16. Spivak A. A. Manifestation of fault zones in geophysical fields // Geodynamics & Tectonophysics, 2014. – V. 5. – № 2. – P. 507–525.

17. Trifonov V. G., Karakhanian A. S. Active faulting and human environment // *Tectonophysics*, 2004. – V. 380. – № 3–4. – P. 287–294. doi: 10.1016/j.tecto.2003.09.025.
18. Pollycove M., Feinendegen L. E. Radiation-induced versus endogenous DNA damage: Possible effect of inducible protective responses in mitigating endogenous damage // *Human and Experimental Toxicology*, 2003. – V. 22. – № 6. – P. 290–306.

ОЦЕНКА НАРУШЕНИЯ РАЗВИТИЯ РАСТЕНИЙ В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛЕСОВ НА ОСНОВЕ МЕТОДА ДИССИМЕТРИИ ФОРМЫ ЛИСТА БЕРЕЗЫ ПОВИСЛОЙ

И. Ю. Горбунов, В. В. Калнин, Д. Ю. Ромашкин, А. Д. Карпов,
А. А. Пророков, И. В. Ромашкина, Н. В. Роянова

*Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства
Пушкино, Московская обл., ул. Институтская, 15, Российская Федерация, info@roslesrad.ru*

ASSESSMENT OF PLANT DEVELOPMENT DISORDERS IN CONDITIONS OF RADIOACTIVE CONTAMINATION OF FORESTS BASED ON THE METHOD OF LEAF SHAPE DISSYMETRY OF HANGING BIRCH

I. Yu. Gorbunov, V. V. Kalnin, D. Yu. Romashkin, A. D. Karpov,
A. A. Prorokov, I. V. Romashkina, N. V. Roianova

*Russian Research Institute of Silviculture and Mechanization of Forestry
Pushkino, Moscow region, Russian Federation, info@roslesrad.ru*

The impact of technogenic environmental pollution on the stability of the development of populations of the hanging birch was studied (*Betula pendula* Roth.) in the area of the Bryansk region, the most affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant. Aspects of bioindication assessment of plant development stability disorders based on morphometric features using the fluctuating asymmetry index (IFA) are considered. Violations are found, which are manifested in an increase in the index of fluctuating asymmetry. The studied indicators can be used as indicators of early detection of stress. A new method for assessing developmental stability disorders using the leaf blade dissymmetry coefficient (CD), which has a direct statistical interpretation, is proposed.

Введение

Крупнейшая в истории радиационная катастрофа на Чернобыльской АЭС в 1986 г., привела к загрязнению значительных территорий долгоживущими радионуклидами. В зонах радиоактивного загрязнения оказались более 1 миллиона гектаров земель лесного фонда. Основным дозообразующим радионуклидом на загрязненных в результате Чернобыльской катастрофы территориях, после распада короткоживущих изотопов, остался Cs-137 [5].

Наличие фактора радиоактивного загрязнения природной среды нарушило сложившийся режим ведения лесного хозяйства, потребовало введения ограничений в осуществлении использования, охраны, защиты и воспроизводства лесов [5].

Ограничения хозяйственной деятельности на загрязненных радионуклидами территориях сократили объемы проведения лесохозяйственных мероприятий в лесах. Но, помимо косвенного воздействия, ионизирующее излучение может и непосредственно нарушать стабильность генома древесных растений,

а при определенных условиях радиационный фактор способен изменять генетическую структуру природных популяций.

В настоящее время одним из наиболее используемых методов оценки состояния экосистем, включая их биологическую устойчивость, является биоиндикационный анализ, признанный достаточно объективным и воспроизводимым среди методов экологического мониторинга [6].

Для лесных экосистем решающее значение при биоиндикации имеет состояние видов-эдикаторов, которыми являются древесные растения. При наличии отклонений в развитии древесного яруса лесных экосистем происходят изменения дендрометрических и биоиндикационных показателей. Однако таксационная характеристика древостоя и лесопатологическая оценка учитывают признаки нарушения древесного яруса, проявляющиеся уже на высоких стадиях дигрессии лесной среды. Для ранней диагностики и количественной оценки нарушений биологической устойчивости лесных экосистем в условиях антропогенной нагрузки разной степени

широко используется определение величины флуктуирующей асимметрии [7]. Под флуктуирующей асимметрией (ФА) понимаются ненаправленные отклонения различных морфологических структур от билатеральной симметрии, которой они в норме обладают при нормальных условиях величина асимметрии минимальна, при любых стрессовых воздействиях она возрастает [1].

Применения ИФА в качестве метода оценки нарушений стабильности развития растений неоднократно подвергалась научной критике в работах российских и зарубежных авторов [8]. Эффективность использования методов оценки на основе ФА снижается в результате упрощения методик, недостаточной точности измерений вручную, влияния «эффекта наблюдателя», высокой степенью субъективизма при оценке измеряемых параметров. Авторами критических статей отмечается, что для получения корректных оценок ФА требуется высокая точность и повторность измерений каждого объекта и замеры «вслепую» [2].

На данный момент в концепции всех методик при статистической обработке данных заложено усреднение получаемых результатов значений ИФА, данная методология обусловлена гипотезой о нормальном распределении значений индекса флуктуирующей асимметрии листьев в пределах конкретной выборки, и особенностями расчета показателя ИФА, не имеющего прямой статистической интерпретации [4].

Задачей данной работы является поиск методов более точной оценки биологической устойчивости лесных экосистем на ранних стадиях ее снижения. На основе применения методов стандартной, непараметрической и описательной статистики.

Материалы и методы исследований

Объектом исследования была выбрана береза повислая (*Betula pendula Roth*) произрастающая на загрязненной радионуклидами территории Брянской области (Таблица 1).

Выбор именно данного вида древесных растений в качестве растения-эдикатора лесного насаждения обусловлен тем, что на нем наиболее полно разработаны и протестированы методики по определению индекса ФА. В качестве стрессового фактора рассматривалось техногенное загрязнение почвы Cs-137 в результате катастрофы на ЧАЭС.

Плотность загрязнения почвы Cs-137 определяет накопленную растением дозу облучения, которая, в свою очередь, является фактором нарушения стабильности развития организма в условиях хронического облучения ионизирующими излучениями [3].

На каждом из исследуемых участков было подобрано по 10 модельных деревьев со средними дендрометрическими показателями, без признаков снижения биологической устойчивости.

Для определения морфометрических показателей стабильности развития березы повислой, с каждого из модельных деревьев из средней части кроны по методике В. М. Захарова [1], было отобрано по 20 листьев. Отбирались так же пробы листьев и мелких ветвей с модельных деревьев для определения удельной активности Cs-137, и пробы почвы для определения плотности загрязнения радионуклидом.

Далее в лабораторных условиях производилось высушивание листьев гербарным методом, после чего они были отсканированы на планшетном сканере с разрешением 600 dpi. Полученные изображения обрабатывались с использованием ImageJ – многофункциональной программы с открытым исходным кодом, сочетающей в себе анализатор и обработчик графических изображений широкого спектра форматов.

Программным методом строились вектора из геометрического центра листа в каждую из заданных координатных точек контура изображения. Количество точек контура определялось разрешением сканирования и устанавливалось одинаковым для всех листовых пластинок.

Сравнение морфометрические параметры левой и правой части листовой пластинки помогает дать оценку нарушения развития листа (Рис. 1). В данной развертке, разделяющие левую и правую

Таблица 1. Расположение и характеристики временных пробных площадей для изучения нарушений стабильности развития растений березы повислой

№	Лесничество, участковое лесничество	Координаты	ТЛУ	Зона ПЗ Cs-137, Ки/км ²	ПЗ Cs-137 Почвы, кБк/м ²	УА Cs-137 в листьях, хвое, Бк/кг
1	Злынковское, Злынковское	N 52°22' E 31°39'	C ₂	1–5	158 ± 11	46,4 ± 8,2
2	Злынковское, Новозыбковское	N 52°39' E 31°35'	C ₂	40 и выше	670 ± 60	48,1 ± 5,1
3	Злынковское, Красногорское	N 53°01' E 31°16'	C ₂	40 и выше	2800 ± 180	11900 ± 2300
4	Злынковское, СПК им. Щорса	N 52° 11' E 31° 43'	C ₂	Контроль	16,6 ± 1,5	1,8 ± 1,1

часть листовой пластинки, координаты вершинки и координаты пересечения центра черешка и контура листа, принимались точками экстремума.

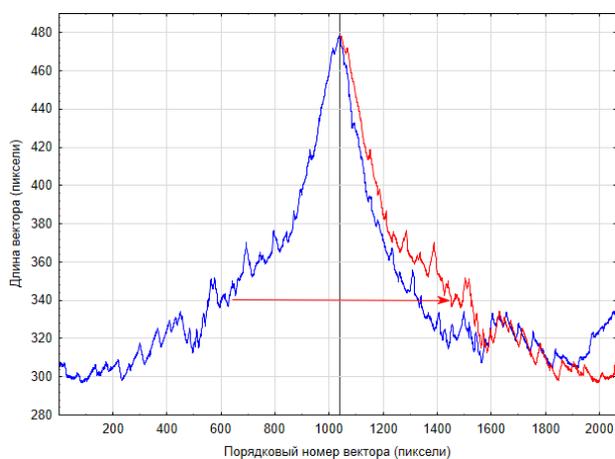


Рис. 1. «Развертка листа» – длины (модули) векторов центр-контур (ось Y) отложенные в порядке нумерации векторов (ось X). Красным цветом обозначено зеркальное отображение «развертки» левой половины листа

Для данного исследования индекс флуктуирующей асимметрии не использовался, как критерий, характеризующий нарушения развития листовой пластины. Было предложено в качестве данного критерия применить показатель, имеющий прямую статистическую интерпретацию – коэффициент алиенации.

Коэффициент алиенации представляет собой отклонение от единицы коэффициента детерминации ($1-R^2$), то есть долю необъясняемой рассматриваемой моделью распределения дисперсии зависимой переменной. Значения коэффициента алиенации, применительно к сравнению морфометрических параметров листовых пластинок, предложено называть коэффициентом диссимметрии листа (КД) [4].

Стоит отметить, что статистическая погрешность полученных в процессе обработки значения КД зависит только от разрешения сканируемого изображения и с увеличением этого значения данные получаются чрезвычайно точными, так как погрешность стремиться к нулю.

Результаты исследований

Для более точной оценки нарушений развития растения по морфометрическим параметрам листовой пластинки березы повислой применения метода КД позволило более четко определить характер распределения значений КД в выборках листьев с каждого дерева. В качестве начальной, нулевой, статистической гипотезы было предположение о нормальном характере распределения.

Использование, как стандартных методов, так и методов непараметрической статистики, а также описательной статистики было, основой в процессе проверки статистической гипотезы. В частности, для проведения квантильного анализа были использованы такие показатели, как процентиля.

В процессе обработки данных, для зависимостей КД от удельной активности Cs-137 в листьях и плотности загрязнения приходим к выводу, что гауссово распределение для данных вероятностей очевидно не подходит.

По анализу данных КД листовой пластинки, для всех модельных деревьев, была явно видна смесь двух гауссовых распределений, которая представляет собой бимодальное распределение (Рис. 2).

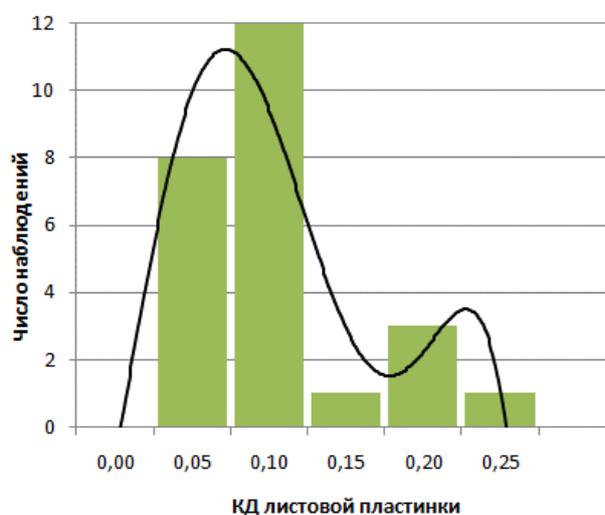


Рис. 2. Типичное бимодальное распределение коэффициентов диссимметрии (КД) листьев у одного из изученных деревьев

Для каждого модельного дерева была определена и построена теоретические функции распределения по бимодальной модели двух гауссовых распределений, полученные значения теоретической и эмпирической функций совпали в рамках 95 % доверительного интервала.

В качестве объяснения появления бимодального характера распределения, который наблюдается в выборках результатов оценки при использовании КД листа березы, а также ИФА листовой пластинки березы можно предположить, что при воздействии на организм растений стрессового фактора, появляется нелинейная ответная реакция. В данной нелинейности две точки перегиба, первая из которых является попыткой компенсировать внешнее воздействие и она возникает уже при малых значениях стрессового фактора. Впоследствии на средние значения КД и ИФА приходится снижение реакции, происходит привыкание к стрессу. Вторая точка является, нарушением программы развития и проявляется при увеличении стрессового воздействия.

Для того, чтобы в процессе обработки данных не прийти к ошибочной интерпретации результатов исследований, применение усредненных данных значений КД и ИФА в качестве оценки нарушений программы развития растений под воздействием стрессового фактора не допустимо.

Заключение

На территории Брянской области в условия радиоактивного загрязнения Cs-137 был проведен ряд исследований нарушения стабильности развития березы повислой. На основе данных исследований, полученные ИФА и КД показали, что для того, чтобы дать конкретную оценку, необходимо соблюдение определенных условий при использовании этих методов. Критерием, дающем оценку нарушению развития листовой пластинки вместо индекса флуктуирующей асимметрии предложено использовать показатель, имеющий прямую статистическую интерпретацию – коэффициент алиенации. Данный показатель характеризует влияние возмущающих прочих факторов, которые не включены в конкретную статистическую модель. Значения коэффициента алиенации, при-

менительно к сравнению морфометрических параметров листовых пластинок, предложено называть коэффициентом диссимметрии листа.

Так как КД сам имеет статистический смысл, то применения данного метода оценки нарушений стабильности развития растений дает возможность уже в процессе обработки данных перейти к статистической интерпретации.

Используя в качестве анализа коэффициент диссимметрии листьев, приходим к выводу, что типичным для всех модельных деревьев является бимодальное распределение, представляющее собой смесь двух гауссовых распределений. Применения усредненных значений КД и ИФА, приводит к получению ошибочных результатов исследований для оценки нарушений программы развития растений под воздействием стрессового фактора.

Нелинейность ответной реакция организма растений на воздействия стрессового фактора, является причиной бимодального характера распределения, который хорошо просматривается в выборках по результатам оценки при применении КД и ИФА листовой пластинки березы.

Литература

1. Захаров В. М. Здоровье среды: методика оценки // Оценка состояния природных популяций по стабильности развития: методическое пособие для заповедников / В. М. Захаров [и др.]. – М.: Центр экологической политики России, 2000. – 318 с.
2. Исследования флуктуирующей асимметрии растений в России: мифология и методология / Козлов // Экология, 2017. – № 1. – С. 5–14. URL: <https://rucont.ru/efd/591066> (дата обращения 12.12.2020).
3. Лайус Д. Л. Флуктуирующая асимметрия и случайная фенотипическая изменчивость в популяционных исследованиях: история, достижения, проблемы, перспективы / Д. Л. Лайус, Д. Х. Грэм, М. В. Католикова, А. О. Юрцева // Вестн. С.-Петербург. ун-та. Сер. 3: Биология, 2009. – № 3. – С. 98–110.
4. Калнин В. В. Точное измерение диссимметрии формы листовой пластинки и ее использование для оценки нарушений стабильности развития растений в условиях радиоактивного загрязнения / Калнин В. В., Крутовский К. В., Родин С. А. и др. // Ядерно-физические исследования и технологии в сельском хозяйстве: сборник докладов международной научно-практической конференции, Обнинск, 16–18 сентября 2020 г. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2020. – С. 155–164.
5. Марадудин И. И. Воздействие аварии на Чернобыльской АЭС на лесное хозяйство загрязненных территорий Беларуси, России и Украины / И. И. Марадудин, В. А. Ветров, В. А. Ипатьев [и др.] // Доклад группы экспертов для XIX сессии ФАО/ЕЭК/МОТ. – Минск, 1992. – 25 с.
6. Ромашкин Д. Ю. Использование индекса флуктуирующей асимметрии для биоиндикационной оценки биологической устойчивости лесов в зонах радиоактивного загрязнения / Д. Ю. Ромашкин, И. В. Чубугина, А. И. Радин, А. Н. Раздайводин // Лесной вестник, 5/2016. – С. 122–128.
7. Ромашкин Д. Ю. Оценка биологической устойчивости лесов в зонах радиоактивного загрязнения по флуктуирующей асимметрии хвои сосны обыкновенной / А. Н. Раздайводин, И. В. Чубугина, Д. Ю. Ромашкин, А. И. Радин, А. А. Пророков, Е. А. Чиркова // Современное состояние и перспективы охраны и защиты лесов в системе устойчивого развития: материалы международной научно-практической конф. – Гомель: ИЛ НАН Республики Беларусь, 2013. – С. 267–271.
8. Kozlov M. V. How reproducible are the measurements of leaf fluctuating asymmetry? // PeerJ, 2015. – V. 3. – № e1027. Merilä J., Björklund M. Fluctuating asymmetry and measurement error // Syst. Biol., 1995. – V. 44. – № 1. – P. 97–101.

ДОЗОВЫЕ НАГРУЗКИ НА ИХТИОФАУНУ НИЖНЕЙ ОБИ И РЕК В ЗОНАХ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ РОСАТОМА

В. Г. Городецкий, А. В. Трапезников, В. Н. Трапезникова, А. В. Коржавин

*Институт экологии растений и животных УрО РАН
vgorodetsky@mail.ru*

RADIATION EXPOSURES ON THE FISH FAUNA OF THE LOWER OB AND RIVERS IN ZONES OF IMPACT OF ROSATOM ENTERPRISES

V. G. Gorodetsky, A. V. Trapeznikov, V. N. Trapeznikova, A. V. Korzhavin

*Institute of Plant and Animal Ecology, Russian Academy of Science, Ural branch
vgorodetsky@mail.ru*

The paper presents the assessment of the radiation exposure due to ^{90}Sr and ^{137}Cs for 7 fish species in the Khanty-Mansi Autonomous Okrug, 8 species in the Yamalo-Nenets Autonomous Okrug. The calculations were carried out taking into account the size and weight characteristics of the studied fish. The main contribution to the formation of the radiation exposure power for all studied fish is made by ^{90}Sr accumulated in the fish organisms. The comparison of the radiation exposure power of fish in the Lower Ob and fish in the rivers Techa (NPO MAYAK), Romashka and Tom (Siberian Chemical Combine) has been carried out.

Введение

Радиоэкологическая ситуация в Нижней Оби и её пойме определяется в основном процессом выноса радионуклидов с водосборной площади. Поступление радионуклидов на территорию водосборной площади происходило за счет глобальных выпадений из атмосферы и поступлением радионуклидов в Обь-Иртышскую речную сеть в результате деятельности предприятий ядерного комплекса в бассейне Обь-Иртышской речной системы на территории Челябинской и Томской областей [5].

В реку Теча, относящуюся к бассейну Обь-Иртышской речной системы, в период 1949–1951 гг. с завода по переработке оружейного плутония (ПО «Маяк») в открытую гидрографическую сеть было сброшено $76 \cdot 10^6$ м³ жидких радиоактивных отходов суммарной активностью 10^{17} Бк. Одна часть этой активности транзитом прошла дальше, поступив в гидрографическую систему рек Исеть – Тобол – Иртыш – Обь [9]. Другая часть радионуклидов была депонирована в донных отложениях рек и пойменных почвах. По имеющимся оценкам в пойме Течи депонировано около 4,6 ПБк ^{137}Cs и 4,3 ПБк ^{90}Sr , представляющих потенциальную радиационную опасность для регионов, расположенных ниже по течению рек Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь [6].

В результате аварии на Сибирском химкомбинате в 1993 году в окружающую среду было выброшено 30,9 ТБк, включая активность ^{239}Pu – 6,3 ГБк. На поверхности земли сформировался радиоактивный след длиной более 7 км [1]. До остановки последнего ректора в 2008 году жидкие отходы, содержащие радионуклиды, поступали в р. Ромашка, далее в реку Томь, правый приток Оби [4]. Были загрязнены пойменные почвы и донные отложения [5].

Немалую роль в переносе радионуклидов играет вторичное загрязнение речных систем через пойменные участки в периоды весенних паводков и затяжных дождей летом и осенью.

В бассейне Нижней Оби ведётся промышленный лов рыбы. Мониторинг содержания техногенных радионуклидов в ихтиофауне является крайне актуальной задачей.

С другой стороны, важна оценка радиоэкологических рисков для самой рыбы, как за счет внутренних дозовых нагрузок от содержания радионуклидов в ихтиофауне, так и за счет излучателей, содержащихся в окружающей среде (вода и донные отложения).

Результаты исследований охватывают период с 2004 по 2010 гг. в ХМАО и с 2014 по 2017 гг. в ЯНАО. За это время было накоплено большое количество материала о содержании долгоживущих радионуклидов в воде, донных отложениях, пойменных почвах и ихтиофауне Нижней Оби. Результаты этих исследований обобщены в работах [7, 8, 9]. На их основании проведена оценка доз, получаемых от радиоактивного загрязнения ихтиофауны Нижней Оби в границах ХМАО и ЯНАО и сравнение с дозовыми нагрузками на рыб в реках, протекающих в зонах воздействия предприятий Росатома: ПО «Маяк», Сибирский химический комбинат.

Материалы и методы

Для расчета мощностей дозовых нагрузок применялась программа ERICA Tool 1.3.1.49 (Tier 2) с учетом размерно-весовых характеристик исследованных видов рыб. В качестве исходных данных для программы были использованы результаты работ, связанные с отбором проб на Оби в двух створах ниже по течению от места слияния Оби и Иртыша:

20 км (ХМАО) и порядка 1000 км (ЯНАО, 10 км выше г. Лабытнанги). Работы были выполнены в рамках мониторинговых исследований Обь-Иртышского бассейна в период 2004–2010 гг. границах ХМАО [7, 8] и в период 2014–2017 гг. границах ЯНАО [9]. Отбор проб воды, донных отложений и отлов рыб проводили в летний период.

Для исследований отбирали, как правило, по три повторности каждого вида рыбы, масса каждой составляла около 3 кг.

Достоверность результатов достигалась параллельным исследованием всех образцов отобранного материала в трех повторностях, а также представительно большой массой проб, набираемой из отдельных экземпляров каждого вида рыб.

При оценке дозовых нагрузок в программе ERICA Tool 1.3.1.49 (Tier 2) использовали активности верхнего слоя донных отложений толщиной 10 см. В программу закладывалось следующее допущение: сухой вес донных отложений равняется 70 % от «мокрого».

Материал для исследований представлен следующими видами ихтиофауны:

Карась золотой или обыкновенный, – *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758), возраст от 2 до 3 лет, ведет придонный образ жизни. Питание: организмы зоопланктона и зообентоса (личинки хирономид и других насекомых, моллюски, олигохеты), а также организмы нектобентоса (бокоплавы), водоросли, гидрофиты и детрит. Тело короткое и высокое, сжатое с боков.

Лещ – *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), возраст от 3 до 5 лет, ведет придонный образ жизни, питание: зообентос. Сравнительно крупная рыба с высоким телом, сжатым с боков.

Налим – *Lota lota* (Linnaeus, 1758), возраст от 3 до 5 лет, ведет придонный образ жизни. Питается

рыбой и мелкими беспозвоночными. Тело удлинненное, округлое в передней части и сильно сжатое с боков – в задней.

Окунь речной – *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758), возраст от 2 до 3 лет, питание: рыба, беспозвоночные. Тело сжато с боков.

Песядь (Сырок) – *Coregonus peled* (Gmelin, 1789), возраст от 2 до 3 лет, питание состоит из широкого спектра организмов: зоо- и фитопланктона, зообентоса и нектобентоса. Тело высокое не круглое, а сжатое с боков. Полупроходная рыба.

Сиг обыкновенный (Пыжьян) – *Coregonus lavaretus* (Linne, 1758), возраст от до 6 лет. Питается организмами бентоса и нектобентоса. Имеет удлиненное, уплощенное с боков тело. Полупроходная рыба.

Плотва – *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), возраст от 3 до 5 лет. Питается организмами зоопланктона, зообентоса, водорослями и гидрофитами. Тело несколько сжато с боков.

Ряпушка сибирская – *Coregonus sardinella* (Valenciennes, 1848), возраст от 4 до 6 лет. Питается преимущественно организмами зоопланктона. Тело вытянутое, сельдеобразное.

Чир (Щокур) – *Coregonus nasus* (Pallas, 1776), возраст от 5 до 7 лет. Типичный бентофаг. Тело высокое и уплощенное с боков. Полупроходная рыба.

Щука обыкновенная – *Esox lucius* (Linnaeus, 1758), возраст от 3 до 6 лет. Питание: рыба. Тело удлиненное, торпедообразное, несколько сжатое с боков.

Язь – *Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758), возраст от 5 до 7 лет. Питание: преобладают организмы зообентоса. Тело умеренно удлиненное, овальное.

При оценке дозовых нагрузок для каждого вида рыб рассчитывались параметры эллипсоида, аппроксимирующего форму рыбы и выбирался вес, преобладающий в уловах. Соотношения между размерами

Таблица 1. Параметры эллипсоидов, аппроксимирующих форму рыб Нижней Оби

Название	Вес, кг	Размеры аппроксимирующего эллипсоида			Доля времени
		Высота, м	Ширина, м	Длина, м	
Карась	0,200	0,074	0,037	0,143	0,2/0,8
Лещ	0,500	0,12	0,03	0,265	0,2/0,8
Налим	0,500	0,06	0,043	0,37	0,2/0,8
Окунь	0,100	0,048	0,0265	0,15	0,8/0,2
Песядь	0,400	0,08	0,0328	0,29	0,5/0,5
Плотва	0,060	0,045	0,023	0,11	0,5/0,5
Пыжьян	0,300	0,062	0,04	0,23	0,5/0,5
Ряпушка	0,150	0,048	0,026	0,23	0,5/0,5
Щокур	1,100	0,10	0,055	0,38	0,2/0,8
Щука	1,500	0,08	0,07	0,51	0,8/0,2
Язь	0,950	0,09	0,065	0,31	0,2/0,8

осей эллипсоида выбирали с учетом основных размерно-весовых характеристик тела выбранного вида рыбы (масса, длина, высота, ширина). Размеры осей аппроксимирующего эллипсоида подбирали таким образом, чтобы объем эллипсоида был равен объему рыбы, при условии, что её плотность равна плотности воды. Расчеты мощности дозы выполнялись для каждой повторности для всех видов рыб.

Результаты и их обсуждение

Параметры аппроксимирующих эллипсоидов.

В таблице 1 представлены рассчитанные параметры эллипсоидов, аппроксимирующих форму каждого вида рыбы, выбранная масса и соотношение долей времени, проводимого рыбами в толще воды и вблизи дна, с учетом образа жизни и питания. Выбранные параметры заносились в программу.

Ихтиофауна Нижней Оби. В таблице 2 представлены средние мощности доз для каждого вида рыб суммарно за счет ^{90}Sr и ^{137}Cs , находящихся в организме рыб и в окружающей среде.

Таблица 2. Средние суммарные мощности доз от ^{90}Sr и ^{137}Cs в организме рыб Нижней Оби

Рыба	ХМАО, 2004–2010 г., нГр/сут	ЯНАО, 2014–2017 г., нГр/сут
Карась	130 ± 35	–
Лещ	336 ± 164	–
Налим	64 ± 15	–
Окунь	525 ± 202	93 ± 11
Пелядь	–	190 ± 57
Плотва	90 ± 16	63 ± 5
Пыжьян	–	136 ± 77
Ряпушка	–	57 ± 6
Щокур	–	66 ± 9
Щука	81 ± 18	124 ± 25
Язь	188 ± 63	99 ± 23

Для всех видов рыб Нижней Оби основная дозовая нагрузка формируется за счет внутренней мощности дозы, а основным дозообразующим радионуклидом является ^{90}Sr (таблица 3).

Мощности суммарных дозовых нагрузок от ^{90}Sr и ^{137}Cs для всех видов исследуемых рыб существенно ниже безопасных уровней, рекомендуемых как в проекте ERICA project – 10 мкГр/ч [2], так и в МКРЗ – 1 мГр/сутки [13].

Сравнение общих средних мощностей доз рыб одного вида, исследованных в 2 точках Нижней Оби, показывает, что мощности доз для окуня, плотвы и язя выше в ХМАО. Для щуки средняя мощность дозы выше в ЯНАО (таблица 2).

Внутренняя доза. Доля мощности доз от радионуклидов в организме всех рыб в общей дозе для рыб в ХМАО превышает 94 %, в ЯНАО – от 59 % до 99 % (таблицы 2, 3). Во внутренней мощности дозы доля, обусловленная ^{90}Sr , превышает 81 % в ХМАО и более 83 % в ЯНАО (таблица 3).

Радиоактивные загрязнения в Нижнюю Обь поступают со стороны наиболее загрязненных территорий Обь-Иртышского бассейна: вблизи ПО «Маяк» и Сибирского химического комбината. Со стороны ПО «Маяк» по речной системе: Теча – Исеть – Тобол – Иртыш – Обь. Со стороны Сибирского химического комбината по речной системе: Ромашка – Томь – Обь.

Целесообразно сравнить мощность дозовой нагрузки на рыб в реках на этих территориях.

ПО «Маяк». В летне-весенний период 2012–2013 годов общая дозовая нагрузка на рыбу, обусловленная ^{90}Sr и ^{137}Cs , в р. Теча уменьшается вниз по течению реки на отрезке 33–184 км от места выпуска ЖРО ПО «Маяк» [11]. Для окуня – со 124 до 4 мкГр/сут, плотвы – со 108 до 9 мкГр/сут, для щуки – со 150 до 3 мкГр/сут. Мощность внутренней дозы для плотвы уменьшалась на этом отрезке от 19 до 8 мкГр/сут.

В Нижней Оби на расстоянии порядка 1500 км (створ в ХМАО) и 2500 км (створ в ЯНАО) от ПО «Маяк» усредненные мощности дозы для окуня, плотвы, щуки (таблица 2) были на 3 порядка величины меньше, чем в реке Теча на расстоянии 33 км от точки сброса ЖРО и на 1–2 порядка меньше на расстоянии 184 км.

По мере удаления от точки сброса ЖРО в реку Теча доля мощности внутреннего облучения в общей мощности облучения увеличивалась с 17,6 % до 89 % и становится сопоставимой для плотвы ХМАО – 99 % и плотвы ЯНАО – 95 %.

Сибирский химический комбинат. В период с 2000 по 2008 годы до остановки последнего реактора мощность общей дозы облучения придонной рыбы в реке Ромашка была 200 мкГр/сут [5]. При этом доля мощности внутреннего облучения была выше 97 %. В это же время в Чернильщиковской протоке мощность общей дозы облучения была 42 мкГр/сут. В обоих случаях внутренне облучение было преобладающим. Основной вклад в мощность дозовой нагрузки вносил фосфор – 32 порядка 90 %.

После остановки последнего реактора мощность усредненной дозы за 2009–2014 на придонную рыбу снизились на 2–3 порядка. В реке Ромашка, в которую непосредственно сливались отходы, содержащие радионуклиды, до 880 нГр/сут и в Чернильщиковской протоке на реке Томь до 140 нГр/сут. Основной вклад в суммарную мощность дозы облучения вносило внешнее облучение, обусловленное ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{152}Eu в донных отложениях.

Для Нижней Оби в качестве придонных рыб, можно рассматривать карася и леща. Усредненные мощности доз облучения за 2004–2010 годы были

Таблица 3. Средние мощности внутренних доз для рыб Нижней Оби

	ХМАО, 2004–2010 г., нГр/сут		ЯНАО, 2014–2017 г., нГр/сут	
	от ^{90}Sr	от ^{137}Cs	от ^{90}Sr	от ^{137}Cs
Карась	102 ± 27	23,6 ± 6,4	–	–
Лещ	331 ± 161	1,88 ± 0,92	–	–
Налим	57 ± 18	2,74 ± 0,64	–	–
Окунь	514 ± 198	8,76 ± 3,37	78,5 ± 9,3	10,2 ± 1,21
Пелядь	–	–	174 ± 58	8,69 ± 2,90
Плотва	84 ± 15	2,53 ± 0,45	48,7 ± 3,9	5,45 ± 0,43
Пыжьян	–	–	119 ± 67	3,27 ± 2,02
Ряпушка	–	–	35,0 ± 3,7	2,21 ± 0,23
Щокур	–	–	52,3 ± 7,1	4,49 ± 0,61
Щука	71 ± 16	8,57 ± 1,91	112 ± 22	10,9 ± 2,2
Язь	183 ± 61	1,83 ± 0,60	48,5 ± 11,3	9,99 ± 1,86

130 и 336 нГр/сутки, что в несколько раз меньше чем в реке Ромашка и сравнимо с оценками доз по придонным рыбам в Чернильщиковой протоке на реке Точь [5].

Как и в случае с ПО «Маяк» мощность дозы облучения рыбы на расстоянии порядка 100 км по течению от точки сброса ЖРО уменьшается более чем на порядок величин. Оценки мощности усредненной дозы облучения рыб за 2012–2013 годы в р. Теча выше, чем для рыбы в р. Ромашка в 2009–2014 годы. Необходимо учесть, что для рыб в этих реках разный состав дозообразующих элементов.

Заключение

1. Мощность дозовой нагрузки на все виды исследуемых рыб не превышают рекомендованные МКРЗ уровни консервативного экологически безопасного уровня облучения – 1 мГр/сутки.

2. Мощность внутренней дозовой нагрузки от радионуклидов аккумулированных в исследуемых

рыбах Нижней Оби и плотвы в реки Течи, на расстоянии более 100 км ниже по течению от точки сброса ЖРО, выше мощности внешней дозовой нагрузки от радионуклидов в окружающей среде. В реке Ромашка основной вклад в суммарную мощность дозы облучения после остановки реакторов вносит внешнее облучение от радионуклидов, аккумулированных в донных отложениях.

3. Основной вклад в формирование мощностей дозовых нагрузок для всех исследуемых рыб Нижней Оби и плотвы в реке Теча вносит ^{90}Sr , аккумулированный в организме рыб.

4. Мощности дозы для окуня, плотвы и щуки Нижней Оби (ХМАО) на 1–3 порядка величин ниже, чем в реке Теча вблизи ПО «Маяк». Дозы для придонной рыбы (карась, лещ) Нижней Оби в несколько раз ниже, чем в реке Ромашка вблизи Сибирского химического комбината.

Работа выполнена в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН, тема № АААА-А19-119032090023-0.

Литература

- Алексахин Р. М., Булдаков И. А., Губанов В. А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. Под общей ред. И. А. Ильина и В. А. Губанова / – М., ИздАТ, 2001. – 752 с.
- Лаврентьева Г. В., Сынзыныс Б. И. Современные тенденции оценки радиационного экологического риска. Обзор // Радиация и риск., 2020. Том 29. – № 2. – С. 128–138.
- Лунёва К. В., Крышев А. И. Анализ радиоэкологического воздействия Красноярского горно-химического комбината на объекты речной биоты в 2000–2012 гг. // Радиация и риск, 2014. – Т. 23. – № 1. – С. 89–96.
- Никитин А. И., Чумичев В. Б., Валетова Н. К., и др. Современное содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ и трития в воде речной системы Тобол-Иртыш (от устья р. Исеть до слияния с р. Обь) // Известия вузов. Ядерная энергетика, 2005. – № 3. – С. 26–34
- Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Росатома. // Под общей редакцией И. И. Линге и И. И. Крышева. – М.: «САМ полиграфист», 2015. – 296 с.
- Трапезников А. В. ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пресноводных экосистемах. Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2010. – 510 с.
- Трапезников А. В., Трапезникова В. Н., Коржавин А. В., Николкин В. Н. Радиоэкологический

- мониторинг пресно водных экосистем. – Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2014. – Т. I. – 496 с.
8. Трапезников А. В., Трапезникова В. Н., Коржавин А. В., Николкин В. Н. Радиоэкологический мониторинг пресно водных экосистем. – Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2016. – Т. II. – 480 с.
9. Трапезников А. В., Трапезникова В. Н., Коржавин А. В., Николкин В. Н. Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем. – Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2018. – Т. III. – 304 с.
10. Тряпицына Г. А., Осипов Д. И., Егорейченков Е. А., и др. Оценка состояния эритропоза у плотвы (*rutilus rutilus*) радиоактивно загрязненной реки Теча 2017 г. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2017. – Т. 57. – № 1. – С. 98–107.
11. Тряпицына Г. А., Пряхин Е. А., Осипов Д. И., и др. Реакция эритропоза на трипаносомную инвазию у рыб, обитающих в радиоактивно загрязненной реке Теча // Радиационная биология. Радиоэкология, 2019. – Т. 59. – № 1. – С. 82–93.
12. Экология рыб Обь-Иртышского бассейна. – М.: Т-во научных изданий КМК, 2006. – 596 с.
13. ICRP Publication 108. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants // Ann. ICRP, 2008. – V. 38. – № 4–6. – 251 p.

ЭЛЕМЕНТНЫЙ И МИНЕРАЛЬНЫЙ СОСТАВЫ ЛИСТЬЕВ ТОПОЛЯ КАК ИНДИКАТОРЫ ВЛИЯНИЯ ГОРНОРУДНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

Л. А. Дорохова¹, Д. В. Юсупов^{2,3}, Л. М. Павлова¹

¹Институт геологии и природопользования ДВО РАН
Благовещенск, Россия, liubov.ad@yandex.ru, pav@ascnet.ru

²Амурский государственный университет

Благовещенск, Россия, yusupovd@mail.ru

³Национальный исследовательский Томский политехнический университет
Томск

ELEMENTAL AND MINERAL COMPOSITION OF POPLAR LEAVES AS INDICATORS OF THE INFLUENCE OF THE MINING INDUSTRY

L. A. Dorokhova¹, D. V. Yusupov^{2,3}, L. M. Pavlova¹

¹Institute of Geology & Nature Management FEB RAS
Blagoveshchensk, Russia, liubov.ad@yandex.ru, pav@ascnet.ru

²Amur State University

Blagoveshchensk, Russia, yusupovd@mail.ru

³Tomsk Polytechnic University

Tomsk, Russia,

The paper presents the biogeochemical monitoring studies using a set of methods, which allowed obtaining data on the distribution of chemical elements in the leaves of poplar (*P. balsamifera* L.) in areas with mining industry. It has been established that the elemental and mineral composition of poplar leaves characterizes the presence of operating enterprises in the territories. Indicator elements and their forms of occurrence on poplar leaves in the zone of influence of the mining industry are: for Krasnokamensk U, the "Vesely" mine – Au, Cu and Ag, Sorsk – Mo.

Введение

Одним из наиболее значимых факторов техногенного преобразования природной среды является горнодобывающая промышленность. Особенностью такого негативного влияния является сочетание и значительное усиление друг друга двух факторов: техногенеза и природных геохимических аномалий.

В карьерах ведется добыча руды, вследствие чего наблюдаются такие проблемы, как вскрытие горизонта подземных вод и формирование депрессионной воронки, загрязнение подземных и поверх-

ностных вод различными элементами, разрушение уступов карьера, увеличение его площади, значительные выбросы пыли в атмосферу за счет развития ветровой эрозии.

Загрязнение горнорудных районов и прилегающих к ним территорий, интенсивность и формы его проявления зависят от многих геолого-геохимических факторов, обусловленных, прежде всего, геологическим строением района месторождения, минеральным и химическим составом руд, способом их извлечения и механическим преобразованием,

наличием геохимических барьеров, условиями естественной и техногенной миграции компонентов руд, а также технологией переработки значительных масс горных пород и их обогащения и т. д. (Шурова, 2006).

Цель работы – установить индикаторные элементы и их минеральные ассоциации, характеризующие влияние горнорудной промышленности на атмосферный воздух.

Материалы и методы

В качестве объекта исследования выбраны листья тополя бальзамического (*Populus balsamifera L.*). Благодаря анатомическим и морфологическим особенностям строения листьев, их используют в роли природного планшета, аккумулирующего пыль и аэрозоли из приземного атмосферного воздуха (Юсупов и др., 2019).

Пробы листьев тополя отбирали в конце августа-начале сентября по регулярной сети на территории г. Краснокаменска, г. Сорска и на территории рудника «Веселый» (с. Сейка) согласно методическим рекомендациям (Зырин, Малахов, 1981). Листья не промывали, чтобы сохранить пылевую составляющую.

Содержание 28 химических элементов, включая торий и уран, в образцах золы листьев тополя определяли методом инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) по аттестованной методике (НСАМ ВИМС № 410-ЯФ) в аккредитованной ядерно-геохимической лаборатории на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т в Томском политехническом университете (аналитики А. Ф. Судыко, Л. В. Богутская). Масса навески золы составляла 100 ± 1 мг. Навеску золы заворачивали в алюминиевую фольгу известного состава и облучали.

Изучение элементного состава микрочастиц на поверхности листьев тополя проводили в отделении геологии ТПУ на сканирующем электронном микроскопе «Hitachi S-3400N» с приставкой «Bruker XFlash 5010» для проведения рентгеноспектрального микроанализа. Приставка обеспечивает обнаружение элементов от бора до америция. Использовали низкий вакуум во избежание «зарядки» поверхности изучаемого образца и его разрушения. Применяли детектор обратно-рассеянных электронов (BSE) для изучения фазового состава микрочастиц на поверхности образцов по контрасту. Давление в вакуумной камере варьировалось от 50 до 100 Па.

Результаты и их обсуждение

Уранодобывающая промышленность. На территории г. Краснокаменска расположен крупный горнопромышленный комплекс – Приаргунский производственный горно-химический комбинат. Комбинат с 1968 года ведет эксплуатацию месторождений урана Стрельцовского рудного узла в Забайкальском крае, обеспечивая 96 % всего уранового сырья России. Особенность Стрельцовского рудного узла за-

ключается в значительных запасах урана и высоком качеством руд (Шатков, 2015). По раннее проведенным исследованиям показано, что на протяжении более двух десятилетий эксплуатации месторождений в почвах промышленной зоны содержание урана увеличилось в 6 раз – с 2–8 до 12–48 мг/кг (Величкин, Чуднявцева, 2009). Анализ исследуемого населенного пункта по частоте встречаемости элементов и их минеральных ассоциаций показал, что специфическим элементом является уран, а специфическими минеральными фазами – оксид урана.

Источниками техногенного воздействия, связанными с основным производством, являются объекты: карьеры, отвалы, стволы шахт, гидрометаллургический завод и его хвостохранилище. К источникам, связанным с сопутствующим производством, относятся сернокислотный завод, его хвостохранилище, цементный завод, теплоэлектростанция с золотвалом. В промышленной зоне в золе листьев тополя установлено максимальное содержание урана среди территорий азиатской части России – 12,2 мг/кг (табл. 1), которое превышает региональный средний уровень в 80 раз.

Высокие концентрации урана в золе листьев тополя наблюдаются на территории промышленной зоны. На поверхности листьев тополя в зоне влияния комбината и на 4 км в восточном направлении выявлено значительное количество собственных урановых минералов – оксидов U размером до 5 мкм (рис. 1). Это обусловлено как природным фактором, связанным с геологическим строением, так и техногенным фактором, вызванным открытой и подземной разработками месторождений, а также первичной переработкой урановой руды.

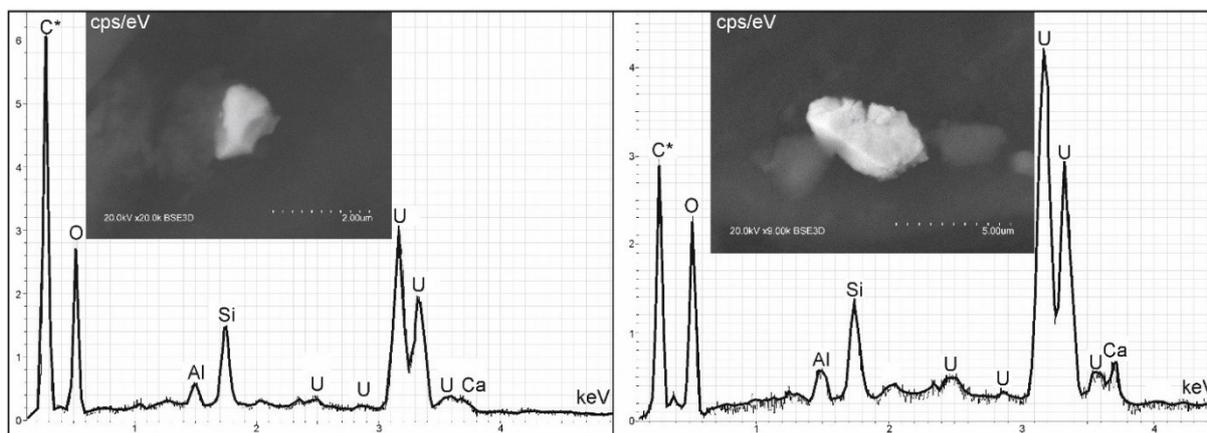
В листьях тополя, отобранных в селитебной зоне Краснокаменска (> 10 км от источников), концентрация урана меньше. Здесь отмечаются единичные точки с повышенным содержанием урана, где обнаружены единичные минеральные частицы размером до 3 мкм с содержанием урана 7 масс %.

Золотодобывающая промышленность. Территория Республики Алтай, которая характеризуется высоким природно-ресурсным потенциалом, относилась к регионам, который не был затронут промышленным техногенезом. Со второй половины XX века территория также начала испытывать воздействие горнодобывающей промышленности. Золотодобывающее предприятие рудник «Веселый» создан в 1951 г. и расположен в северо-восточной части Горного Алтая. Основным извлекаемым компонентом является Au. Попутно извлекаются Cu и Ag. Способ отработки месторождения – подземный. Отвальные хвосты складировались в хвостохранилищах (Шурова, 2006).

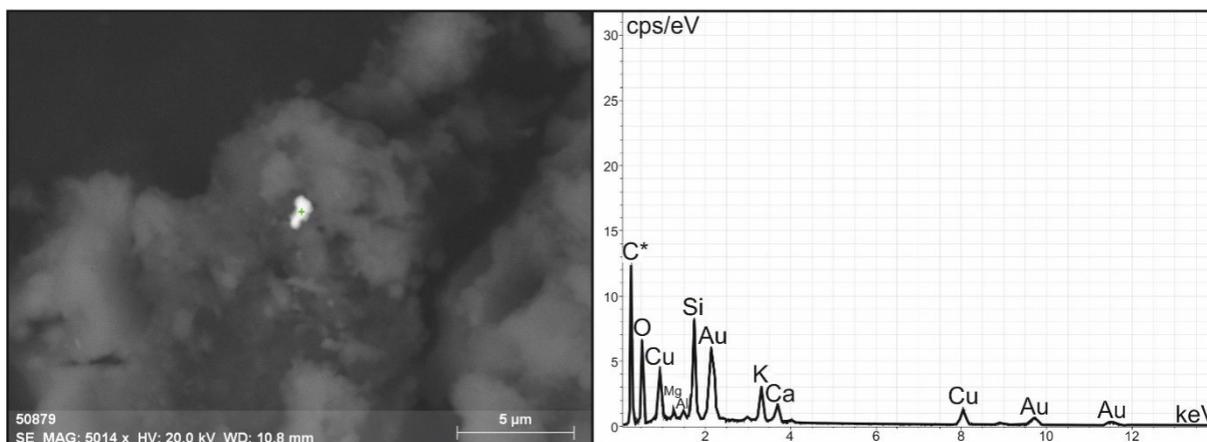
По раннее приведенным исследованиям установлено, что в твердых и жидких отходах золотоизвлекательной фабрики уровень присутствия ряда рудных элементов (Cu, Hg, As и др.) заметно выше

Таблица 1. Содержание тория и урана (мг/кг) в золе листьев тополя (N = 31) на территории промышленной зоны Приаргунского горно-химического комбината

Химический элемент	Статистические параметры				
	Среднее	Максимум	Медиана	Стандартное отклонение	Коэффициент вариации, %
U	4,54 ± 1,29	12,16	3,95	3,65	80
Th	0,61 ± 0,07	1,06	0,59	0,20	34

**Рис. 1.** Частицы оксида урана на поверхности листа тополя на территории г. Красно-каменка и их энергодисперсионный спектр: Al, Si, Ca – матричные элементы**Таблица 2.** Содержание золота и серебра (мг/кг) в золе листьев тополя (N = 4) на территории рудника «Веселый»

Химический элемент	Статистические параметры				
	Среднее	Максимум	Медиана	Стандартное отклонение	Коэффициент вариации, %
Au	0,31 ± 0,11	0,65	0,20	0,23	72
Ag	2,05 ± 1,32	5,98	0,91	2,64	128

**Рис. 2.** Минеральная частица золота в листе тополя в районе влияния рудника «Веселый»: Mg, Al, Si, K, Ca – матричные элементы

эколого-гигиенических нормативов (Робертус и др., 2007). Высокие концентрации этих же элементов зафиксированы в донных отложениях рек, которые находятся в зоне влияния хвостохранилища рудника. Проведенные нами исследования позволили выявить геохимические особенности данной территории посредством элементного состава листьев тополя. Влияние горно-добывающего производства нашло свое отражение в элементном и минеральном составе листьев тополя. Так, специфическими элементами для данной территории являются, главным образом, Au, Cu и Ag. Проведенная статистическая обработка методами факторного и кластерного анализа показала, что эта же группа элементов имеет высокий коэффициент корреляции Пирсона r и отдельный источник поступления.

Статистические параметры содержаний Au и Ag в золе листьев тополя представлены в табл. 2. Установлены наибольшие средние концентрации Au и Ag (0,31 мкг/кг и 2,05 мкг/кг соответственно) среди всех изученных урбанизированных территорий, превышающие региональный средний уровень в 95 и 14 раз. Частицы, содержащие As, Ag, Hg, Pb, образуются в результате добычных работ, функционирования обогатительной фабрики с образованием хвостов переработки руд.

С помощью электронной микроскопии обнаружены различные формы нахождения золота – с примесью меди (рис. 2) и серебра размером ~ 0,7–2 мкм в диаметре.

Горно-обогатительная промышленность. На территории г. Сорска находится горно-обогатительный комбинат (СГОК) – одно из крупнейших предприятий России по добыче и переработке медно-молибденовых руд, конечной продукцией которого является молибденовый концентрат. Разведанные запасы Сорского месторождения составляют около 58,1 млн. тонн молибденовой руды. Разработка месторождения ведется открытым способом. Санитарно-защитная зона вокруг предприятия составляет 500 м. Фактическое расстояние от объекта до многоэтажной жилой застройки составляет около 400 м, до малоэтажной застройки – 30–50 м.

За многолетний период открытой разработки Сорского месторождения на площадях, прилегающих к карьере, сформированы многоярусные отвалы вскрышных пород с крутыми откосами вскрышных пород, занимающие площадь порядка 8 км². Они сложены интрузивными скальными породами: гранитами, сиенитами, диоритами, диоритовыми и андезитовыми порфиритами.

Химическое выветривание пород в отвалах происходит под влиянием атмосферных осадков, среднегодовое количество которых в пределах территории составляет около 380 мм в год, причем 80–90 % их выпадает в виде дождей.

Проведенные исследования твердого осадка снега показали экстремально высокие значения коэффициентов концентрации для Mo, Cu, Ag, Cd, содержание которых превышает фоновые значения в

Таблица 3. Содержание тория и урана (мг/кг) в золе листьев тополя (N = 16) на территории Сорского горно-обогатительного комбината

Химический элемент	Статистические параметры				
	Среднее	Максимум	Медиана	Стандартное отклонение	Коэффициент вариации, %
U	0,34 ± 0,06	1,22	0,29	0,26	76
Th	0,70 ± 0,09	1,56	0,58	0,34	49

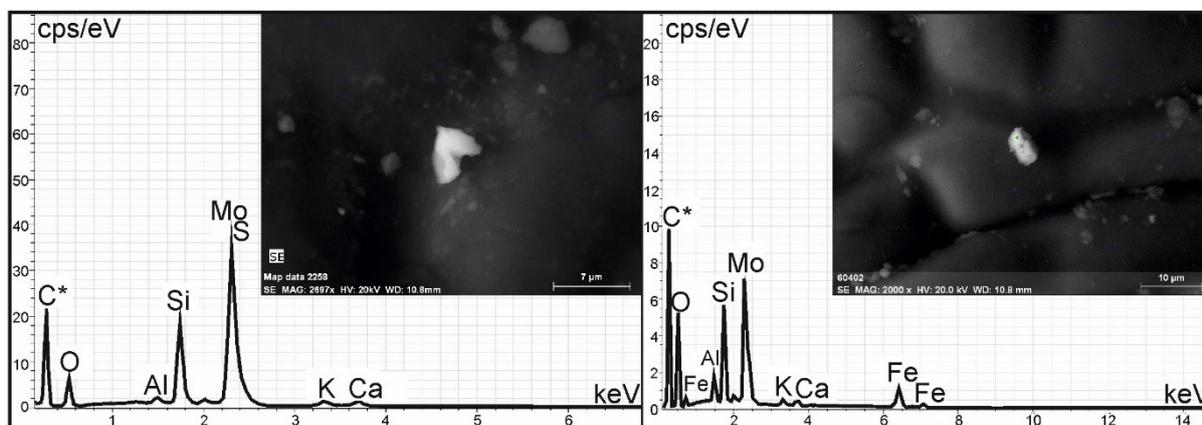


Рис. 3. Минеральные частицы молибдена на поверхности листа тополя в зоне влияния Сорского горно-обогатительного комбината: Al, Si, K, Ca – матричные элементы

20–500 раз. Эти элементы являются главными поллютантами на территории и за пределами комбината (Белошейкина, 2017).

Деятельность горно-обогатительного комплекса также отражается на минеральном составе поверхности листьев тополя. Методом СЭМ на поверхности листьев зафиксировали содержащие металлы частицы, преимущественного техногенного происхождения. Наиболее часто встречаются различной формы Мо-содержащие частицы, размерами до 18 мкм, с примесью железа в составе до 10 масс. % (рис. 3).

Статистические параметры содержания радиоактивных элементов в золе листьев тополя представлены в табл. 3. По рассчитанным коэффициентам концентрации геохимический ряд возглавляют U (2,34) и Th (1,88). Повышенные концентрации радиоактивных элементов по сравнению со средним региональным уровнем, вероятно, связаны с фактором «петрофонда» – акцессорной минерализацией вмещающих лейкократовых гранитов, гранит-порфиров, сиенит-порфиров.

Заключение

Открытая добыча полезных ископаемых изменяет вещественный состав всех компонентов окружающей среды. Степень негативного влияния горно-

добывающей промышленности на природную среду определяется составом перерабатываемых полезных ископаемых, применяемыми технологиями, а также количеством выбросов, сбросов, объемами размещаемых отходов и их месторасположением. Кроме того, негативное воздействие на атмосферный воздух оказывает фактор рассеяния минеральной пыли.

С помощью биогеохимических исследований показано, что индикаторными элементами и их минеральными формами нахождения на листьях тополя в зоне влияния горнодобывающей промышленности на территории г. Краснокаменска являются – U, рудника «Веселый» – Au, Cu и Ag, г. Сорска – Mo, в меньшей степени радиоактивные элементы. Таким образом, элементный и минеральный составы листьев тополя отражают специфический характер воздействия горнодобывающих предприятий на компоненты природной среды, в том числе на приземный атмосферный воздух.

Авторы выражают благодарность Ю. В. Робертусу (канд. геол.-минерал. наук) за предоставленные образцы листьев тополя с территории рудника «Веселый»; аналитикам А. Ф. Судыко, Л. В. Богутской за проведение ИНАА.

Литература

1. Белошейкина А. В. Оценка загрязнения территории Сорского горно-обогатительного комбината (Республика Хакасия) по данным исследования снежного покрова / А. В. Белошейкина // Проблемы геологии и освоения недр: труды XXI Международного научного симпозиума студентов и молодых ученых имени академика М. А. Усова, Томск, 3–7 апреля 2017. – Томск: Изд-во ТПУ, 2017. – Т. 1. – С. 701–702.
2. Величкин В. И., Чуднявцева И. И. Ландшафтно-геохимические исследования при оценке радиологического состояния окружающей среды в зоне влияния уранодобывающего и перерабатывающего комплекса (на примере Стрельцовского Мо–U рудного поля) / В. И. Величкин, И. И. Чуднявцева // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология, 2009. – № 2. – С. 99–114.
3. Зырин Н. Г., Малахов С. Г. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами / Н. Г. Зырин, С. Г. Малахов. – Москва: Московское отделение гидрометеоздата, 1981. – 110 с.
4. Робертус, Ю.В., Любимов, Р.В., Сакладов, А.С. О влиянии производственных отходов ОАО «Рудник Веселый» на состояние окружающей среды / Ю. В. Робертус, Р. В. Любимов, А. С. Сакладов // Бюлл. «Природные ресурсы Горного Алтая», 2007. – № 1. – С. 79–82.
5. Шатков Г. А. Стрельцовский тип урановых месторождений / Г. А. Шатков // Региональная геология и металлогения, 2015. – № 63. – С. 85–96.
6. Шурова М. В. Эколого – геохимическая оценка состояния природной среды в районе рудника «Веселый» (Республика Алтай): автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук: 25.00.36 / Майя Владимировна Шурова. – Томск, 2006 – 13 с.
7. Юсупов Д. В., Рихванов Л. П., Судыко А. Ф., Барановская Н. В., Дорохова Л. А. Радиоактивные элементы (торий, уран) в листьях тополя на урбанизированных территориях и их индикаторная роль / Д. В. Юсупов, Л. П. Рихванов, А. Ф. Судыко, Н. В. Барановская, Л. А. Дорохова // Разведка и охрана недр, 2019. – № 2. – С. 61–68.

СВЯЗЬ СОДЕРЖАНИЯ УРАНА В ВОЛОСАХ ДЕТЕЙ С ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИМИ ФАКТОРАМИ В РЕСПУБЛИКЕ БАШКОРТОСТАН

А. Н. Злобина¹, И. М. Фархутдинов²

¹Башкирский государственный университет
Уфа, Россия, anastasiyazl@mail.ru

²Государственный геологический музей им. В. И. Вернадского РАН
Москва, Россия, i.farkhutdinov@sgm.ru

URANIUM IN CHILDREN'S HAIR AND GEOECOLOGICAL FACTORS IN THE REPUBLIC OF BASHKORTOSTAN

A. N. Zlobina¹, I. M. Farhutdinov²

¹Bashkir State University

Ufa, Russia, anastasiyazl@mail.ru

²Vernadsky State Geological Museum

Moscow, Russia, i.farkhutdinov@sgm.ru

This research analyses the ecological correlations of the U contents in children's hair with the geological and ecological situation in the Republic of Bashkortostan (RB), Russia. The spread of U concentration values in 49 samples ranged from 0.01 to 0.18 g/t, the average U content in hair is 0.04 g/t. The spatial distribution of the U content in children's hair positively correlates ($r = 0.93$) with the concentration of the element in the drinking water limescale. Elevated U concentrations in the West of the RB corresponded with the horsts of the granite-gneiss crystalline basement and their slopes, with the Permian red beds' strata and oil fields.

Введение

Республика Башкортостан (РБ) является уникальным полигоном для геохимических и геоэкологических исследований – территория общей площадью 143600 км² находится в зоне сочленения двух крупных геологических структур. Восточная часть расположена в горной местности Южного Урала, западная часть находится в пределах Восточно-Европейской платформы. Между данными структурами выделяется переходная зона – Предуральский краевой прогиб. Такое разнообразие структур определяет сложную и разнообразную геохимическую обстановку. Также геохимический состав воды, почвы, накипи, волос в РБ определяется наличием развитого производственного сектора: металлургия, машиностроение, горнодобывающая, нефтехимическая, химическая, медицинская, пищевая, стекольная промышленность и др. Поэтому исследования на данной территории в области медицинской геологии являются достаточно перспективными [8].

Для выявления отражения экологической специфики местности в организме жителей РБ были выбраны волосы, как легкодоступный материал, способный депонировать химические элементы, в том числе уран [1, 6].

Материалы и методы

Пробы волос были отобраны среди детей и подростков (оба пола) в 8 населенных пунктах РБ. Всего было проанализировано 49 проб волос. Анализ содержания U проводился методом инструменталь-

ного нейтронно-активационного анализа (ИНАА) с использованием исследовательского ядерного реактора ИРТ-Т ТПУ (ядерно-геохимическая лаборатория Международного инновационного научно-образовательного центра «Урановая геология», аттестат аккредитации № RA.RU.21A527 от 08.04.2015 г., аналитики – А. Ф. Судыко, Л. В. Богутская).

Для обработки данных применяли программные пакеты Statistica 8.0 и Microsoft Excel 2013.

Результаты и их обсуждение

Усредненные данные по содержанию U в 49 пробах детских волос для 8 населенных пунктов приведены в таблице 1. Разброс значений концентрации U находится в диапазоне от 0,01 до 0,18 г/т. Среднее содержание U в волосах детей республики составило 0,04 г/т. Этот показатель ниже, чем в Томской, Челябинской, Иркутской областях [6].

Отмечено незначительное понижение средних концентраций U в волосах детей с возрастом (рис. 1). Половые различия по накоплению элемента не выявлены. Это согласуется с ранее проведенными исследованиями возрастных и половых аспектов изменчивости концентраций микроэлементов, в том числе U, в волосах детей РБ [3].

Пространственное распределение содержания U в волосах детского населения положительно коррелирует ($r = 0,93$) с концентрацией элемента в накипи питьевых вод РБ (рис. 2) и отражает геологическую и экологическую характеристику региона [7].

Повышенная концентрация U в волосах детей и накипи питьевых вод на западе РБ, например в Илишевском районе, может быть связана как с природными, так и техногенными факторами. В геологическом отношении данная зона соответствует поднятиям кристаллического гранито-гнейсового фундамента (Южно-Татарский свод и его восточный склон, глубины залегания – от 2,5 до 6 км) и областям распространения пермских красноцветных толщ уфимского яруса (P₁) [2, 4]. Также данная зона характеризуется наличием нефтяных месторождений, в пределах которых МЭД иногда достигает 3000 мкР/ч [5].

Незначительное повышение U в волосах детей Уфимского района может быть связано с работой нефтехимических предприятий.

В остальных исследуемых районах U в волосах детей накапливается в пределах среднего содержания по РБ.

Заключение

Исследование содержания U в волосах детей и подростков 8 населенных пунктов РБ показало относительно низкие значения. Средняя концентрация U в волосах детей составила 0,04 г/т. Пространственное распределение содержания U в волосах детского населения положительно коррелирует с концентрацией элемента в накипи питьевых вод РБ ($r = 0,93$). Повышенные значения характерны для западной части РБ, где развита нефтедобыча. Также на содержание U в волосах детей из западных районов РБ может влиять распространение медистых песчаников гидрогенного генезиса в пермских красноцветных толщах. Незначительное повышение U в волосах детей Уфимского района может быть связано с работой нефтехимических предприятий.

Авторы благодарны профессору Л. П. Рихванову (1945–2020) за всестороннюю поддержку данных исследований, сотрудникам Отделения геологии ИШПР ТПУ профессору Н. В. Барановской, А. И. Белянов-

Таблица 1. Сравнительные биохимические параметры крови крупного рогатого скота

Населенный пункт	Среднее содержание U в накипи питьевых вод, г/т	Среднее содержание U в волосах детей, г/т
Бурзянский район (д. Яумбаево)	0,04 (N = 3)	0,03 (N = 4)
Илишевский район (с. Верхнеяркеево)	15,9 (N = 3)	0,08 (N = 8)
Илишевский район (с. Старокуктово)	11,3 (N = 1)	0,06 (N = 2)
Караидельский район (с. Караидель)	3,01 (N = 3)	0,03 (N = 5)
Краснокамский район (г. Нефтекамск)	0,30 (N = 1)	0,03 (N = 10)
Кугарчинский район (д. Бикбулатово)	3,86 (N = 1)	0,03 (N = 9)
Кугарчинский район (с. Мраково)	1,64 (N = 2)	0,03 (N = 1)
Уфимский район (с. Нижегородка, д. Берёзовка, с. Таптыково, п.Чесноковка)	5,04 (N = 3)	0,04 (N = 10)
Среднее для РБ по указанным районам	5,13 (N = 17)	0,04 (N = 49)

N – количество проб.

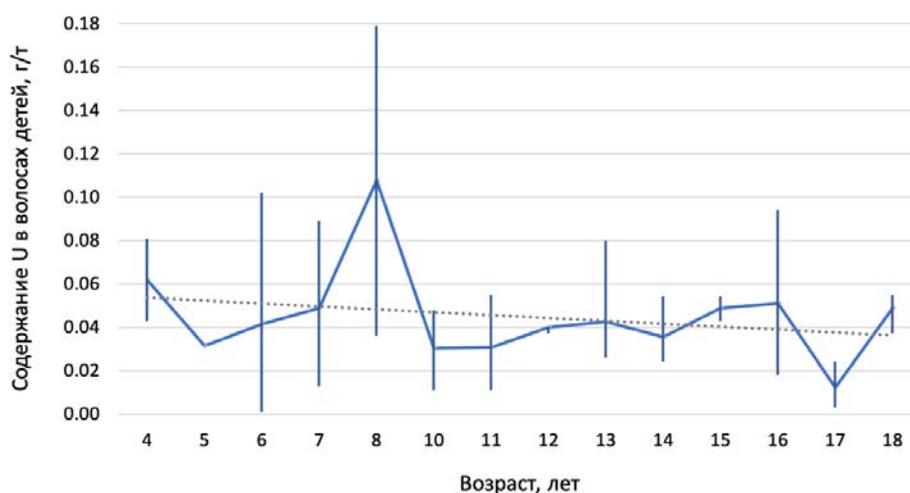


Рис. 1. Интервал разброса и среднее содержание U в волосах детей и подростков РБ относительно возраста. Пунктиром отмечена линия тренда по среднему значению

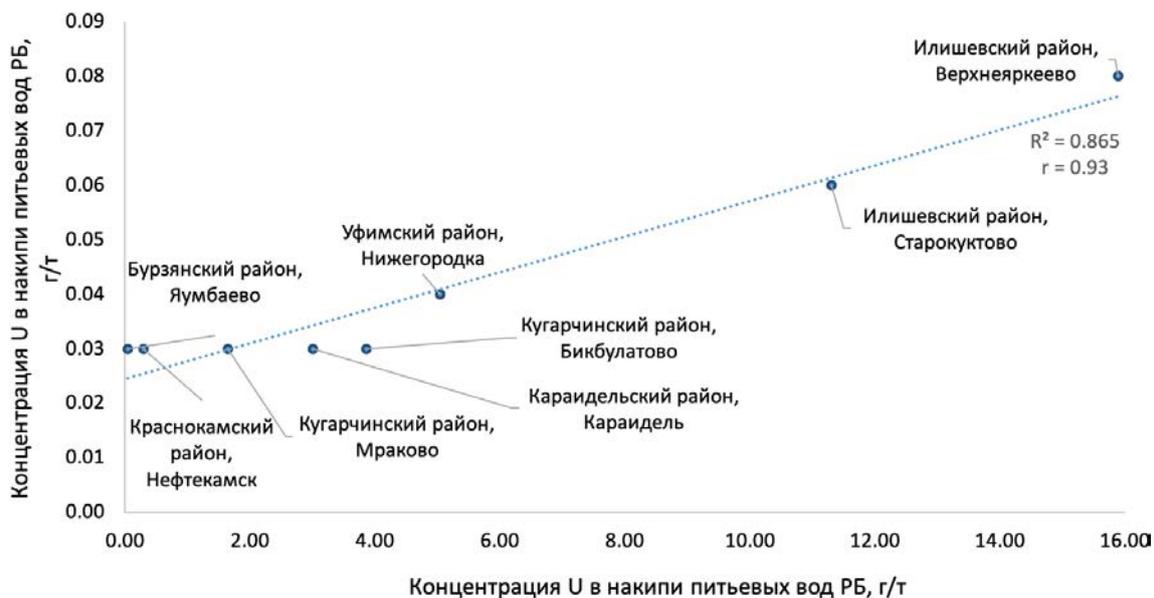


Рис. 2. График зависимости концентрации U в волосах детей от содержания элемента в накипи питьевых вод РБ ($r = 0,93$)

ской, Д. В. Наркович за помощь в пробоподготовке, А. Ф. Судыко, Л. В. Богутской за аналитическую работу, а также всем жителям РБ, принявшим участие в исследовании.

Литература

1. Барановская Н. В. Региональная специфика элементного состава волос детей, проживающих на территории томской области / Н. В. Барановская, Д. В. Швецова, А. Ф. Судыко // Известия Томского политехнического университета, 2011. – Т. 319. – № 1. – С. 212–220.
2. Волков А. В., Новиков И. А., Разумовский А. А., Мурашов К. Ю., Сидорова Н. В. Геохимические особенности и условия образования медистых песчаников Оренбургского Предуралья // Литосфера, 2018. – Т. 18. – № 4. – С. 593–606.
3. Зорина Д. Ю. Возрастные и половые аспекты изменчивости концентраций токсичных микроэлементов в волосах башкирских детей и подростков // Вестник Московского университета. Серия XXIII. Антропология, 2010. – № 4. – С. 88–94.
4. Контарь Е. С. Геолого-промышленные типы месторождений меди, цинка, свинца на Урале (геологические условия размещения, история формирования, перспективы). – Екатеринбург: УГГУ, 2013. – 199 с.
5. Минигазимов Н. С. Охрана и рациональное использование водных ресурсов в нефтяной промышленности: автореф. дис. д-ра техн. наук. – Екатеринбург, 2000. – 45 с.
6. Наркович Д. В. Элементный состав волос детей как индикатор природно-техногенной обстановки территории (на примере Томской области), Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук: автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2012. – 21 с.
7. Фархутдинов И. М., Соктоев Б. Р., Рихванов Л. П., Фархутдинов А. М., Злобина А. Н., Исмагилов Р. А., Никонов В. Н., Белан Л. Н. Влияние геологических факторов на распределение урана и тория в солевых отложениях питьевых вод (Республика Башкортостан) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов, 2020. – Т. 331. – № 4. – С. 16–27. DOI 10.18799/24131830/2020/4/2590.
8. Farkhutdinov I., Farkhutdinova L., Zlobina A., Farkhutdinov A., Volfson I., Matveenko I. Historical aspects of medical geology // Earth Sciences History, 2020. – Vol. 39. – № 1. – P. 172–183. doi: 10.17704/1944-6187-39.1.172.

БИОГЕННАЯ МИГРАЦИЯ УРАНА В УСЛОВИЯХ ОЗЕРА ИССЫК-КУЛЬ

Б. К. Калдыбаев¹, Г. Б. Кадырова¹, Б. М. Дженбаев²

¹Иссык-Кульский государственный университет
Каракол, Кыргызстан, kbakyt387@gmail.com

²Институт биологии НАН КР
Бишкек, Кыргызстан, bekmamat2002@mail.ru

BIOGENIC MIGRATION OF URANIUM IN THE CONDITIONS OF ISSYK-KUL LAKE

B. K. Kaldybaev¹, G. B. Kadyrova¹, B. M. Jenbaev²

¹Issyk-Kul State University
Karakol, Kyrgyzstan, kbakyt387@gmail.com

²Institute of Biology of the National Academy of Sciences of the Kyrgyz Republic
Bishkek, Kyrgyzstan, bekmamat2002@mail.ru

Using the Erica tool 1.3 software package, an analysis of the biogenic migration of uranium in the conditions of Lake Issyk-Kul was carried out. The accumulation of uranium by aquatic organisms absorbed radiation doses, and a radiation risk factor has been established. Within the absorbed doses (0–50 $\mu\text{Gy} / \text{h}$), no statistically significant negative biological effects on the fish organism are observed. Natural radionuclides are found predominantly in bone tissue compared to muscle tissue. The content of uranium and other naturally occurring radionuclides is within background levels.

Введение

Озеро Иссык-Куль расположено в северо-восточной части Кыргызстана, между хребтами Северного Тянь-Шаня: Кунгей-Ала-Тоо и Терской-Ала-Тоо, на высоте 1609 м над уровнем моря. Озеро бессточное, в него впадает около 80 сравнительно небольших рек. Из них наибольшими являются Тюп и Джергалан, впадающие с востока. Вода солоноватая (минерализация воды – 5,90 ‰), поэтому зимой она не замерзает. Объём воды равен 1738 км³, площадь зеркала воды – 6236 км², средняя глубина – 278 м, наибольшая глубина 702 м. Протяжённость Иссык-Куля с запада на восток равна 182 км, а с юга на север – 58 км. Климат умеренно морской, при этом озеро оказывает смягчающее влияние. Средняя температура января: –2° –6°, средняя температура июля: +17° +21°. В западных горах, окаймляющих озеро, выпадает всего 115 мм осадков, на восточном берегу – около 600 мм [2].

Согласно исследований проф. В. В. Ковальского (1968), воды рек районов Иссык-Кульской котловины в значительно большей степени обогащены естественным ураном. Очевидно, повышенное содержание урана в водах следует связывать не только с климатическими условиями районов, но и с геологическим строением речных долин, а также особенностями химического состава речных вод, способных хорошо извлекать уран из горных пород. Так, например, если в северных реках России (Северная Двина, Лена, Нева, Кама) содержание урана колеблется в пределах $(2\text{--}13) \cdot 10^{-7}$ г/л, в то время как в реках, впадающих в озеро Иссык-Куль, его концентрация повышается до $(58\text{--}71) \cdot 10^{-7}$ г/л [3]. Согласно ряда

проведенных исследований за последние годы содержание урана в воде озера Иссык-Куль варьирует в пределах $(62\text{--}65) \cdot 10^{-6}$ г/л [5].

Материал и методы

Компьютерные программы в настоящее время широко используются в радиоэкологическом мониторинге окружающей среды. Пакет прикладных программ Erica tool 1.3 используется для радиоэкологической оценки состояния наземных и водных экосистем. Зная содержания радиоактивных элементов в почве или в воде, программа производит расчеты накопления радионуклидов живыми организмами, поглощённых доз облучения, оценку фактора радиационного риска. Элемент радиоэкологической оценки состоит из трех уровней, на первом уровне оценивается фактор радиационного риска, если его значение низкое, то можно ограничиться уровнем 1 (рис. 1). Если значение радиационного фактора повышено, то действие рекомендуется продолжить оценку на уровне 2. Для статистического распределения показателей используется уровень 3.

Для расчета фактора радиационного риска программой Erica tool 1.3 нами были введены данные удельной активности урана в воде озера Иссык-Куль. Если расчетное значение коэффициента риска выше 1, то существует вероятность накопления радионуклидов живыми организмами. Фактор риска (RQ) был определен по следующей формуле:

$$RQ_n = M_n / EMCL$$

где, RQ_n = Фактор риска для радионуклида «n»; M_n = измеренная концентрация активности для радио-

нуклида «п» в среде, Бк • л⁻¹ для воды; EMCLn = Предельно допустимая концентрация для радионуклидов «п» (в базе данных программы Erica).

Результаты исследований и их обсуждение

При среднем содержании урана в воде озера Иссык-Куль – 0,809 Бк/л, были получены следующие результаты (табл. 1). Среди эталонных организмов уран способен накапливаться водными растениями (190,09 Бк/кг). Уровень поглощенной дозы составил 4,56 мкГр/ч, она может варьировать в пределах 0,47–17,9 мкГр/ч. По базе данных программы Erica tool 1.3 поглощенные дозы в пределах (0–50 мкГр/ч) не оказывают статистически значимых отрицательных биологических эффектов на водные растения. При малых дозах радиации возможно незначительно стимулирующее действие на рост (в 1,2 раза). Для озера Иссык-Куль наибольшее видовое разнообразие приходится на группу сине-зеленых (*Cyanophyta*), диатомовых (*Bacillariophyta*) и зеленых (*Chlorophyta*) водорослей, особенно характерна хара ломкая, в отдельных мелководных зонах Иссык-Куля наблюдается их бурный рост. Среднее значение коэффициента риска для водных растений составляет (0,45). Если расчетное значение коэффициента риска выше 1, то существует вероятность накопления радионуклидов живыми организмами (рис. 2). Расчетное среднее содержание урана в пелагических рыбах составляет

7,11 Бк/кг на сырой вес. Уровень поглощенной дозы составил 0,17 мкГр/ч, она может варьировать в пределах 0,06–0,42 мкГр/ч (рис. 3).

По базе данных программы Erica tool 1.3 в пределах данных поглощенных доз не наблюдается статистически значимых отрицательных биологических эффектов на организм рыб. Известно, что уран преимущественно накапливается в костной ткани, почках, жабрах, а затем в печени, и только небольшая часть удерживается в мышцах. В виду того, что части органов рыб: жабры, печень и кости обычно население не едят, общая суточная доза для урана устанавливается ВОЗ-ом не больше 50 Бк/кг [4].

Сотрудниками лаборатории биогеохимии и радиэкологии института биологии НАН КР было исследовано распределение естественных радионуклидов (²²⁶Ra, ²²⁸Th и ²¹²Pb) в костной и мышечной ткани некоторых видов рыб озера Иссык-Куль [5]. Были выведены следующие виды рыб:

1. Окуневые – Судак (*Lucioperca Lucioperca*. 1958) – хищник и широко распространен (промысловый).
2. Лососевые – Иссык-Кульская форель (*Salmonidae Salmo ischchan Issykogegarkuni Lushin*. 1932) – бентосные рыбы и хищник (промысловый).
3. Иссык-Кульский чебачок (*Leuciscus bergi Kaschkarov*. 1925) – аборигенный и редкий вид.

Результаты исследований показали, что естественные радионуклиды преимущественно обнаруживаются в костной ткани по сравнению мышцами,

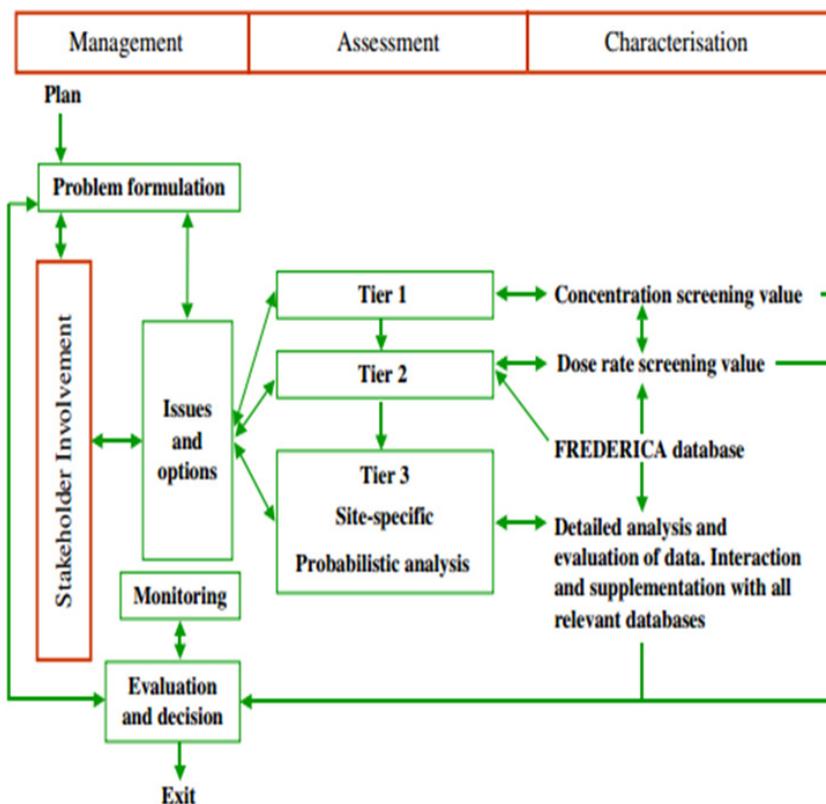


Рис. 1. Алгоритм программы Erica tool 1.3

Таблица 1. Расчетные данные содержания урана в эталонных организмах, поглощенной дозы и коэффициента риска

Organism	Activity Concentration in organism [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ f.w.}$]	Total Dose Rate per organism [$\mu\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1}$]	"Risk Quotient [unitless]"
Benthic fish	7,11854	0,170985077	0,017098508
Bird	7,11854	0,170845037	0,017084504
Crustacean	2,916395764	0,070112059	0,007011206
Macroalgae	67,28795463	1,625710588	0,162571059
Mollusc-bivalve	25,8856	0,621577747	0,062157775
Pelagic fish	7,11854	0,170845065	0,017084507
Phytoplankton	176,34565	4,259622187	0,425962219
Zooplankton	3,011897417	0,072286056	0,007228606
Vascular plants	190,09	4,56	0,45

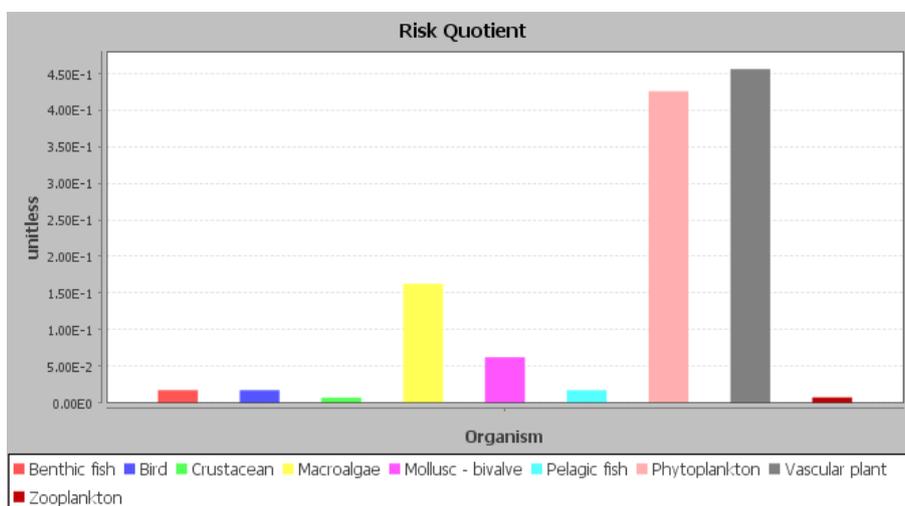


Рис. 2. Коэффициенты риска для эталонных организмов

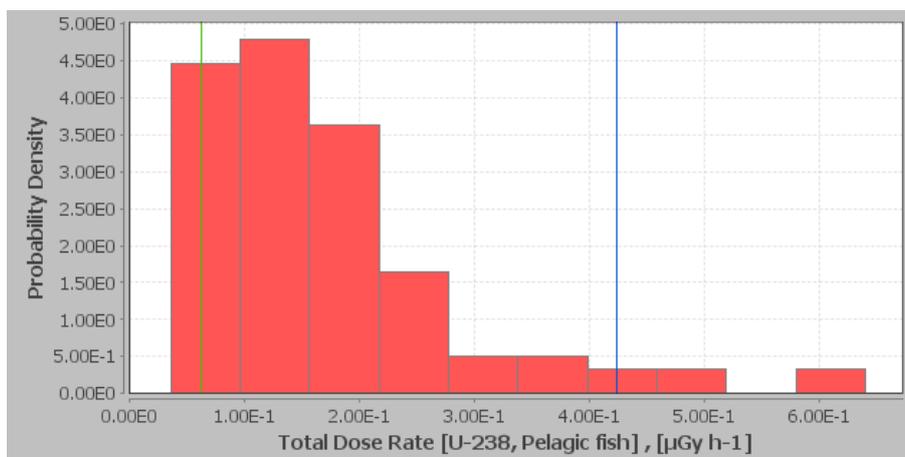


Рис. 3. Возможный предел поглощенной дозы у пелагических рыб 0,06–0,42 мкГр/ч

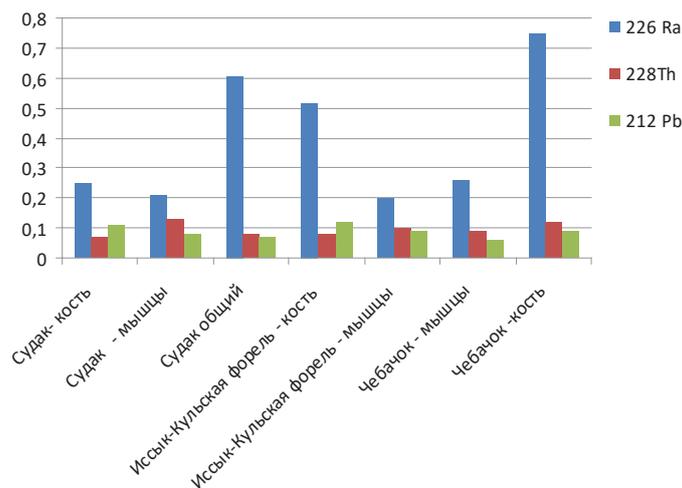


Рис. 4. Содержание естественных радионуклидов в костной и мышечной ткани рыб оз. Иссык-Куль (Бк/кг) на сырой вес

особенно ²²⁶Ra (рис. 4). Концентрации естественных радионуклидов варьируют в пределах фоновых значений, так например содержание ²²⁶Ra в общей массе двух летнего судака (*Lucioperca Lucioperca*) составило 0,61 Бк/кг на сырой вес, уровень поглощенной дозы – 0,081 мкГр/ч, коэффициент риска – 0,008. Для ²²⁸Th и ²¹²Pb характерны более низкие концентрации.

Заключение

Расчеты с использованием программы Erica tool 1.3 показали, что естественное содержание урана в воде озера Иссык-Куль (0,809 Бк/л) является безопас-

ной для живых организмов водной экосистемы, уровень поглощенной дозы, коэффициенты накопления и риска варьируют в пределах нормы.. Согласно выводов научного комитета ООН по действию атомной радиации поглощенная доза мощностью 80 мкГр/ч является пороговой дозой. Представленные поглощенные дозы для эталонных организмов в таблице 1 на много ниже данного показателя. Содержание урана и других естественных радионуклидов (²²⁶Ra, ²²⁸Th и ²¹²Pb) в отдельных видах рыб озера Иссык-Куль варьируют в пределах фоновых значений преимущественно радионуклиды обнаруживаются в костной ткани по сравнению мышцами.

Литература

1. Дженбаев Б. М. Современное состояние Иссык-Кульской урановой радиобиогеохимической провинции / Б. М. Дженбаев, Б. Т. Жолболдиев, Б. К. Калдыбаев // Радиационная биология. Радиоэкология, 2013. – Т. 53. – № 4. – С. 432–440.
2. Кадыров В. К. Гидрохимия озера Иссык-Куль и его бассейна / В. К. Кадыров – Фрунзе: Илим, 1986. – 212 с.
3. Ковальский В. В. Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины / В. В. Ковальский, И. Е. Воротницкая, В. С. Лекарев // Тр. Биогеохим. лаб. – М.: Наука, 1968. – Т. XII. – С. 25–53.
4. Руководство по контролю качества питьевой воды: Критерии здоровья и другая вспомогательная информация. – 3 изд. – Женева: ВОЗ, 2010. – 112 с.
5. Kulenbekov Zh. Investigation of the natural uranium content in the Issyk-Kul Lake, Kyrgyzstan / Zh. Kulenbekov, Broder J. Merkel // Freiberg Online Geology, 2012. – Vol. 33. – P. 3–45.

ВОЛНОВОЙ ЭФФЕКТ НАКОПЛЕНИЯ Cs-137 В КОРЕ МОДЕЛЬНОГО ДЕРЕВА СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ (*Pinus sylvestris L.*)

А. Д. Карпов, И. Ю. Горбунов, В. В. Калнин, Р. К. Поляков,
А. А. Белов, А. Н. Раздайводин, А. И. Радин

ФБУ ВНИИЛМ

Пушкино, Московская обл., Россия, karpov@roslesrad.ru

WAVE EFFECT OF ACCUMULATION OF Cs-137 IN THE BARK OF A MODEL SCOTS PINE TREE (*Pinus sylvestris L.*)

A. D. Karpov, I. Yu. Gorbunov, V. V. Kalnin, R. K. Polyakov, A. A. Belov, A. N. Razdaivodin, A. I. Radin

ARRISMF

Pushkino, Moscow region, Russia, karpov@roslesrad.ru

The article considers the distribution of Cs-137 by trunk height in the bark of model trees of Scots pine (*Pinus sylvestris L.*), selected in the zones of radioactive contamination of the Bryansk region. It is established that in all three trees studied, the distribution of Cs-137 in the bark has a wave-like character and can be represented as harmonic oscillations with a period of 1 m. The observed oscillations can be described as a batch soliton. It is suggested that the batch soliton is the most energy-efficient way to transport substances in a growing tree. The oscillation period remains constant in all three models. It is shown that the distribution of the natural radionuclide K-40 in the bark has a similar character.

Введение

В результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. большие территории лесов Российской Федерации подверглись сильному радиоактивному загрязнению. Наиболее загрязненными оказались леса Юго-Запада Брянской области. В этих районах основным видом-лесообразователем является сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris L.*). Изучение особенностей накопления радионуклида Cs-137 в структурных элементах лесообразующих пород необходимо как для совершенствования методик ведения радиационного контроля в лесах, так и для понимания физиологических процессов, проходящих в древесных растениях. На сегодняшний день механизмы распределения радионуклидов по стволу дерева остаются не изученным. Основные направления исследовательских работ в данной области сфокусированы преимущественно на отборе точечных проб в различных структурных частях дерева: ствол, корни, кора, древесина, ветки, листья/хвоя [1–2].

Настоящая работа является продолжением изучения вопросов вертикального распределения Cs-137 в стволе сосны обыкновенной [3].

Целью данного исследования является изучение закономерностей распределения Cs-137 в коре сосны обыкновенной на примере трех модельных деревьев.

Материалы и методы

Для изучения распределения Cs-137 в стволе сосны обыкновенной было отобрано 3 модельных дерева в Злынковском лесничестве Брянской области.

Модельные деревья № 1 и № 2 отобраны в пределах одного насаждения (лесотаксационного выдела) в урочище «Заипутские грунты» (географические координаты: N 52,526° E 31,778°). Плотность загрязнения почвы Cs-137 на лесном участке – 740 кБк/м². Насаждение является культурами сосны 1984 года закладки. Модельное дерево № 3 отобрано в лесном массиве с плотностью загрязнения почвы 1665 кБк/м² в 15 км юго-западнее (географические координаты: N 52,456° E 31,595°). Возраст модельного дерева около 65 лет.

Ствол каждого модельного дерева был разделён на 10-см отрезки по высоте. Для проверки гипотезы зависимости концентрации Cs-137 в коре от направления по сторонам света каждый из полученных отрезков первых 10 метров от комля модели № 1 разделили на 8 секторов (1-NNE, 2-ENE, 3-ESE, 4-SSE, 5-SSW, 6-WSW, 7-WNW, 8-NNW). С каждого сектора кора вместе с лубом отделялась от древесины. С остальных отрезков кора отбиралась общей пробой по всему периметру.

Измерение активности Cs-137 в пробах проводилось на гамма-спектрометрическом комплексе с полупроводниковым HPGe детектором (размер чувствительной области 59 × 65 мм). Ошибка измерения активности Cs-137 в пробах не превышала 10 %. Полученные результаты измерений обрабатывались с помощью программного пакета Statistica v.13.

Результаты и обсуждения

Результаты измерений удельной активности Cs-137 в коре по секторам 10-см отрезков ствола модельного дерева № 1 приведены на Рисунке 1.

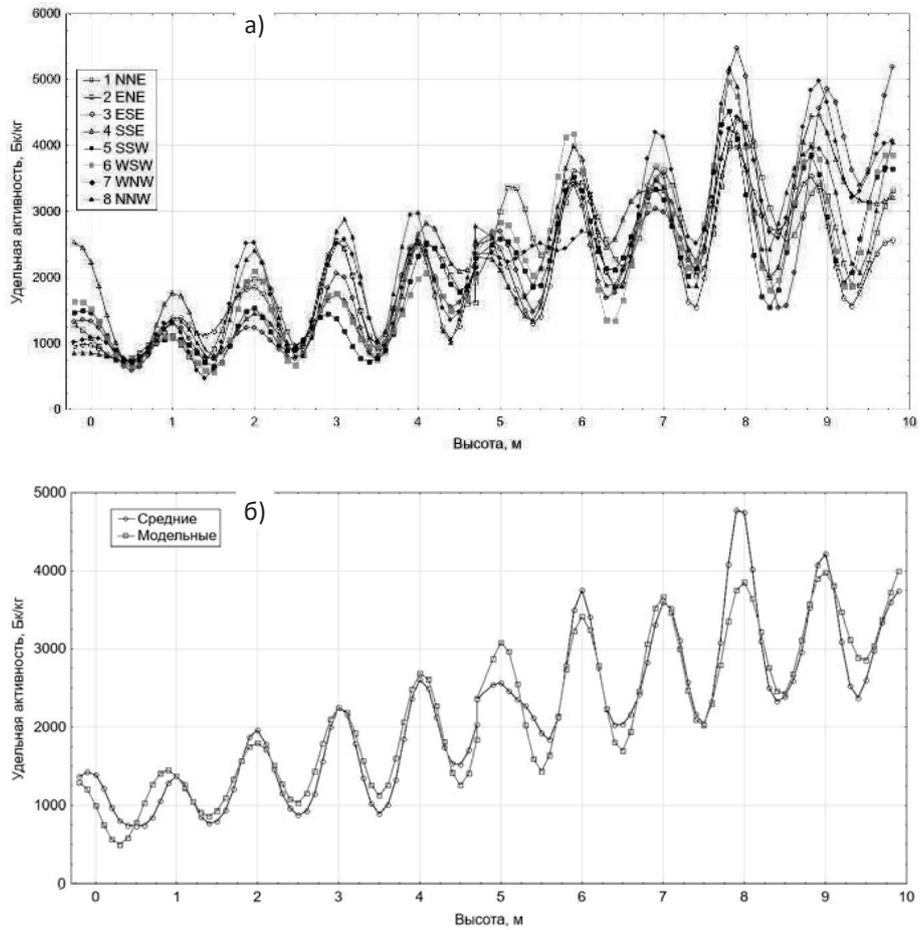


Рис. 1. Удельная активность Cs-137 в коре модельного дерева сосны обыкновенной: А) – по секторам и 10-см отрезкам ствола; Б) – усредненная по секторам в сравнении с моделью по двум гармоникам.

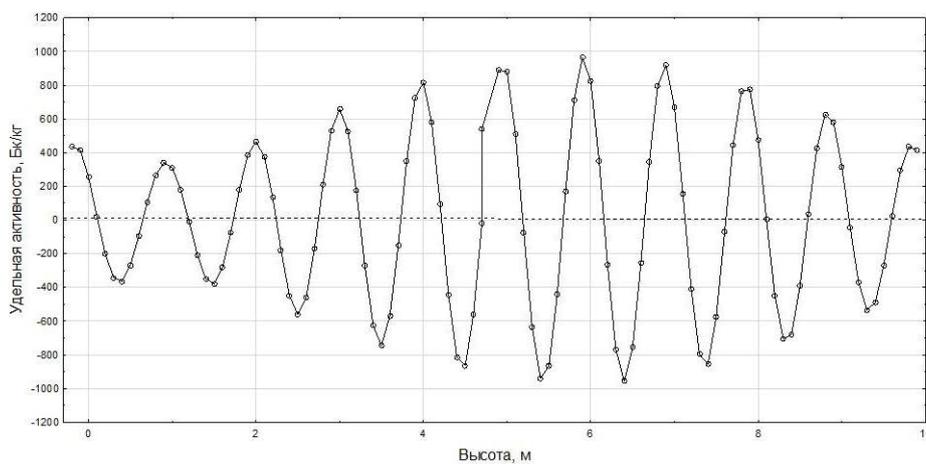


Рис. 2. Солитоноподобное распределение Cs-137 в коре модельного дерева сосны на 10 метровом комлевом отрезке

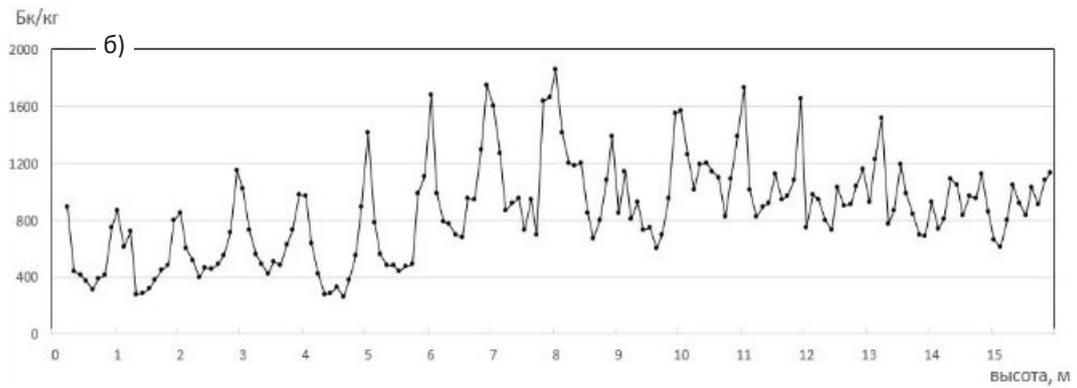
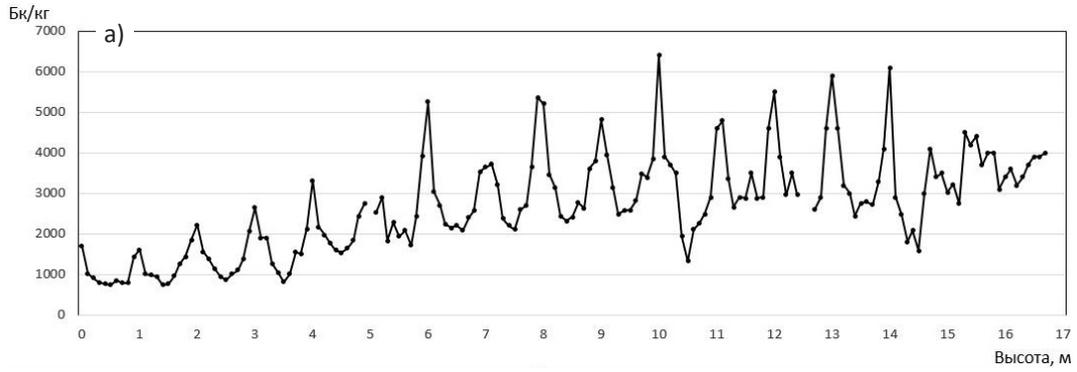


Рис. 3. Концентрация Cs-137 в коре Модельных деревьев № 1 (А) и № 2 (Б)

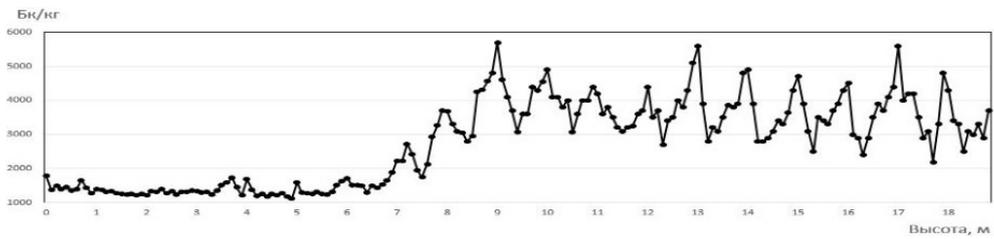


Рис. 4. Концентрация Cs-137 в коре Модельного дерева № 3

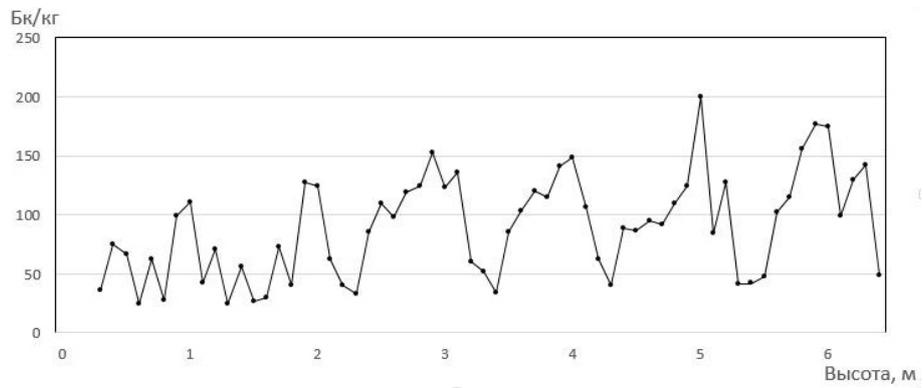


Рис. 5. Концентрация K-40 в коре Модельного дерева № 2

Значения концентрации Cs-137 по каждому сектору в пределах отрезков на комлевом 10-метровом участке оказались близкими по значению. Дисперсионный анализ подтвердил отсутствие связи содержания радионуклида в секторах с ориентацией по сторонам света. Дальнейший статистический анализ проводился по усредненным значениям для 10-см отрезков.

Изменение удельной активности Cs-137 на исследуемом 10-метровом участке ствола носит выраженный колебательный характер с общим линейным трендом увеличения к вершине (Рис. 1 Б).

Значение полученной гармоники с периодом в 1 метр не совпадает с ходом роста модельного дерева, что говорит об отсутствии связи с изменением объема и плотности древесины, и коры по стволу, обусловленных годичным приростом дерева.

Спроецированные в горизонтальную ось колебания концентрации Cs-137 в коре модельного дерева представляют собой солитоноподобную волну [4] (Рисунок 2).

Измерения активности Cs-137 в объединенных по периметру пробах коры до вершины ствола модельного дерева № 1 и № 2 (Рисунок 3 (А) и (Б)) показали, что амплитуда колебаний постепенно уменьшается, описывая по форме пакетный солитон.

Результаты измерения концентрации Cs-137 в пробах коры модельных деревьев № 2 и № 3 приведены на Рисунке 3 (Б) и Рисунке 4.

Таким образом, волновой характер концентрационных колебаний Cs-137 подтвержден во всех трех модельных деревьях и имеет одинаковый период – 1 метр, за исключением 6-м комлевого участка модели № 3. Объяснение сдвига начала колебаний в модели № 3 требует дальнейших исследований. Оно может быть связано с возрастом модели.

Существует концепция, что волновые процессы в проводящей системе растений обеспечивают перенос веществ и информации [5]. Можно предположить, что пакетный солитон является наиболее энергоэффективным способом транспорта веществ в растущем дереве.

Литература

1. Мамихин С. В., Манахов Д. В., Щеглов А. И. Распределение Cs-137, Sr-90 и их химических аналогов в компонентах надземной части сосны обыкновенной в квазиравновесном состоянии // Радиационная биология. Радиоэкология, 2014. – Т. 54. – № 1. – С. 72–76.
2. Переволоцкий А. Н., Булавик И. М., Переволоцкая Т. В., Паскробко Л. А. Особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве и накопления древесины и корой сосны (*Pinus silvestris L.*) в различных условиях местопроизрастания // Радиационная биология. Радиоэкология, 2007. – Т. 47. – № 4. – С. 463–470.

С использованием возможностей полупроводникового гамма-спектрометра, в пробах коры модели № 2 нами были так же проведены измерения концентрации природного радионуклида К-40 как показателя валового содержания калия – химического аналога цезия [6]. Полученные результаты показали сходный волновой характер распределения К-40 в коре по высоте ствола сосны обыкновенной (Рисунок 5).

Схожесть распределений калия и радиоцезия в коре по стволу сосны обыкновенной позволяет предположить наличие аналогичных процессов для других макро- и микроэлементов, и возможность использования Cs-137 в качестве радиотрейсера при изучении транспортных процессов в древесных растениях.

Заключение

В работе изучен вопрос о распределении Cs-137 по высоте ствола в коре на примере трех модельных деревьев сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*), отобранных в зонах радиоактивного загрязнения Брянской области.

Установлено, что распределение Cs-137 в коре исследуемых деревьев носит волнообразный характер и может быть представлено как гармонические колебания с периодом около 1 м. Данная модель распределения в виде гармонической волны повторяется во всех трех модельных деревьях.

Выявлено, что концентрация природного радионуклида К-40 имеет аналогичный волнообразный характер концентрации в коре.

Анализ гармонических колебаний концентрации радионуклидов в коре сосны позволяет описать их, как пакетный солитон. Можно предположить, что формирование такой волны связано с энергоэффективным способом транспорта веществ в растущем дереве.

3. Карпов А. Д., Калнин В. В., Горбунов И. Ю., Раздайков А. Н., Радин А. И., Белов А. А., Ромашкин Д. Ю. Концентрационные волны Cs-137 в коре сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris L.*) // Ядерно-физические исследования и технологии в сельском хозяйстве (к 50-летию со дня образования ФГБНУ ВНИИ радиологии и агроэкологии): сборник докладов международной научно-практической конференции. Обнинск, 2020. – С. 166–169.
4. Кудряшов Н. А. Нелинейные волны и солитоны // Соровский образовательный журнал, № 2, 1997. – С. 85–91.

5. Войтюк Д. Г., Човнюк Ю. В., Гуменюк Ю. О. К вопросу активизации дальнего транспорта жидкости и волнообразований в проводящих путях высших растений // Науковий вісник НУБіП України. Серія: Техніка та енергетика АПК, 2013. – № 185–3. – С. 67–90.

6. Богачев А. В. Миграция Cs-137 и Калия в системе «Почва–Растение». Факты, закономерности, гипотезы. Учебное пособие. Препринт № IBRAE-97-20. – Москва. Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН.

УЧЕНИЕ О ГЕННО-РАДИАЦИОННОПРИРОДНОЙ ЭВОЛЮЦИИ ОРГАНИЧЕСКОГО МИРА С ПОЗИЦИИ ГЕОДИНАМИКИ И ГЕНОМИКИ

А. В. Мананков

*Томский государственный архитектурно-строительный университет
Национальный исследовательский Томский государственный университет*

Актуальность исследований обусловлена назревшей необходимостью разработки научных основ нового направления в изучении радиации как природного фактора зарождения жизни и биологической эволюции биосферы. На ее основе возможно решение целого ряда для проблем: 1) преодоление радиофобии и развитие физиологической концепции стресса; 2) создание научной концепции альтернативной модели линейного беспорогового воздействия ионизирующего излучения (ЛБВ); 3) разработка методов повышения устойчивости организма к воздействию естественной радиации (ЕР); 4) осознание неизбежности в перспективе замены органического топлива и ныне известных естественных источников на ядерную энергетику.

Цель исследования: на основе анализа геодинамики рифтовой зоны Африки с учетом достижений современных разделов геномики разработать концепцию учения о генно-радиационноприродной коэволюции и радиоэкогеохимического закона природы, где природная радиация предстает жизнеобеспечивающим фактором в масштабе геологического времени.

Методологической основой работы являются предлагаемые нами постулаты: 1 – человек является компонентом системного единства мира; 2 – организм человека представляет живую развивающуюся мегасистему, которая обладает периодическо-ритмической адаптацией и динамическим гомеостазом к ЕР в течение 4–5 млн. лет в условиях фоновой радиации; 3 – геохронологический фактор позволяет изучать роль природной радиации в популяционной динамике адаптации, гомеостаза и в этногеномике; 4 – основные постулаты научного сознания и познания.

Объекты исследования: природная (космическая и теллурическая) радиация (от малых доз до естественного ядерного реактора) с позиции геологического масштаба времени и техногенная радиация как биогеохимические антиномии.

Результаты исследования: обоснован радиоэкогеохимический закон природы и изложены основы создаваемой теории генно-радиационно-природной коэволюции. Объективность закона подтверждается симптоматичными фактами, определившими тренд антропогенеза: установлена пространственно-временная взаимосвязь геодинамики и радиоминерогенеза с эволюцией человека. Это Африканско-Европейский глобальный рифт (верхний плиоцен-миоцен) с крупнейшими месторождениями золота, урана и природными реакторами. Показана доминирующая роль имплицитной памяти в осознании эго-стресса при формировании радиофобии. Новое направление в теории канцерогенеза опровергает гипотезу ЛБВ радиации, будет способствовать решению актуальных вопросов прикладного характера, связанных с преодолением радиофобии, здоровьем (и радиационным гормезисом) человека и оптимизацией нормативно-правовой базы для канцерогенных факторов.

Введение

Возрастание потребностей в природном энергетическом сырье представляется процессом объективным и необратимым. С начала своего существования человечество использовало 100 млрд. тонн условного топлива. Парадокс в том, что половина этого количества энергии выработана лишь за 45–50 последних лет, когда к органическому топливу и другим естественным источникам (вода, ветер, Солнце) на помощь пришла ядерная энергетика. Вскоре после открытия естественной радиоактивности (ЕР) ее начали применять для лечения опухолей и рекламировать как средство от всех болезней. Дело в том, что ЕР была обнаружена в лечебных горячих источниках (начиная с Хот-Спрингс в США), и их целебные свойства связали с наличием в воде радиоактивных веществ. В журнале *American Journal of Clinical Medicine* была опубликована статья, утверждавшая, что «радиоактивность предотвращает умопомешательство, пробуждает благородные чувства, отодвигает

старость и дает прекрасную, энергичную, радостную жизнь». Это привело к появлению множества коммерческих продуктов, так до 1943 г. в Европе и США была популярной косметика из бромистого радия и хлористого тория, радующая саму Марию Кюри. Только в результате взрывов атомных бомб, уничтоживших Хиросиму и Нагасаки, вспыхнула неутраченная до сих пор глобальная радиофобия.

Развитие атомной энергетики не могло не породить целый комплекс наук по изучению влияния радиации на человека. Академик В. И. Вернадский в конце своей жизни отказался от гипотезы панспермии и выдвинул идею о зарождении жизни в биосфере Земли. Прошло сто с лишним лет, получены выдающиеся достижения в радиогеологии, генетике, геномике и радиобиологии. Системный анализ на основе интеграции знаний этих наук, начиная с выделения двух видов ионизирующей радиации (ИР): природной (ЕР) и техногенной (ТР), необходим и науке, и практике.

Цель статьи – обоснование интегративных основ учения о генно-радиационноприродной коэволюции жизни и радиоэкогеохимического закона природы, где природная радиация предстает жизнеобеспечивающим фактором в масштабе геологического времени и обеспечивает генно-хромосомную мутационную адаптацию.

Обоснование концепции

Проблемы происхождения жизни на Земле относятся к разряду основных на протяжении тысяч лет. Жизнь на Земле предопределена внутренними и внешними факторами, ее составом, строением, природной радиацией литосферы и положением в

Галактике, а также космическими факторами и параметрами (от Солнечной радиации и гравитации до магнитосферы Земли и приуроченных к ней радиационных протонно- электронных поясов, открытых лишь в 1958 г.). Развитие космонавтики позволило необычайно быстро накапливать знания в радиогеологии, радиофизике и радиохимии. Доказано, что в местностях с различными геодинамическими условиями существует разброс уровня фоновой ЕР в пределах целого порядка (от 8–12 до 90–100 мкр/час.). Приходит понимание, что ЕР вместе с магнитным и гравитационным полями Земли является необходимым условием появления живых организмов, включая человека. А большой разброс естественного фона радиации по планете является важным физическим фактором для популяционной и этнической дифференциации. ИР современного человека почти на 70 % имеет природное и космическое происхождение; остальные дозы приходятся на медицину (29 %) и техногенные источники (почти 1 %). В последнем слагаемом чуть больше половины (0,63 %) связано с ядерными испытаниями и авариями на АЭС. Опытами доказано, что изоляция разных животных и человека от фоновой ИР приводит к серьезным заболеваниям, онкологии.

Природная аномальная радиация и адаптация в течение геологического времени

Самые древние приматы обнаружены в отложениях верхнего миоцена неогеновой системы, представлены древнейшим видом-раманитеком (*Ramanitecus*) и разновидностями австралопитека (*Australopithecus*): собственно, австралопитек

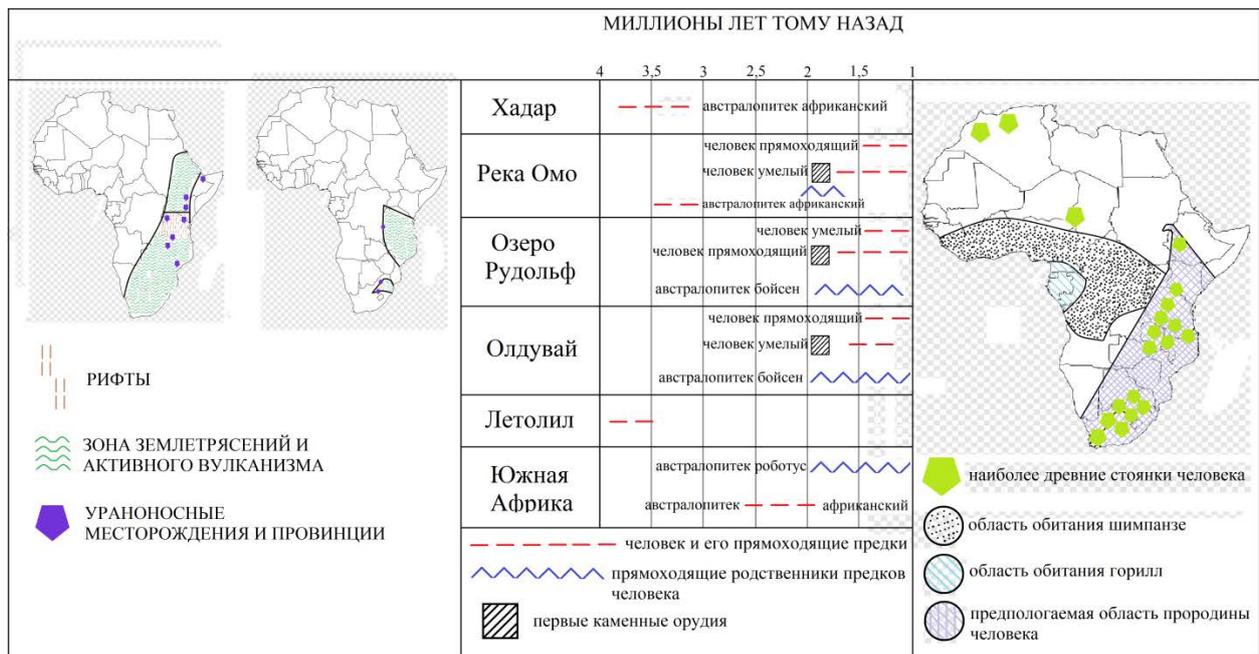


Рис. 1. Наиболее древние стоянки предков человека Восточной Африки

(*Australopithecus*), парантроп (*Paranthropus*) и зинджантроп (*Zinjanthropus*). К исторической колыбели человечества в Африке пока относят рифтовую зону от Афара (Хадара) в Эфиопии до Южной Африки (рис. 1). На северной оконечности эта зона сочленяется с Европейско-Африканским сквозным тектоническим поясом планетарного масштаба верхнеплиоценового возраста. Для Африканской рифтовой зоны характерно развитие специфических геологически динамических явлений и уникальных природных атомных реакторов. В районе горы Окло в Габоне выявлено урановое месторождение – «16 природных ядерных реакторов». Примерно 2 млрд лет назад в них началась самопроизвольная цепная реакция деления ядер урана, которая продолжалась в течение нескольких сотен тысяч лет. Средняя тепловая мощность реактора составляла около 100 кВт. К настоящему времени реакция в рудных телах прекратилась из-за истощения запасов изотопа ^{235}U . В ареале Окло местные популяции австралопитека получали дозу от естественного реактора (за многие сотни тысяч лет) более чем в 20 раз превышающую дозу в районах Чернобыльской аварии. Теперь это один из густонаселенных районов Африки с богатой историей, начиная с австралопитека африканского семейства гоминид (3,5...2,4 млн. лет назад).

Именно здесь имеем дело с одной из древних совершенной адаптацией (по причине изоляции и отсутствия серьезного обмена генным материалом) самых первых людей, которые через мутации совершенствовали свои наследственные свойства. На сегодня установлены многочисленные и другие факты формирования совершенной адаптации человека. В штате Керала в Индии, где обитают около 70 тысяч человек, мощность дозы в воздухе составляет 130 мкРад/час, до 2000, против 4,85 мкРад/час в норме. То же в Бразилии на пляже Копакабана, во Франции, в Китае. Медицинские исследования не выявили нарушений здоровья аборигенов. На территории бывшей Чехословакии, а также и других стран Восточной Европы после окончания ВОВ советские радиогеологи изучали поселения в ореолах урановых месторождений. Однако коренные жители не наблюдали признаков отклонений в здоровье и необычных заболеваний в виде мутагенеза, отклонений в иммунной системе, а также увеличения частоты хромосомных заболеваний и рождения детей с синдромом Дауна. Значит и здесь за многие миллионы лет генетическая радиоадаптация прошла путь от несовершенной адаптации через бесчисленное количество стадий динамического гомеостаза до совершенной стадии радиоадаптации.

Адаптационный ответ на природную и техногенную радиацию и повышение радиорезистентности

В развитие закона «минимума» Ю. Либиха (1831 г.), мы разрабатываем концепцию биосферного подхода в виде генно-радиационноприродной коэволюции, где впервые действует время геологического масштаба. Природный фон радиации порядка 10^{-3} Гр в год есть и был всегда, потому вместе с другими фундаментальными факторами он является необходимым условием сохранения жизни. Сейчас с помощью изучения ДНК выявлен участок доз радиации, который вместо вреда приносит пользу сразу, а не через n поколений. Под действием таких доз у клетки включается механизм самозащиты. Он активирует защитные гены, которые отвечают за ремонт разрывов в структуре отдельных ДНК. В международных нормативах по радиозащите (МКРЗ) фактор времени в его геологическом смысле обнулен и действует модель ЛБВ (красная прямая на рис. 2).

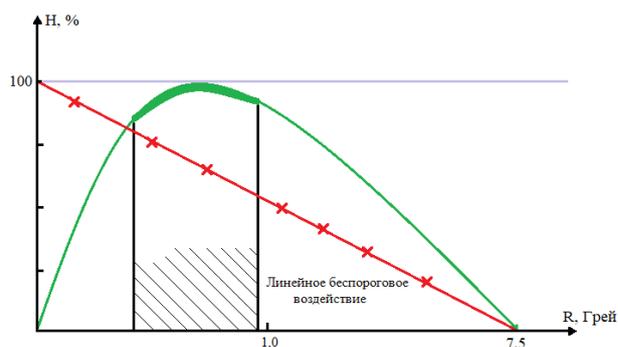


Рис. 2. Эффект радиопатогенеза по разным гипотезам воздействия ИР

Утолщенный сегмент зеленой кривой – это гомеостатическое плато, где адаптация достигает уровня динамического метаболизма. Здесь отрицательные обратные связи в состоянии обеспечивать равновесие ИР и клеточной репарации, ответственной за устойчивость основных биологических функций человека. Ниспадающие плечи в обе стороны от «области здоровья» демонстрирует, что, здесь преобладают положительные обратные связи, теряется иммунитет и организм в результате деструкции нуклеотидов и молекул ДНК все дальше и дальше отклоняется от стационарного состояния, приближаясь к значению $N = 0$.

С помощью изучения ДНК выявлено единство генетического кода, позволяющего исследовать прерывистую динамику эволюции жизни в цепи бифуркаций и имеющую общее направление стрелы времени – в сторону снижения симметрии. Выявлен участок доз радиации, который вместо вреда приносит пользу сразу, а не через n поколений, включая механизм самозащиты клеток. Для адаптационного

ответа должен происходить синтез новых (*de novo*) белков, отличных от прежних; белков, участвующих в восстановлении ДНК, белков регуляции клеточного цикла и др. Возможный механизм радиационного гормезиса (стимулирующий эффект умеренных доз) на уровне клетки выявлен на лимфоцитах крови человека: поражающий эффект снижается у клетки, предварительно облученной малой дозой.

В итоге, эволюция адаптации включает периодическо-ритмический механизм гомеостаза, что составляет важную основу радиоэкогеохимического закона природы. Этот вывод подтвержден результатами экспериментальной геномики. Эксперименты

показали, что для археобактерий адаптация к повышенному уровню радиации становится реальностью уже через 5 поколений, а у грызунов через 20–25 поколений. Гоминиды появились в Африке и в Атапуэрке (Испания) около 5 млн. лет назад. Их ритмическая эволюция в течение 2,4 млн. лет выразилась в появлении *Homo Habilis*. Очередная бифуркация в геологической истории 1,2 млн. лет назад разделила палеоантропов и обезьян. Наконец, так же по механизму коэволюции, но на стадии полной адаптации (35–40 тыс. лет назад) неантропы (*Homo Sapiens*) сменили палеоантропов.

Pb-210 и Po-210 ВО МХАХ И ЛИШАЙНИКАХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

К. А. Мезина, М. С. Мельгунов

*Институт геологии и минералогии СО РАН
Новосибирск, Россия, mezinaka@igm.nsc.ru*

Pb-210 AND Po-210 IN MOSSES AND LICHENS OF WESTERN SIBERIA

K. A. Mezina, M. S. Melgunov

*V. S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS
Novosibirsk, Russia, mezinaka@igm.nsc.ru*

Mosses and lichens are widely used as bioindicators for assessing atmospheric fallout of radionuclides. The aim of the work is to estimate the dose rate of mosses and lichens exposure from various sources of radioactivity in the natural environment of Western Siberia. There is no significant difference in the dose loads on the lichens of the studied areas of Western Siberia. The dose load on the mosses of the YNAD is lower than that of the Altai Territory. The main dose of mosses and lichens is associated with the internal radiation generated by the alpha radiation of ^{210}Po (88–90 %). The share of external gamma radiation is 1–4 %. Internal exposure from other sources is 9 %.

Введение

Мхи и лишайники широко используются в качестве биоиндикаторов для оценки атмосферных выпадений радионуклидов и тяжелых металлов [1, 15]. Связано это с физиологическими особенностями питания этих низших растений, у которых поступление минеральных веществ происходит преимущественно из атмосферы, в связи с отсутствием корневой системы, а также весьма продолжительным ростом их на одном месте. У этих растений степень накопления намного выше, чем у сосудистых растений, произрастающих в тех же местообитаниях. Некоторые виды мхов широко используются в общенациональном мониторинге и исследованиях [3, 5, 6].

Основным источником поступления минеральных веществ в талломы лишайников являются атмосферные осадки. Все атмосферные выпадения содержат радионуклиды. Среди долгоживущих естественных радионуклидов в атмосфере наиболее распространены ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22$ года) и ^{210}Po ($T_{1/2} = 138,4$ суток). Проблеме высокого содержания этих радионуклидов в лишайниках издавна уделяется очень

большое внимание. В середине XX в. такой интерес был вызван проблемой повышенного внутреннего облучения северных народов ^{210}Po в связи с особенностями рациона питания местного населения [10]. Однако, несмотря на большое число публикаций, посвященных проблеме высокой удельной активности ^{210}Po в лишайниках [1], информация об оценке мощности дозы референтных представителей наземной биоты до сих пор отсутствует, т. к. подавляющее большинство исследований посвящено определению валового содержания ^{210}Po в лишайниках.

Целью настоящей работы является оценка мощности дозы облучения мхов и лишайников от различных источников радиоактивности природной среды Западной Сибири.

Материалы и методы

В качестве объектов исследования выбраны эпигейный лишайник (*Cladonia stellaris*) и мох (*Hylocomium splendens*), отобранные на территории Пуровского и Надымского районов Ямало-Ненецкого автономного округа (ЯНАО) при мониторинговых

полевых наблюдениях 2018–2020 гг. и на территории Алтайского края (Спиринский ленточный бор) с 2017 по 2019 гг. Определение содержаний радиоактивных элементов в исследуемых образцах проводилось методами полупроводниковой и сцинтилляционной гамма-спектрометрии. Предел обнаружения для ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs составлял 0,02 Бк; U (Ra) и Th – 0,2 г/т и K – 0,03 %.

Результаты и их обсуждение

По результатам аналитических исследований образцов лишайников и мхов, отобранных при мониторинговых полевых наблюдениях 2018, 2019, 2020 годов, проведена оценка средних по региону содержаний радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове на территории Пуровского и Надымского районов ЯНАО. Обобщенные результаты по содержаниям ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах ЯНАО представлены в Таблицах 1 и 2. Приведенные в таблицах данные представляют собой усредненные по территории значения, полученные для соответствующих выборок N отобранных для исследования образцов.

Регион характеризуется достаточно близкими по времени отбора образцов средними содержаниями ^{210}Pb в лишайниковом (383–403 Бк/кг) и моховом (487–637 Бк/кг) покровах.

Для ^7Be в 2018 году наблюдаются более низкие удельные активности, чем в 2019 и 2020 годах как в лишайниках, так и во мхах (см. табл. 1 и 2). Пониженные значения концентраций ^7Be в 2018 году связаны, по-видимому, с меньшим количеством атмосферных осадков, выпавших на данной территории в этот период.

Усредненные региональные значения удельных активностей ^{137}Cs невелики и составляют 14–20 Бк/кг в лишайниках и 14–22 Бк/кг во мхах.

Проведенные нами исследования показали значительно более низкие, чем у ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs содержания естественных радиоактивных элементов. Поэтому при расчете доз облучения их вклад не учитывается.

Алтайский край также характеризуется достаточно близкими по времени отбора образцов средними содержаниями ^{210}Pb в лишайниковом (420–462 Бк/кг) и моховом (624–720 Бк/кг) покровах (см. табл. 3 и 4).

Для ^7Be в 2018 и 2019 годах наблюдаются более высокие удельные активности, чем в 2017 годах как в лишайниках, так и во мхах. Пониженные значения концентраций ^7Be в 2017 году связаны, по-видимому, с меньшим количеством атмосферных осадков, выпавших на данной территории в этот период.

Усредненные региональные значения удельных активностей ^{137}Cs невелики и составляют 5,0–5,7 Бк/кг в лишайниках и 6,9–14 Бк/кг во мхах.

Основной величиной для оценки воздействия ионизирующего излучения на биоту является поглощенная доза. Поглощенная доза – отношение

средней энергии, переданной ионизирующим излучением веществу в элементарном объеме, к массе вещества в этом объеме, и выражается в единицах Грея (Гр). В биологическом отношении важно не просто знать дозу ионизирующего излучения, но и время, за которое она была получена. Поглощенная доза, полученная в единицу времени, называется мощностью поглощенной дозы (нГр/ч, мкГр/сут, мГр/год). Среди различных типов излучения, которые могут вносить вклад в поглощенную дозу, наиболее важными являются α -, β - и γ -излучение. Известно, что при одинаковой поглощенной дозе разные типы излучения вызывают разные эффекты.

Расчет доз радиоактивного излучения, как меры воздействия радиационных полей на исследуемые наземные экосистемы, производится в соответствии с методическими рекомендациями Р 52.18.820-2015 [2].

При оценке мощности дозы учитываются два пути облучения организмов:

- внешнее облучение от компонентов природной среды;
- внутреннее облучение от радионуклидов, накопленных объектами биоты.

Суммарную мощность дозы облучения каждого представительного объекта наземной биоты D_n определяют путем суммирования мощностей доз облучения этого объекта биоты D_{jn} от всех рассматриваемых радионуклидов j .

Полный вклад j -го радионуклида в мощность дозы облучения объекта наземной биоты D_{jn} , складывается из внутреннего облучения от радионуклида, инкорпорированного в ткани и органы объекта наземной биоты D_{jn1} , и внешнего облучения от радионуклидов, содержащихся в почве D_{jn4} :

$$D_{jn} = D_{jn1} + D_{jn4}$$

Мощность дозы внутреннего облучения объекта наземной биоты от инкорпорированного j -го радионуклида D_{jn1} , мГр/сут, рассчитывали по формуле:

$$D_{jn1} = DCF_{jn1} \cdot A_{min1} \cdot \tau$$

где DCF_{jn1} – фактор дозовой конверсии для внутреннего облучения n -го представительного объекта наземной биоты от j -го радионуклида, (мкГр/ч)/(Бк/кг); A_{min1} – удельная активность j -го радионуклида в организме n -го представительного объекта наземной биоты, Бк/кг; τ – переводной коэффициент, равный $2,4 \cdot 10^{-2}$ (мГр/сут)/(мкГр/ч).

Внутреннее облучение состоит в основном из α -излучения. Отношение активности $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ в лишайниках обычно равно единице, поскольку ^{210}Po приближается к вековому равновесию с ^{210}Pb [7–9, 11–13, 16]. Полученные в результате расчетов оценки мощностей поглощенной дозы внутреннего облучения мхов и лишайников приведены в табл. 5.

Радиоактивные вещества, находящиеся вне объекта биоты, являются источниками всех трех ос-

Таблица 1. Активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках ЯНАО

год	^{210}Pb			^7Be			^{137}Cs		
	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020
N	19	35	15	19	35	15	19	35	15
Зольность	0,092	0,047	0,049	0,092	0,047	0,049	0,092	0,047	0,049
Бк/кг									
Среднее	383	383	403	158	243	268	14	17	20
Медиана	392	409	419	155	237	248	12	15	17
Диапазон	86–634	279–546	240–543	53–248	292–407	125–460	4,0–31	6,0–39	6,0–42

N – количество образцов.

Таблица 2. Активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах ЯНАО

год	^{210}Pb			^7Be			^{137}Cs		
	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020
N	10	16	7	10	16	7	10	16	7
Зольность	0,157	0,107	0,091	0,157	0,107	0,091	0,157	0,107	0,091
Бк/кг									
Среднее	487	637	633	182	308	335	14	14	22
Медиана	463	594	628	193	300	349	10	12	18
Диапазон	220–806	404–920	405–836	57–263	199–509	138–477	3,6–36	3,0–46	4,8–54

Таблица 3. Активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках Спиринаского ленточного бора

год	^{210}Pb			^7Be			^{137}Cs		
	2017	2018	2019	2017	2018	2019	2017	2018	2019
N	28	10	10	28	10	10	28	10	10
Зольность	0,083	0,062	0,057	0,083	0,062	0,057	0,083	0,062	0,057
Бк/кг									
Среднее	420	414	462	193	247	231	5,7	6,2	5,0
Медиана	381	399	474	185	254	242	4,4	4,5	4,8
Диапазон	271–734	293–538	400–509	101–383	156–308	193–268	1,8–18	2,7–21	1,7–8,5

N – количество образцов.

Таблица 4. Активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах Спиринаского ленточного бора

год	^{210}Pb			^7Be			^{137}Cs		
	2017	2018	2019	2017	2018	2019	2017	2018	2019
N	9	10	6	9	10	6	9	10	6
Зольность	0,205	0,088	0,062	0,205	0,088	0,062	0,205	0,088	0,062
Бк/кг									
Среднее	624	720	684	214	317	250	14	14	6,9
Медиана	577	685	686	221	311	242	11	8,2	6,4
Диапазон	488–834	555–938	629–744	134–282	280–417	178–380	3,6–34	4,3–44	4,9–9,5

новых видов радиоактивных излучений: α -, β - и γ -. Малая проникающая способность α - и β -излучений приводит к тому, что их основная часть поглощается воздухом, органическими веществами на поверхности Земли, и только незначительная часть их попадает на тело организма, но и она поглощается поверхностным слоем. Поэтому при определении дозы в расчет принимается только γ -компонента, обладающая наибольшей проникающей способностью.

Вклад естественных радионуклидов в мощность поглощенной дозы внешнего облучения объекта наземной биоты в воздухе зависит от концентрации радионуклидов в почве (табл. 6).

Мощность поглощенной дозы гамма-излучения D_{jn4} на высоте 1 м над поверхностью Земли рассчитывали с использованием уравнения [4, 14]:

$$D_{jn4} = (0,429 \cdot A_U + 0,666 \cdot A_{Th} + 0,042 \cdot A_K) \cdot \eta$$

где A_U , A_{Th} и A_K – содержания (в Бк/кг) ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K в подстилающих почвах; η – переводной коэффициент, равный $24 \cdot 10^{-6}$ (мГр/сут)/(нГр/ч).

Полученные в результате расчетов оценки мощностей поглощенной дозы внешнего облучения мхов и лишайников приведены в табл. 7.

Согласно расчетным оценкам, приведенным в таблице 8, не наблюдается значимого различия в дозовых нагрузках на лишайники для района ЯНАО и Алтайского края. При этом дозовые нагрузки на мхи района ЯНАО ниже, чем Алтайского края. Это, может быть, связано с более высоким поступлением ^{210}Pb в Алтайском крае из атмосферы.

Из приведенных данных видно, что основная доза облучения мхов и лишайников связана с вну-

Таблица 5. Оценки мощности поглощенной дозы облучения референтных организмов наземной биоты

Объект биоты	Мощность дозы внутреннего облучения, мГр/сут				Суммарная мощность дозы, мГр/сут
	^{210}Pb	^{210}Po	^7Be	^{137}Cs	
ЯНАО					
Лишайники	0,00215	0,03026	0,00092	$4,93 \cdot 10^{-5}$	0,03337
Мхи	0,00297	0,04179	0,00121	$4,48 \cdot 10^{-5}$	0,04601
Алтайский край					
Лишайники	0,00228	0,03213	0,00097	$1,895 \cdot 10^{-5}$	0,03540
Мхи	0,00357	0,05032	0,00111	$3,835 \cdot 10^{-5}$	0,05505

Таблица 6. Средние содержания ^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs (Бк/кг) в подстилающих почвах ЯНАО и Алтайского края

Источник	N	^{238}U (^{226}Ra)	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
*	32	23	11	233	3
Рихванов и др., 2012	**	25	29	563	**

* – данные, полученные в настоящем исследовании; ** – не было указана; N – количество образцов в соответствующей выборке.

Таблица 7. Оценки мощности поглощенной дозы внешнего облучения референтных организмов наземной биоты

Район исследования	Мощность дозы облучения, мГр/сут			Суммарная мощность дозы, мГр/сут
	^{238}U (^{226}Ra)	^{232}Th	^{40}K	
ЯНАО	0,000239	0,000169	0,000225	0,000633
Алтайский край	0,000257	0,000464	0,000568	0,001289

Таблица 8. Оценка суммарной мощности поглощенной дозы облучения мхов и лишайников в районе ЯНАО и Алтайского края, мГр/год

Путь радиационного воздействия	ЯНАО		Алтайский край	
	Лишайники	Мхи	Лишайники	Мхи
Внешнее облучение	0,23	0,23	0,47	0,47
Внутреннее облучение	12,18	16,79	12,92	20,09
Суммарное радиационное воздействие	12,41	17,02	13,39	20,56

тренным облучением, создаваемым альфа-излучением ^{210}Po , и составляет 88–90 %. Доля внешнего гамма-облучения составляет 1–4 %. Внутреннее облучение от других источников составляет 9 %.

Заключение

Были произведены расчеты дозовых нагрузок на мхи и лишайники Западной Сибири от различных источников радиоактивности природных систем. Согласно полученным результатам, не наблюдается значимого различия в дозовых нагрузках на лишайники для района ЯНАО и Алтайского края. При этом дозовые нагрузки на мхи района ЯНАО ниже, чем

Алтайского края. Основная доза облучения мхов и лишайников связана с внутренним облучением, создаваемым альфа-излучением ^{210}Po , и составляет 88–90 %. Доля внешнего гамма-облучения составляет 1–4 %. Внутреннее облучение от других источников составляет 9 %.

Работа выполнена по государственному заданию ИГМ СО РАН при частичной финансовой поддержке гранта РФФИ № 18-77-10039 (отбор проб). Аналитические исследования проведены в ЦКП «Многоэлементные и изотопные исследования» ИГМ СО РАН.

Литература

1. Бязров Л. Г. Лишайники – индикаторы радиоактивного загрязнения. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2005. – 142 с.
2. Рекомендации Р 52.18.820-2015. Министерство природных ресурсов и экологии РФ, Росгидромет / Сазыкина Т. Г., Крышев А. И., Крышев И. И., Лулева К. В., Скакунова М. А., Санина К. Д., Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. – Обнинск, 2015. – 65 с.
3. Bargagli R. Metal biomonitoring with mosses: procedures for correcting for soil contamination / Bargagli R., Brown D. H., Nelli L. // *Environmental Pollution*, 1995. – V. 89. – № 2. – P. 169–175.
4. Beck H. L. In-situ Ge (Li) and NaI (TI) gamma-ray spectrometry / Beck H. L., De Campo J. A., Gogolak C. V. // *SM-P00066834*, 1972. – № HASL-258.
5. Berg T. Moss (*Hylocomium splendens*) used as bio-monitor of atmospheric trace element deposition: estimation of uptake efficiencies / Berg T., Royset O. and Steinnes E. // *Atmospheric Environment*, 1995. – V. 29. – P. 353–360.
6. Figueira R. Distribution of trace metals in moss biomonitors and assessment of contamination sources in Portugal / Figueira R., Sérgio C., Sousa A. J. // *Environmental pollution*, 2002. – V. 118. – № 1. – P. 153–163.
7. Kauranen P. ^{210}Po and ^{210}Pb in the arctic food chain and the natural radiation exposure of Lapps / Kauranen P., Miettinen J. K. // *Health Physics*, 1969. – V. 16. – № 3. – P. 287–295.
8. Kauranen P. Stable lead and radiolead (^{210}Pb) in the Arctic food chain / Kauranen P., Jaakola J., Miettinen J. K. // *Dept. of Radiochemistry, Helsinki, Finland*, 1971.
9. Mattsson L. J., Persson B. R. Radioecology of Na-22, Po-210 and Pb-210 in the unique food chain: lichen-reindeer-man, 1972. – № EUR-4800 (VOL. 2).
10. Parfenov Y. D. Po-210 in the environment and in the human organism // *Atomic Energy Reviews*, 1973. – V. 12. – № 75. – P. 75–143.
11. Persson B. ^{210}Pb -Atmospheric deposition in lichen-carpets in northern Sweden during 1961–1969 // *Tellus*, 1970. – V. 22. – № 5. – P. 564–571.
12. Persson B. R. Lead-210, polonium-210, and stable lead in the food-chain lichen, reindeer and man. – 1972. – *The Natural Radiation Environment II*, Rice University, Houston, Texas, USA, P. 347–367.
13. Persson B. R. R., Holm E., Lidén K. Radiolead (^{210}Pb) and stable lead in the lichen *Cladonia alpestris* // *Oikos*, 1974. – P. 140–147.
14. Saito K. Gamma ray fields in the air due to sources in the ground. / Saito K., Jacob P. // *Radiation Protection Dosimetry*, 1995. – V. 58. – P. 29–45.
15. Sert E. 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. // *Journal of environmental radioactivity*, 2011. – V. 102. – № 6. – P. 535–542.
16. Thomas P. A. Transfer of ^{210}Po and ^{210}Pb through the lichen-caribou-wolf food chain of northern Canada / Thomas P. A., Sheard J. W., Swanson S. // *Health Physics*, 1994. – V. 66. – № 6. – P. 666–677.

ВЛИЯНИЕ ПРОЦЕДУРЫ ОЗОЛЕНИЯ НА ПРАВИЛЬНОСТЬ ОПРЕДЕЛЕНИЯ УДЕЛЬНЫХ АКТИВНОСТЕЙ ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs В ЛИШАЙНИКАХ И МХАХ

М. С. Мельгунов, К. А. Мезина

*Институт геологии и минералогии СО РАН
Новосибирск, Россия, mike@igm.nsc.ru*

INFLUENCE OF THE ASHING PROCEDURE ON THE ACCURACY OF ^{210}Pb , ^7Be , and ^{137}Cs DETERMINATION IN LICHENS AND MOSSES

M. S. Melgunov, K. A. Mezina

*V. S. Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS
Novosibirsk, Russia, mike@igm.nsc.ru*

The loss of ^{210}Pb , ^7Be , and ^{137}Cs accumulated in lichens and mosses occurs during the ashing procedure. The amount of losses is close to linear, inversely proportional to the ash content. With a low ash content, the losses of ^{210}Pb can reach 40 %. For ^7Be and ^{137}Cs , they do not exceed 10 %. Statistical processing of the results obtained for original and ashed samples showed the possibility of accounting of losses by introducing correction coefficients proportional to the ash content of the material under study. A comparison of the results of two approaches (direct measurements and recalculation through ashed samples) showed their good convergence in the absence of significant systematic and statistical discrepancies.

Введение

Мхи и лишайники являются общепринятыми биоиндикаторами атмосферного поступления вещества на земную поверхность [2, 6]. Наиболее широко в таком качестве они выступают при оценке антропогенного загрязнения территорий тяжелыми металлами [6] и искусственными радионуклидами (^{137}Cs , ^{90}Sr и др.) [2]. Помимо этого, в практике мировых исследований мхи и лишайники часто используют при оценке атмосферного поступления таких природных радионуклидов, как ^{210}Pb и ^7Be [3, 5, 7]. Основным методом определения ^{137}Cs , ^{210}Pb и ^7Be является гамма-спектрометрический анализ с использованием высокоразрешающих полупроводниковых детекторов. Одновременное определение этих радионуклидов затруднено в виду необходимости регистрации гамма-квантов в существенно различных энергетических диапазонах. Так, для определения ^{137}Cs (661,7 кэВ) и ^7Be (477 кэВ) используют, как правило, коаксиальные детекторы р-типа большого объема с высокой эффективностью регистрации в области энергий от 122 кэВ и выше. Возможность измерения в сосуде Маринелли в этом случае позволяет повысить эффективность регистрации за счет используемой геометрии и большого объема исследуемого материала, что значительно снижает время измерения и улучшает такой показатель, как минимально детектируемая активность. При этом решается проблема представительности аналитической навески. Эффективность таких детекторов в области низких энергий (< 122 кэВ) резко снижается из-за наличия «толстого» > 500 мкм мертвого слоя со стороны рабочей поверхности детектора, что делает практически невозможным

определение ^{210}Pb (46,5 кэВ). Для определения последнего обычно используют детектора с расширенным энергетическим диапазоном n-типа. Основной характеристикой такого детектора является наличие ультратонкого (~ 0,3 мкм) контакта на рабочей, торцевой поверхности и тонкого входного окна. Нижний предел регистрируемых энергий при этом снижается до 3 кэВ. Необходимость использования в этом случае торцевой геометрии приводит к значительному снижению объема анализируемого материала и, соответственно, значительно ухудшает временные показатели и чувствительность метода. Хорошей альтернативой при одновременном определении ^{137}Cs , ^{210}Pb и ^7Be может быть использование колодезных полупроводниковых детекторов р-типа с реверсивными контактами. Наличие ультратонкого (~ 0,3 мкм) «мертвого» слоя на всей рабочей поверхности детектора и колодезная, близкая к 4л геометрия измерения значительно повышают эффективность регистрации как в области 46 кэВ, так и в области 477–662 кэВ. Существенным недостатком такой схемы измерения является значительная ограниченность объема анализируемого материала. Проблему можно было бы решить за счет предварительного концентрирования определяемых радионуклидов при озолении исходного материала. Однако, неизученным здесь остается вопрос о подвижности (летучести) ^{137}Cs , ^{210}Pb и ^7Be при сжигании их носителя. Основной целью настоящего исследования является изучение влияния процедуры озоления лишайников и мхов на правильность определения в них концентраций ^{137}Cs , ^{210}Pb и ^7Be .

Материалы и методы

Восемь образцов эпигейного лишайника вида *Cladonia stellaris* (Л1–Л8) и три образца мха вида *Hylocomium splendens* (М1–М3) были использованы для оценки влияния процедуры озонирования на правильность определения концентраций ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах. Образцы лишайников отбирались на всю глубину покрова, вплоть до подстилки, без вертикального разделения таллома на основные компоненты. В отличие от лишайника отобранный образец мха разделялся на три составляющие: 1. Верхние 1–2 см, представляющие зеленую часть тела растения; 2. Среднюю часть высотой порядка 4 см с засохшими и отмершими листьями; 3. Нижнюю, приповерхностную часть, в основном ризоиды (3 см), лежащую непосредственно на подстилке.

В лабораторных условиях отобранные образцы высушивались до воздушно-сухого состояния. В полученном исходном сухом материале проводилось определение активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs . Затем исходные образцы озонились в муфельной печи по следующей схеме: нагрев до 200 °С в течение 0,5 часа > нагрев до 450 °С (+50 °С каждые последующие 0,5 часа) > обжиг при температуре 450 °С в течение 6 ча-

сов > – охлаждение озонированного образца до комнатной температуры в течение 8–10 часов. В образцах золы так же проводилось определение активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs .

Активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в изучаемых образцах определялись гамма-спектрометрическим методом с использованием низкофонового колодезного HPGe детектора EGPC 192-P21/SHF 00-30A-CLF-FA (EURISYS MESURES) по аналитическим гамма-пикам 45,6 кэВ, 477,6 кэВ и 661,7 кэВ. Активный объем детектора 192 см³, разрешение < 1,4 кэВ на линии 122 кэВ и < 2,3 кэВ при 1,33 МэВ. Регистрация гамма-квантов, расчет площадей и погрешностей определения аналитических фотопиков проводился с использованием программно-спектрометрического комплекса GammaVision (ORTEC). Аналитические работы были выполнены в Аналитическом Центре коллективного пользования многоэлементных и изотопных исследований СО РАН по методике, адаптированной для колодезной геометрии измерения [1, 2]. Масса анализируемых навесок составляла от 0,38 до 4,8 грамм для образцов золы и от 2 до 7,8 грамм для образцов исходного материала мхов и лишайников при объеме 1,5–4,9 и 6,0–10,0 мл, соответственно. Длительность измерения образцов варьировалась от 5700 до 54000 секунд и подбирались таким образом, чтобы

Таблица 1. Удельные активности (Бк/кг) ^{210}Pb , ^7Be , and ^{137}Cs в исходных (A_{or}) и озоненных (A_{ash}) образцах лишайника и мха

Обр.	N	m, г	$m_{\text{ash}}, \text{г}$	k_{ash}	A_{or}			A_{ash}		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Л1	5	28,3	0,47	0,017	$\frac{506 \pm 4,3}{485-534}$	$\frac{274 \pm 6,9}{246-294}$	$\frac{21,1 \pm 9,0}{19,6-24,4}$	22135 ± 449	15735 ± 572	1146 ± 44
Л2	5	29,4	0,43	0,015	$\frac{394 \pm 8,4}{343-427}$	$\frac{211 \pm 7,6}{194-236}$	$\frac{22,3 \pm 15,2}{19,2-26,5}$	20084 ± 435	12894 ± 532	1498 ± 55
Л3	7	40,1	0,38	0,009	$\frac{378 \pm 6,6}{338-406}$	$\frac{240 \pm 7,5}{219-270}$	$\frac{8,0 \pm 13,8}{6,0-9,6}$	27671 ± 441	22632 ± 636	767 ± 37
Л4	9	49,6	0,81	0,016	$\frac{407 \pm 3,4}{390-430}$	$\frac{199 \pm 9,5}{165-223}$	$\frac{14,3 \pm 18,2}{11,5-19,2}$	19145 ± 316	10772 ± 327	844 ± 34
Л5	8	62,0	0,75	0,012	$\frac{418 \pm 5,7}{372-449}$	$\frac{337 \pm 7,1}{304-365}$	$\frac{22,1 \pm 3,6}{21,4-23,6}$	24940 ± 482	25352 ± 879	1605 ± 54
Л6	9	64,0	0,95	0,015	$\frac{488 \pm 3,9}{460-521}$	$\frac{396 \pm 6,6}{357-439}$	$\frac{22,8 \pm 11,4}{18,5-26,4}$	23625 ± 401	24748 ± 798	1456 ± 45
Л7	9	60,0	3,69	0,062	$\frac{354 \pm 7,6}{312-389}$	$\frac{352 \pm 12,2}{279-417}$	$\frac{10,5 \pm 8,6}{9,6-12,5}$	4951 ± 78	5049 ± 132	160 ± 6
Л8	11	73,3	4,77	0,065	$\frac{394 \pm 5,8}{365-446}$	$\frac{359 \pm 9,2}{307-442}$	$\frac{11,3 \pm 12,4}{9,8-14,1}$	5056 ± 70	5179 ± 123	163 ± 5
М1	4	10,7	0,37	0,035	$\frac{644 \pm 10,4}{579-725}$	$\frac{1210 \pm 3,9}{1267-1154}$	$\frac{34 \pm 76,5}{12,5-73}$	14070 ± 323	32640 ± 1014	929 ± 40
М2	6	26,2	1,51	0,058	$\frac{1158 \pm 5,3}{1057-1228}$	$\frac{328 \pm 23,2}{255-464}$	$\frac{38 \pm 34,2}{25,1-60}$	15574 ± 234	5424 ± 281	610 ± 18
М3	10	46,9	3,78	0,081	$\frac{1103 \pm 9,6}{983-1275}$	$\frac{116 \pm 20,7}{76-163}$	$\frac{45 \pm 35,6}{26,3-66}$	11536 ± 123	1324 ± 89	537 ± 10

m_{ash} – масса озонированного образца; k_{ash} – зольность исходного образца.

статистическая погрешность определения аналитического фотопика 46,5 кэВ не превышала 5 %. Предел обнаружения ${}^7\text{Be}$, ${}^{210}\text{Pb}$ и ${}^{137}\text{Cs}$ составил 0,02 Бк, что соответствует 2 Бк/кг при измерении 10 гр. образца в течении 24 часов. Правильность анализа оценивалась по стандартным образцам БИЛ-1, БИЛ-2, SDO-1, СГ-1А, ДВГ, ДВТ, ДВР и стандартам МАГАТЭ IAEA-375 и IAEA-135. Все полученные значения активностей радионуклидов пересчитывались на момент отбора образцов с учетом радиоактивного распада.

Результаты и их обсуждение

На первом этапе эксперимента предварительно высушенные и измельченные исходные образцы разбивались на несколько равных по массе навесок. В каждой из них проводилось прямое определение активностей ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$. Данные об удельных активностях радионуклидов в исходных образцах (A_{or}) представлены в Таблице 1. Здесь же дана информация о массе (m) исходных образцов и количестве выделенных для измерения навесок (N). Величины A_{or} , приведенные в таблице 1, представляют собой средние значения удельных активностей изотопов, полученных для выборки N . Через знак « \pm » указаны величины погрешностей определения A_{or} , рассчитанные как стандартное отклонение (SD) результатов определения удельных активностей в выборке N . В знаменателе дан диапазон вариации величин измеренных удельных активностей.

Представленные в таблице 1 данные показывают, что в целом ${}^{210}\text{Pb}$ распределяется по объему исходных образцов достаточно равномерно. В основном величины SD варьируют в диапазоне 3–8 % и лишь в двух случаях (М1 и М3) близки к 10 %. Несколько более высокая вариативность наблюдается в

распределении ${}^{210}\text{Be}$. Для него SD варьирует в диапазоне 4–12 %. А в образцах М2 и М3 доходит до 23 %. Этот факт можно объяснить тем, что данные образцы представляют собой нижние горизонты тела растения, в которых ${}^{210}\text{Be}$ не накапливается ввиду его малого периода полураспада. Его появление в этих горизонтах связано, скорее всего, с вертикальным переносом из верхнего слоя при промывке системы атмосферными осадками. Интенсивность такого процесса даже в пределах локальных размеров носит случайный характер. Поэтому и распределение ${}^{210}\text{Be}$ в нижних горизонтах тела мха может носить неравномерный характер. В исследованных образцах наблюдаются значительные вариации в содержаниях ${}^{137}\text{Cs}$. Особенно сильно это проявляется в образцах мха. Величины удельных активностей этого изотопа различаются в 6 раз в образце М1 и в 2,5 раза в образцах М2 и М3. Такие различия связаны, прежде всего, со значительной неравномерностью латерального распределения ${}^{137}\text{Cs}$. Такая неравномерность начинает проявляться даже на локальных участках площадью менее 0,1 м². С другой стороны, неравномерность латерального распределения ${}^{137}\text{Cs}$ сопровождается относительной однородностью его вертикального распределения по телу мха в пределах ограниченного по площади локального участка.

На втором этапе эксперимента исходные образцы озолялись по описанной выше методике. В полученных золах также проводилось определение активностей ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$. Данные о массе озоленных образцов (m_{ash}), коэффициенте зольности исходного материала (k_{ash}) и удельных активностях ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$ в образцах зола (A_{ash}) представлены в Таблице 1. Величины доверительных интервалов, приведенные для A_{ash} , соответствуют значениям погрешностей определения площадей аналитических

Таблица 2. Удельные активности (А, Бк/кг) ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$ в исходных образцах

Обр.	${}^{210}\text{Pb}$					${}^7\text{Be}$					${}^{137}\text{Cs}$				
	A_{or}	A_{RCA}	k_{los}	A_{recalc}	DV	A_{or}	A_{RCA}	k_{los}	A_{recalc}	DV	A_{or}	A_{RCA}	k_{los}	A_{recalc}	DV
Л1	506	368	1,38	503	-0,7	274	261	1,05	286	4,4	21,1	19,0	1,11	20,5	-3,1
Л2	394	293	1,34	403	2,2	211	188	1,12	206	-2,1	22,3	21,9	1,02	23,6	5,3
Л3	378	262	1,44	364	-3,8	240	214	1,12	235	-1,8	8,0	7,3	1,10	7,9	-1,6
Л4	407	312	1,30	427	4,7	199	176	1,13	193	-3,2	14,3	13,8	1,04	14,8	3,6
Л5	418	302	1,38	417	-0,1	337	307	1,10	336	-0,1	22,1	19,4	1,14	21,0	-5,6
Л6	488	351	1,39	481	-1,4	396	367	1,08	402	1,6	22,8	21,6	1,06	23,3	2,0
Л7	354	305	1,16	373	5,1	352	311	1,13	337	-4,5	10,5	9,9	1,06	10,4	-0,4
Л8	394	329	1,20	399	1,2	359	337	1,06	365	1,7	11,3	10,6	1,07	11,2	-1,3
М1	644	487	1,32	637	-1,1	1210	1129	1,07	1231	1,7	34	32	1,06	34,3	1,1
М2	1158	899	1,29	1112	-4,2	328	313	1,05	340	3,3	38	35	1,07	37,2	-1,5
М3	1103	930	1,19	1082	-2,0	116	107	1,09	115	-1,0	45	43	1,03	45,3	1,6

A_{RCA} – активности рассчитанные через значения, полученные для озоленных образцов ($A_{RCA} = A_{ash}/k_{ash}$); A_{recalc} – активности пересчитанные через значения, полученные для озоленных образцов, с учетом поправки на потери при озолении; DV – величина расхождение A_{or} и A_{recalc} %.

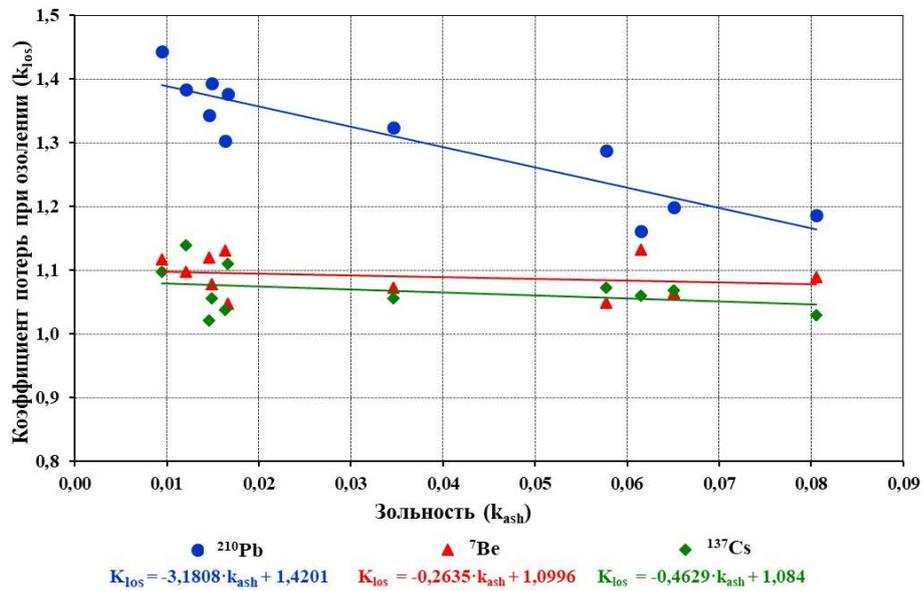


Рис. 1. Зависимость потерь ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs при озолении от зольности исходных образцов

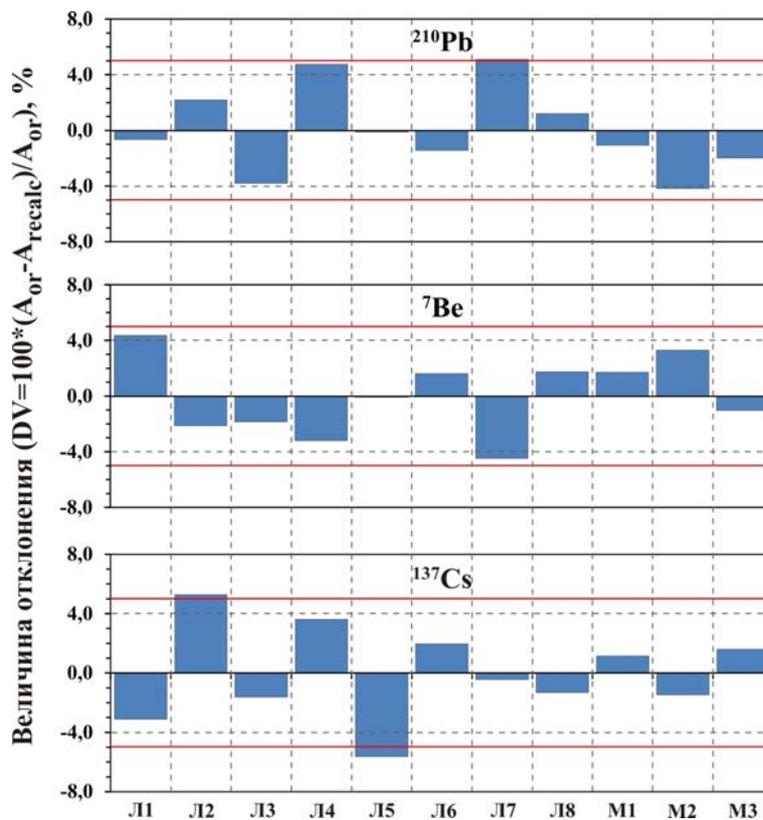


Рис. 2. Расхождение результатов определения содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs , полученных разными методами (A_{or} и A_{recalc})

фотопиков, рассчитанным программным алгоритмом программно-спектрометрического комплекса GammaVision.

Результаты пересчета активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в озоленных образцах на сухой вес исходных образцов (A_{RCA}) с учетом их зольности представлены в Таблице 2. Для всех трех изотопов наблюдается существенное отклонение в меньшую сторону пересчитанных значений A_{RCA} от значений A_{or} , полученных при прямых определениях в исходных образцах. Это явно говорит о наличии значимых потерь при процедуре озоления. Коэффициент, характеризующий потери при озолении ($k_{\text{los}} = A_{\text{or}}/A_{\text{RCA}}$), показывает, что расчетные величины A_{RCA} без внесения необходимых поправок могут быть занижены для ^{210}Pb в 1,19–1,44, ^7Be в 1,05–1,13, ^{137}Cs в 1,02–1,14 раз. На Рисунке 1 представлены диаграммы рассеяния для ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в координатах «потери при озолении (k_{los})» – «зольность образцов (k_{ash})».

Характер расположения точек на графиках указывает на вероятный линейный тренд в зависимостях k_{los} (k_{ash}). Формулы, описывающие форму линий трендов, по которым можно получить расчетные значения коэффициентов потерь (K_{los}) в зависимости от зольности исследуемого образца, представлены в комментарии к Рисунку 1. Внесение поправок, учитывающих расчетные коэффициенты потерь K_{los} , позволило получить исправленные значения активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в исходных образцах ($A_{\text{recalc}} = K_{\text{los}} \cdot A_{\text{RCA}}$), рассчитанные через измеренные активности этих изотопов в озоленных образцах. Значения величин отклонения A_{or} от A_{recalc} ($DV = 100 \cdot (A_{\text{or}} - A_{\text{recalc}})/A_{\text{or}}$, %) в основном лежат в узком диапазоне и лишь в трех случаях немного превышают $\pm 5\%$. Этот факт, а также случайная разнонаправленность величин DV, хорошо видная на Рисунке 2, говорят о хорошей сходимости полученных результатов и об отсутствии значимых систематических расхождений.

Литература

1. Мельгунов М. С. Аномалии радиоактивности на южном побережье озера Иссык-Куль (Кыргызстан) / Мельгунов М. С., Гавшин В. М., Сухорук Ф. В., Калугин И. А., Бобров В. А., Klerkx J. / Химия в интересах устойчивого развития, 2003. – Т. 11. – № 6. – С. 869–880.
2. Нифонтова М. Г. Использование лишайников и мхов для оперативного определения радиоактивного загрязнения природной среды. Дефектоскопия, 2005. – № 1. – С. 80–84.
3. Bagheri R. Cosmogenic radionuclide ^7Be concentration in seven species of lichens and its correlation with ^{40}K , ^{137}Cs and ^{226}Ra / Bagheri R., Mehregan S.,

Заключение

Проведенный эксперимент показал, что при озолении лишайников и мхов происходят потери накопленных в них радионуклидов ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs . В пределах измеренных значений удельных активностей радионуклидов и зольностей исследуемого материала величина этих потерь имеет близкую к линейной, обратно пропорциональную зольности зависимость. Наибольшие потери наблюдаются для ^{210}Pb , что неудивительно, поскольку свинец относится к летучим при высоких температурах элементам. Так, при низкой зольности сжигаемого материала (< 2 %) его потери могут достигать 40 %. При этом потери ^7Be и ^{137}Cs не превышают в среднем 10 %.

Статистическая обработка результатов определения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в образцах лишайника и мха, полученных методом полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием колодезного HPGe детектора в результате двух разных подходов – а) при прямом определении в исходных образцах путем измерения всего материала малыми навесками и б) при пересчете на исходный вес с учетом коэффициента зольности значений, измеренных в озоленных образцах, показала возможность учета потерь при озолении за счет введения поправочных коэффициентов, рассчитанных через соответствующие линейные зависимости коэффициентов потерь (K_{los}) от коэффициентов зольности исследуемого материала (k_{ash}). Сопоставление результатов двух разных подходов показало их хорошую сходимость при отсутствии значимых систематических и статистических расхождений. Коэффициенты расхождения результатов парных измерений (DV) для всех трех радионуклидов лишь в трех случаях из 33 незначительно превышают 5 %.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИГМ СО РАН при частичной финансовой поддержке проекта РНФ № 18-77-10039 (отбор, пробоподготовка и аналитическое обеспечение образцов лишайника).

- Yousefi A., Mirrezaei E. / International Journal of Environmental Science and Technology, 2017. – 14. – С. 2443–2450.
4. Gavshin V. M. Disequilibrium between uranium and its progeny in the Lake Issyk-Kul system (Kyrgyzstan) under a combined effect of natural and manmade processes / Gavshin V. M., Melgunov M. S., Sukhorukov F. V., Bobrov V. A., Kalugin I. A. and Klerkx J. / Journal of Environmental Radioactivity, 2005. – V. 83. – № 1. – P. 61–74.
5. Hansson Sophia V. Beryllium-7 as a natural tracer for short-term downwash in peat / Hansson Sophia V., Kaste James M., Chen Keyao, Bindler Richard / Biogeochemistry, 2014. – 119. – P. 329–339.

6. Harmens H. Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe / Harmens H., Norris D. A., Steinnes E., Kubin E., Piispanen J., Alber R., Aleksiyaynak Y., Blum O., Coskun M., Dam M., De Temmerman L., Fernández J. A., Frolova M., Frontasyeva M., González-Miqueo L., Grodzinska K., Jeran Z., Korzekwa S., Krmar, K. Kvietskus, S. Leblond, S. Liiv, S.H. Magnússon, B. Mankovská, R. Pesch, Å. Rühling M., Santamaria J. M., Schröder W., Spiric Z., Suchara I., Thöni L., Urumov V., Yurukova L., Zechmeister H. G. / *Environmental Pollution*, 2010. – P. 3144–3156.
7. Krmar M. Beryllium-7 and ^{210}Pb atmospheric deposition measured in moss and dependence on cumulative precipitation / Krmar M., Mihailović D. T., Arsenić I., Radnović D., Papb I. / *Science of the Total Environment*, 541. – 2016. – P. 941–948.

НАКОПЛЕНИЕ ^{90}Sr ОСНОВНЫМИ ЛЕСООБРАЗУЮЩИМИ ПОРОДАМИ НА ТЕРРИТОРИИ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

Л. Н. Михайловская, В. Н. Позолотина, В. П. Гусева, З. Б. Михайловская

*Институт экологии растений и животных УрО РАН
Екатеринбург, Россия, mila_mikhaylovskaya@mail.ru*

ACCUMULATION OF ^{90}Sr BY THE MAIN FOREST-FORMING ROCKS WITHIN THE EAST-URAL RADIOACTIVE TRACE

L. N. Mikhailovskaya, V. N. Pozolotina, V. P. Guseva, Z. B. Mikhailovskaya

*Institute of Plant and Animal Ecology of the UB RAS
Yekaterinburg, Russia, mila_mikhaylovskaya@mail.ru*

Patterns of the ^{90}Sr distribution in the aboveground organs of birches and pines growing in the pollution gradient within the East Urals Radioactive Trace is similar to that in the background area, although quantitative differences in the ^{90}Sr concentrations are high. The radionuclide inventory in the leaves (needles) of trees is higher than in the trunks, these differences are manifested more in birch than in pine. The ^{90}Sr accumulation capacity of birch is higher than that of pine. Aggregated transfer coefficients of ^{90}Sr correspond to the ranges of variability of this indicator established by the IAEA for the territories polluted as a result of the Chernobyl accident.

Введение

Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС) образовался в 1957 г. в результате так называемой Кыштымской аварии на производственном объединении «Маяк». Эта территория представляет собой узкий сектор, ориентированный в северо-восточном направлении протяженностью более 100 км и площадью 23000 км². В аварийных выпадениях среди долгоживущих радионуклидов преобладал ^{90}Sr [1]. Широкий диапазон уровней загрязнения почв, неоднородность топографических и экологических условий позволяет проводить в этой зоне радиоэкологические исследования по изучению закономерностей распределения радионуклидов в живых и косных компонентах экосистем.

В многочисленных исследованиях показано, что на первом этапе после радиационных аварий в лесных экосистемах до 80 % радиоактивных веществ, выпадающих из атмосферы, поглощаются древесными растениями, причем большая их часть задерживается хвоей и листьями, которые считаются индикаторными при оценке аэрального загрязнения. На

втором этапе, через 3–4 года после аварии, корневое поступление играет ведущую роль в накоплении радионуклидов деревьями. Третий этап занимает около 10 лет, в этот период формируется равновесное состояние в системе почва-растения. Скорость и масштабы миграционных процессов на разных этапах загрязнения зависят от типа леса, состава выпадений и их физико-химической формы, почвенных и климатических условий [7].

С течением времени практически во всех зонах аварийного аэрального загрязнения у березы максимальные концентрации ^{90}Sr наблюдаются в фотосинтезирующих органах (листья), минимальные в древесине, кора и ветки занимают промежуточное положение. У сосны на первое место по уровням накопления выходит кора и мелкие ветки, минимальные концентрации ^{90}Sr отмечены в древесине [7, 9].

Цель исследования: изучение закономерностей накопления и распределения ^{90}Sr в надземных органах березы (*Betula pendula* Roht.) и сосны (*Pinus sylvestris*) в градиенте загрязнения в зоне ВУРСа.

Материал и методы

Исследования проводили в 2010–2020 гг. на территории ВУРСа, расположенной на восточном макросклоне Южного Урала (рис. 1). Лесные экосистемы в зоне ВУРСа представлены в основном вторичными березовыми и смешанными сосново-березовыми лесами. В почвенном покрове преобладают разновидности серых лесных почв. Наибольший уровень загрязнения приурочен к центральной оси следа, плотность загрязнения вблизи от эпицентра аварии составляет 70000 Бк/м² и снижается до 100 Бк/м² на удалении 36 км. В периферийных частях ВУРСа плотность загрязнения снижается от 100 до 3 Бк/м². Пространственное распределение радионуклида вдоль центральной оси, а также по направлению от оси к перифериям описывается степенной зависимостью [13]. Фоновый уровень загрязнения почв Уральского региона ⁹⁰Sr составляет 1–3 Бк/м². В почвах автоморфных ландшафтов Урала с разным генезисом радиоактивного загрязнения основное количество радионуклида (75–90 %) удерживается в верхнем 0–20 см слое почв [12].

Реперные участки закладывали на автоморфных участках ландшафта на разном расстоянии от

эпицентра аварии (рис. 1). Три контрольных участка располагались за пределами следа в сходных типах леса. Почвенные разрезы располагали на участках по углам равностороннего треугольника с длиной стороны 10 м. Пробы почв отбирали слоями по 5–10 см до глубины 20 см с учетом площади пробы.

На пробных участках выбирали по 2 дерева без видимых повреждений. С каждого дерева отбирали крупную ветку из нижней части кроны. Для анализа проводили разделение образцов на фракции: листья (хвоя), мелкие ветки, крупные ветки 1–3 порядков. На ключевых участках на высоте 0,5–0,8 м от поверхности почвы отбирали спилы с поваленных ветром деревьев при наличии на них живых побегов и листьев (хвои).

Концентрации ⁹⁰Sr в воздушно-сухой массе почвенных и растительных образцов определяли радиохимическим методом по дочернему ⁹⁰Y [2]. Аккумуляционную способность растений оценивали величиной коэффициента перехода (КП), который рассчитывали, как отношение удельной активности ⁹⁰Sr в надземной массе растений (Бк/кг воздушно-сухой массы) к плотности загрязнения почвы (Бк/м²) [9].

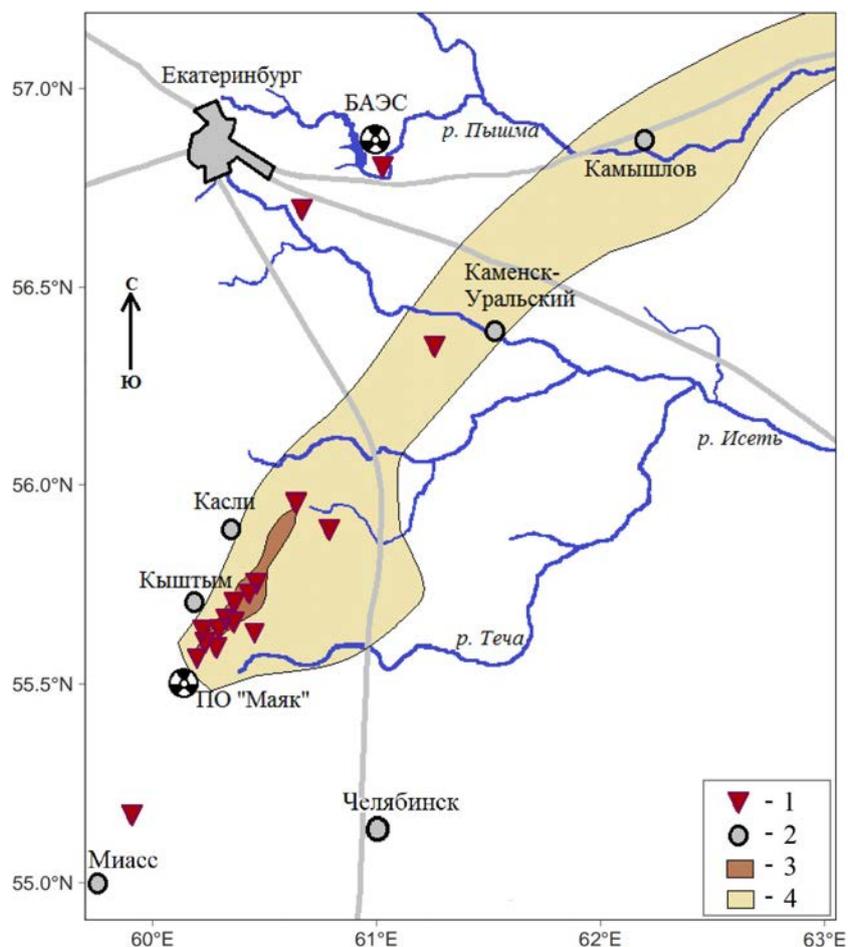


Рис. 1. Схема района исследований: 1 – реперные точки, 2 – города, 3 – центральная ось ВУРСа, 4 – периферия ВУРСа

Результаты и их обсуждение

Характер распределения минеральных веществ и ^{90}Sr в надземных органах березы и сосны схож (табл. 1). Зольность стволов значительно ниже, чем листьев и хвои. Диапазоны изменчивости уровней загрязнения ^{90}Sr надземных органов березы шире, чем для сосны. Полученные нами значения КП ^{90}Sr , сравнимы с диапазонами изменчивости КП, приведенными для территорий России и Украины, загрязненными выпадениями от аварии на ЧАЭС [9], а также рассчитанными по данным [10] для фоновых и загрязненных от Кыштымской аварии территорий Урала.

Концентрация ^{90}Sr в воздушно-сухом веществе надземных органов сосны и березы возрастает с увеличением плотности загрязнения почв, а КП соответственно снижаются (рис. 2). Зависимость с высокой степенью достоверности аппроксимируется степенной функцией типа:

$$y = a \cdot x^b$$

где y – концентрация ^{90}Sr в органе дерева (Бк/кг), x – плотность загрязнения ^{90}Sr почвы (кБк/м²), a и b – коэффициенты уравнения.

Подобные результаты были получены нами ранее для растений разной таксономической принадлежности (травы, мхи, лишайники, небольшие выборки деревьев) [3]. У березы максимальное накопление радионуклида отмечено в листьях и мелких ветках, а минимальное в стволах. Такая же тенденция отмечена и для сосны. В то же время различия коэффициентов a в уравнениях регрессии, характеризующих накопление ^{90}Sr разными органами березы, достигают 2,5–3 раз, а у сосны эти различия не превышают 1,5 раз. В изученном диапазоне плотности загрязнения почв ^{90}Sr накопление радионуклида в воздушно-сухом веществе березы, как правило, выше, чем у сосны.

Снижение КП ^{90}Sr в надземные органы березы в изученном диапазоне загрязнения почв составляет порядок величин. Подобное относительное сниже-

ние накопления различных радионуклидов, растениями разных таксономических групп в зонах с высоким уровнем загрязнения по сравнению с фоновыми территориями отмечалось и в других исследованиях [3, 8]. Этот феномен может быть связан с влиянием как минимум двух факторов.

Во-первых, причиной относительного снижения поступления радионуклида в надземную массу растений может быть радиационное поражение корней. Высокие дозовые нагрузки на корневую систему могут привести к уменьшению поступления радионуклида в растения [6]. Нами показано, что большая часть ^{90}Sr и через 60 лет после аварии находится в верхнем 20 см слое почвы [12] и создает радиационную нагрузку на корневые системы, превышающую фоновые значения на 3–4 порядка величин [11].

Во-вторых, значимым фактором может быть больший вклад аэрального загрязнения растений на территориях с уровнем загрязнения почв близким к фоновым значениям. Современные уровни загрязнения почв ^{90}Sr на фоновых территориях и оси ВУРСа различаются на 3–4 порядка величин. При этом атмосферные выпадения ^{90}Sr на территории Урала оцениваются в 1,7–3,1 Бк/м² в год, а вблизи действующих предприятий ПО «Маяк» в том числе на территории ВУРСа 5,2–70 Бк/м² в год [4, 5].

Поступление ^{90}Sr в составе штатных выбросов всегда было очень мало по сравнению с уровнем загрязнения импактной зоны. Иная ситуация на территориях с малым уровнем загрязнения, здесь штатные выбросы ядерных предприятий могут вносить значимый вклад в радиоактивное загрязнение почвенного и особенно растительного покрова [2, 12]. Следует отметить, что содержание ^{90}Sr в приземном воздухе импактной зоны ВУРСа и контрольных участков отличается примерно на 2 порядка величин [4, 5]. Можно предположить, что вклад в загрязнение растений микрочастицами, переносимыми ветром, также будет максимальным в процентном отношении на контрольных участках.

Таблица 1. Накопление минеральных веществ и ^{90}Sr надземными органами деревьев

Вид	Органы	Зольность, %	Концентрация ^{90}Sr , кБк/кг воздушно-сухого вещества, min–max	Коэффициент перехода $n \cdot 10^{-3} \text{ kg}^{-1} \text{ m}^2 \text{ min}^{-2} \text{ max}$
<i>Betula pendula</i>	Листья	5,4 ± 0,5	0,02–180,4	1,61–64,9
	Мелкие ветки	2,7 ± 0,6	0,035–218,0	1,51–37,1
	Крупные ветки	2,4 ± 0,3	0,014–80,8	1,13–28,8
	Ствол	0,6 ± 0,2	0,007–155,2	0,58–11,7
<i>Pinus sylvestris</i>	Хвоя	2,3 ± 0,3	0,004–22,3	0,24–12,0
	Мелкие ветки	1,8 ± 0,4	0,006–33,4	0,52–14,3
	Крупные ветки	1,1 ± 0,1	0,003–16,0	0,18–10,9
	Ствол	0,6 ± 0,2	0,006–22,3	0,27–11,8

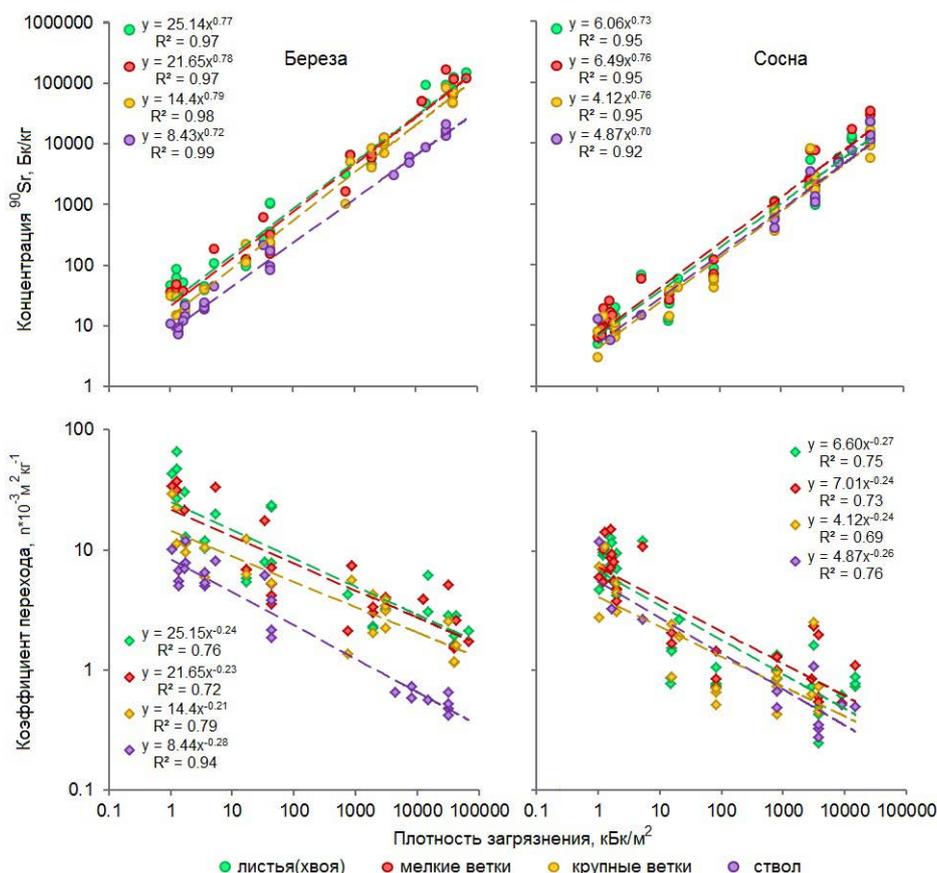


Рис. 2. Концентрация ^{90}Sr в надземных органах березы и сосны в градиенте загрязнения почв вдоль центральной оси ВУРСа

Заключение

Спустя более 60 лет после Кыштымской аварии характер распределения ^{90}Sr в надземных органах березы и сосны, произрастающей в градиенте загрязнения ВУРСа и на контрольных участках, схожий. Накопительная способность листьев (хвои) деревьев выше, чем в стволах. Различия сильнее выражены у березы, чем у сосны. Все органы березы накопи-

вают больше ^{90}Sr , чем у сосны. Величины КП ^{90}Sr соответствуют диапазонам изменчивости показателя, установленным IAEA для территорий России и Украины, загрязненным в результате аварии на ЧАЭС.

Работа выполнена в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН, тема № АААА-А19-119032090023-0 при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (грант № 19-05-00469).

Литература

1. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А. И. Бурназяна. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 143 с.
2. Михайловская Л. Н. Вклад современных газоаэрозольных выбросов атомных предприятий в загрязнение растительного покрова / Л. Н. Михайловская, В. Н. Позолотина, З. Б. Михайловская // Ядерно-физические исследования и технологии в сельском хозяйстве: сборник докладов международной научно-практической конференции. – Обнинск, 2020. – С. 201–203.
3. Молчанова И. В. Техногенные радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивно-
- го следа и их накопление растениями различных таксономических групп / И. В. Молчанова, Л. Н. Михайловская, В. Н. Позолотина, Е. В. Антонова // Радиационная биология. Радиоэкология, 2014. – № 1 (54). – С. 77–84.
4. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году / ред. Вакуловский С. М. – М.: Росгидромет, 2012. – 297 с.
5. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2019 году / ред. В. М. Шершаков, В. Г. Булгаков, И. И. Крышев, С. М. Вакуловский, М. Н. Каткова, А. И. Крышев – М.: Росгидромет, 2020. – 340 с.

6. Тихомиров Ф. А. Накопление Sr^{90} и Cs^{137} в опытах с сеянцами хвойных древесных растений / Тихомиров Ф. А., Карабань Р. Т., Бочарова М. А. // Лесоведение, 1975. – № 1. – С. 82–87.
7. Щеглов А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах / А. И. Щеглов. – М.: Наука, 1999. – 268 с.
8. Beresford N. A. Non-linearity in radiocaesium soil to plant transfer: Fact or fiction? / Beresford N. A., Wright S. M. // Radioprotection, 2005. – V. 40. – P. 67–72.
9. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. – Vienna: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 2010. – 472 p.
10. Karavaeva Ye. N. Accumulation and distribution of long-living radionuclides in the forest ecosystems of the Kyshtym accident zone / Ye. N. Karavaeva, N. V. Kulikov, I. V. Molchanova, V. N. Pozolotina, P. I. Yushkov // Sci. of the Total Environmen, 1994. – V. 157. – P. 147–151.
11. Karimullina E. Radionuclide uptake and dose assessment of 14 herbaceous species from the East-Ural Radioactive Trace area using the ERICA Tool / Karimullina E., Mikhailovskaya L. N., Antonova E., Pozolotina V. // Environmental Science and Pollution Research, 2018. – V. 25. – № 14 (25). – P. 13975–13987.
12. Mikhailovskaya L. N. Spatial Distribution of ^{90}Sr from Different Sources in Soils of the Ural Region, Russia. / L. N. Mikhailovskaya, V. N. Pozolotina // The Handbook of Environmental Chemistry, 2020. – V. 88. – P. 141–158.
13. Molchanova I. 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, V. Pozolotina, E. Antonova // J. of Environmental Radioactivity, 2014. – V. 138. – P. 238–248.

СОДЕРЖАНИЕ ^{137}Cs И ^{241}Am В ПОЧВЕ И МЕСТНЫХ ПРОДУКТАХ ПИТАНИЯ ЖИТЕЛЕЙ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К БЕЛОРУССКОМУ СЕКТОРУ ЗОНЫ ОТСЕЛЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Е. К. Нилова¹, В. Н. Бортновский², С. А. Тагай³, Н. В. Дударева³, А. Н. Никитин³

¹Центр по ядерной и радиационной безопасности
Министерство по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь
Минск, Беларусь, k_nilova@mail.ru

²Гомельский государственный медицинский университет
Гомель, Беларусь, kafog2@mail.ru

³Институт радиобиологии, Национальная академия наук Беларуси
Гомель, Беларусь, lanabuz@tut.by, nikitinale@gmail.com

CURRENT CONTENT OF ^{137}Cs AND ^{241}Am IN SOILS AND FOODSTUFF IN POPULATED AREAS ADJACENT TO THE CHERNOBYL NPP EXCLUSION ZONE

E. K. Nilova¹, V. N. Bortnovsky², S. A. Tagai³, N. V. Dudareva³, A. N. Nikitin³

¹Center for Nuclear and Radiation Safety of the Ministry for Emergency Situations of the Republic of Belarus
Minsk, Belarus, k_nilova@mail.ru

²Gomel State Medical University
Gomel, Belarus, kafog2@mail.ru

³Institute of Radiobiology of the National Academy of Sciences of Belarus
Gomel, Belarus, lanabuz@tut.by, nikitinale@gmail.com

The current content of ^{137}Cs and ^{241}Am in the soil and foodstuffs were determined at the private settlements of the Bragin district of Gomel region of Belarus. With an average level of 1.3 kBq/m², the maximum soil contamination density of ^{241}Am can reach 3.6 kBq/m², and for ^{137}Cs it is one or two orders of magnitude higher and ranges from 50 kBq/m² to 560 kBq/m². The maximum specific activity of ^{241}Am in products is determined in samples of leafy parsley – 33 mBq/kg. The content of accompanying ^{137}Cs in samples of plant products is in the range of 3–12 Bq/kg.

Введение

После катастрофы на Чернобыльской АЭС прошло 35 лет. Около 35 % чернобыльских выпадений долгоживущего ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ лет) пришлось на территорию Республики Беларусь и обусловило радиоактивное загрязнение 23 % ее территории с уровнями более 37 kBq/m² (1 Ки/км²) [1, 2]. Из пяти административных областей Беларуси самой пострадавшей оказалась Гомельская область, 70 % территории которой подверглось радиоактивному загрязнению, а на землях южных районов области – Брагинском, Хойникском и Наровлянском присутствуют также и заметные активности долгоживущих изотопов трансурановых элементов (ТУЭ) – $^{238,239,240,241}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Из состава чернобыльских радиоактивных выпадений ^{241}Am ($T_{1/2} = 432,2$ лет) является единственным радионуклидом, содержание которого в окружающей среде возрастает из-за распада материнского ^{241}Pu ($T_{1/2} = 14,3$ лет). По оценкам доклада Генассамблеи Научного комитета ООН по действию атомной радиации, начальная активность ^{241}Pu в составе выбросов ЧАЭС составляла 2,6 ПБк, а максимальная общая активность ^{241}Am в окружающей среде ожидается в 2058 г. и будет составлять 0,077 ПБк, что в 2 раза

превысит количество ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu , вместе взятых [3]. Уже в 2005 г. вклад ^{241}Am в общую активность α -излучающих ТУЭ превысил 50 %.

Продолжительный период полураспада ^{241}Am с испусканием высокоэнергетических α -частиц ($E_{\alpha} = 5485,6$ кэВ, 5442,9 кэВ) определяет возрастающую значимость этого радионуклида при возможном его вовлечении в основные пути поступления (ингаляционный и пищевой), ведущие непосредственно к человеку. Поэтому в настоящее время актуальным является уточнение содержания ^{241}Am в сравнении с ^{137}Cs в почве и продуктах питания, а также последующая оценка вклада каждого из радионуклидов в дозы облучения населения, проживающего в загрязненных районах. В данной статье представлен сравнительный анализ уровней содержания ^{241}Am и ^{137}Cs в почве и продуктах питания местного производства в населенных пунктах одного из наиболее загрязненных на территории Гомельской области – Брагинского района, земли которого непосредственно прилегают к зоне отселения ЧАЭС.

Материалы и методы

На территории 103-х частных подворий в 28 населенных пунктах Брагинского района Гомельской области Беларуси в период 2017–2018 гг. был произ-

веден отбор проб почвы (табл. 1). Отбор проб почвы выполняли пробоотборником с грунтоприемной трубкой диаметром 3,5 см [4] на глубину пахотного горизонта 20 см, на каждом участке проводили 5 уколов (точечных проб) методом конверта и формировали смешанный образец пробы почвы. Отбор проб почвы сопровождали измерением мощности Ambientного эквивалента дозы гамма-излучения (МАЭД) на высоте 1 м от поверхности почвы. Содержание ^{241}Am ($E_{\gamma} = 59,6$ кэВ) и ^{137}Cs ($E_{\gamma} = 661,6$ кэВ) в почве определяли методом гамма-спектрометрии с использованием полупроводникового детектора, параметры приведены в работе [5].

Пробы продуктов питания местного производства отбирались на отдельных 7 частных подворьях, где установлено максимальное содержание ^{241}Am в пробах почвы. Продукты отбирались в количестве 1 кг каждого компонента основного рациона питания жителей населенных пунктов: картофель, листовая зелень (салат, петрушка, лук), корнеплоды (свекла, морковь). Пробы клубне- и корнеплодов подвергались анализу после удаления частиц почвы посредством отмывки водой, но без снятия кожуры. Срез проб листовой зелени производился на высоте 2–3 см от поверхности почвы; и, далее, без процедуры очищения водой пробы направлялись на аналитические измерения. Такой вариант предварительной пробоподготовки обеспечивал соблюдение наиболее консервативного подхода, учитывающего форму потребления населением продуктов, произ-

веденных на личном подворье: клубни картофеля и корнеплодов без удаления кожуры («в мундире»); листовая зелень после срезки без предварительной обработки водой.

Определение удельной активности ^{137}Cs в пробах продуктов питания выполнялось гамма-спектрометрическим методом, ^{241}Am – методом радиохимической очистки с последующей альфа-спектрометрической идентификацией. Алгоритм радиохимической процедуры включал очистку ^{241}Am с использованием селективных смол TRU-TEVA-Spec Resin и представлен в работе [5]. Минимально-детектируемая активность (МДА) ^{241}Am в пробах продуктов зависела от зольного остатка пробы и не превышала 0,001 Бк/пробу.

Результаты и обсуждение

Результаты определения удельной активности и плотности загрязнения ^{241}Am и ^{137}Cs в почве подворий Брагинского района обобщены в табл. 1, удельная активность радионуклидов в почве приведена на воздушно-сухую массу. В качестве дополнительных характеристик в табл. 1 указано кратчайшее расстояние до ЧАЭС и приведен диапазон МАЭД. Расположение обследованных н. п. относительно ЧАЭС и границ зоны отчуждения (Полесский государственный радиационно-экологический заповедник), представлено на рис. 1. Статистический анализ представленных в табл. 1 результатов свидетельствуют об отсутствии значимой корреляции между загрязнением ^{241}Am ,

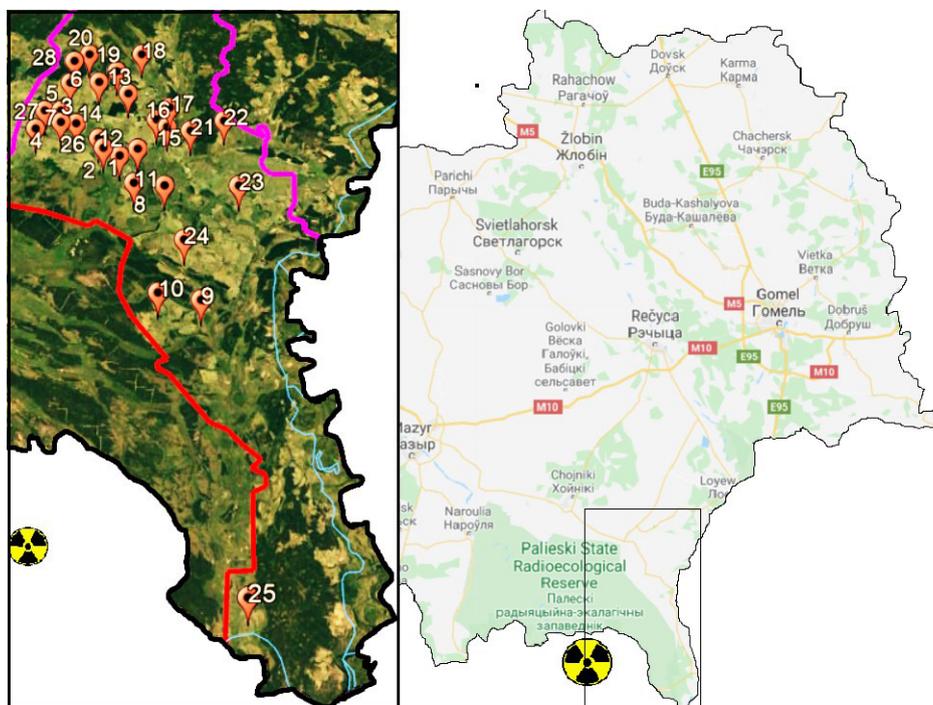


Рис. 1. Расположение населенных пунктов Брагинского района Гомельской области относительно зоны отселения (Полесский государственный радиационно-экологический заповедник) и ЧАЭС

— Граница Полесского государственного радиационно-экологического заповедника; — Граница Брагинского района; — Чернобыльская АЭС.

Таблица 1. Содержание ^{241}Am и ^{137}Cs в почве подворий населенных пунктов Брагинского района Гомельской области, обследованных в 2017–2018 гг. n – количество проб

№	Населенный пункт	n	МАЭД		^{137}Cs				^{241}Am				Расстояние до ЧАЭС, км
			мин	макс	Амин		Амакс		Амин		Амакс		
			мкЗв/ч		Бк/кг	кБк/м ²	Бк/кг	кБк/м ²	Бк/кг	кБк/м ²	Бк/кг	кБк/м ²	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	Брагин	12	0,11	0,37	825	101	2992	560	5,0	0,9	26,9	2,8	46
2	Соболи	8	0,11	0,26	529	116	1630	296	6,5	1,4	16,3	3,6	46
3	Бурки	5	0,12	0,13	587	95	800	158	2,7	0,5	6,5	1,3	47
4	Ковали	4	0,13	0,16	662	134	937	213	4,6	0,9	8,3	1,4	47
5	Бакуньы	4	0,13	0,16	580	114	805	150	2,5	0,6	3,7	0,7	48
6	Микуличи	7	0,13	0,25	551	117	2126	350	<1,1	<0,2	3,5	0,8	52
7	Маритон	3	0,11	0,13	523	79	629	123	2,5	0,6	3,6	0,7	56
8	Дублин	5	0,09	0,12	234	54	462	94	2,1	0,5	5,9	1,4	42
9	Грушное	5	0,08	0,09	172	39	500	56	2,4	0,5	8	0,9	32
10	Савичи	8	0,09	0,14	75	16	786	181	<0,8	<0,2	3,7	0,7	30
11	Волоховщина	2	0,11	0,13	648	146	662	125	5,3	1,0	6,3	1,4	41
12	Ленинец	4	0,14	0,22	928	149	2524	237	4,6	0,8	17,0	1,6	44
13	Шкурагы	3	0,08	0,09	167	41	324	72	1,7	0,4	3,2	0,7	52
14	Пожарки	2	0,09	0,13	139	28	737	133	<0,7	<0,1	3,1	0,6	52
15	Тельман	3	0,09	0,11	363	63	474	88	3,4	0,6	5,6	1,0	49
16	Малейки	2	0,08	0,10	346	48	530	100	5,6	0,8	6,9	1,3	48
17	Городище	2	0,08	0,09	62	15	342	60	<0,8	<0,2	6,8	1,2	50
18	Михновка	3	0,06	0,09	189	45	256	67	1,4	0,3	3,1	0,8	57
19	Н. Путь	2	0,08	0,09	303	71	342	72	3,6	0,8	4,2	0,9	54
20	Рыжков	3	0,09	0,11	362	77	452	85	2,9	0,6	3,0	0,6	56
21	Котловица	3	0,07	0,09	206	48	364	73	3,6	0,8	5,7	1,2	48
22	Н. Мокрец	3	0,05	0,06	100	28	190	47	1,4	0,4	3,4	0,8	52
23	Кривча	3	0,07	0,08	184	41	298	71	3,5	0,8	4,3	0,6	45

Окончание таблицы 1.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
24	Н. Гребля	2	0,06	0,06	224	44	254	50	2,8	0,5	2,8	0,6	37
25	Гдень	6	0,05	0,06	82	19	249	53	< 1,2	< 0,3	4,0	1,1	24
26	Кр. Гора	1	0,16	0,17			1471	211			7,6	1,1	44
27	Дубровное	1	0,15	0,16			1016	203			3,9	0,8	46
28	Ч. Поле	1	0,10	0,11			85	462			3,2	0,8	55

¹³⁷Cs почвы и расстоянием до ЧАЭС, а также между загрязнением почвы ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs для исследованных 28 н. п. Брагинского района (рис. 1). Наибольшее загрязнение радионуклидами почвенного покрова отмечается в г. п. Брагин (№ 1), удаленном от ЧАЭС в северо-восточном направлении на расстояние 46 км. Здесь зафиксированы максимальные уровни удельной активности радионуклидов в почве подворий, а с учетом объёмной плотности сложения почвы плотность загрязнения ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs достигает 2,8 и 560 кБк/м², соответственно. При этом самый южный н. п. района – Гдень (№ 25), расположенный на удалении 24 км в восточном направлении от ЧАЭС, характеризуется наименьшими значениями данных показателей – до 1,1 и 53 кБк/м² по ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs, соответственно. Таким образом, представленные в табл. 1 и на рис. 1 данные наглядно подтверждают существенную неравномерность радиоактивных выпадений на примере Брагинского района Гомельской области. В более отдаленных от ЧАЭС н. п. северной части района отмечается кратно большее загрязнение радионуклидами в сопоставлении с южной частью района.

Установлено, что значения МАЭД на приусадебных участках 28 н. п. Брагинского района находились в диапазоне от 0,05 до 0,37 мкЗв/ч. При этом самые высокие показатели МАЭД отмечены именно в г. п. Брагин. Этот вывод согласуется с результатами регулярных измерений в пунктах постоянного контроля Республиканского центра по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды Беларуси. Между МАЭД и плотностью загрязнения ¹³⁷Cs наблюдается достаточно сильная линейная взаимосвязь – коэффициент корреляции составляет 0,85. В то же время корреляция между МАЭД и плотностью загрязнения ²⁴¹Am отсутствует. Внешнее облучение ²⁴¹Am, обусловленное низкоэнергетическими γ -квантами ($E_{\gamma} = 59,6$ кэВ), в условиях реального чернобыльского загрязнения нивелируется на фоне продолжающей оставаться более высокой (на 2–4 порядка величины) активности ¹³⁷Cs ($E_{\gamma} = 661$ кэВ). Полученные результаты подтверждают, что на современном этапе ¹³⁷Cs является основным радионуклидом, определяющим техногенную составляющую мощности дозы гамма-излучения в воздухе на загрязненных территориях.

По результатам обследования и анализа данных 28 н. п. Брагинского района были выделены два пункта – г. п. Брагин (№ 1) и н. п. Соболи (№ 2), где отмечены наибольшие уровни содержания ²⁴¹Am в почве. На приусадебных участках указанных пунктов были отобраны продукты питания для установления содержания в них ²⁴¹Am, а также ¹³⁷Cs (табл. 2). Метод селективной радиохимической очистки позволил выделить ²⁴¹Am из зольных остатков проб и количественно определить содержание этого радионуклида в продуктах с пересчетом на натуральную массу. Удельная активность радионуклидов в продуктах определена на натуральную массу. Коэффициент

накопления или концентрационное отношение (КН) – отношение активности радионуклида в единице сухого веса растений $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ к активности в сухой почве $\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$.

Результаты табл. 2 свидетельствуют, что содержание ^{241}Am во всех пробах продуктов на три порядка величины ниже, чем сопутствующего ^{137}Cs . Установлено, что удельная активность ^{241}Am в пробах корне- и клубнеплодов находится на уровне единиц мБк/кг, а в пробах листовой зелени может достигать десятков мБк/кг. Согласно известным литературным данным, основное содержание ^{241}Am в пробах корне- и клубнеплодов может присутствовать в кожуре этих культур [6, 7], а листовая поверхность в пробах зеленых культур является носителем как поверхностного, так и корневого загрязнения [8, 9].

Коэффициенты накопления КН каждой группы растительных продуктов варьируют в пределах одного порядка величины. КН для ^{137}Cs в большинстве продуктов на порядок величины превышают таковые для ^{241}Am . Сравнение полученных параметров перехода ^{137}Cs с данными справочника МАГАТЭ ИАЕА-

TRS-472 [10], показывает, что полученные параметры попадают в диапазон справочных данных, который является более широким и варьирует в пределах нескольких порядков величины. Следует отметить, что максимальные полученные КН ^{241}Am для листовых культур (0,0276) и корнеплодов (0,0061) превышают максимальные значения справочника (листные-0,0015, корнеплоды-0,0017), а максимальный полученный КН ^{241}Am для картофеля (0,0035), наоборот, в 10 раз меньше максимального справочного параметра для клубнеплодов (0,034). Поэтому применение уточненных параметров перехода ^{241}Am для продуктов местного производства позволяет в целом снизить неопределенность дальнейшей оценки вклада данного радионуклида в дозы внутреннего облучения.

Заключение

Получены актуальные данные по содержанию ^{241}Am и ^{137}Cs в почве и продуктах питания местного производства на приусадебных участках 28 населенных пунктов Брагинского района Гомельской области.

Таблица 2. Содержание ^{241}Am и ^{137}Cs в продуктах питания частных подворий г. п. Брагин и н. п. Соболи, Брагинского района Гомельской области

Населенный пункт	Продукт	^{137}Cs	^{241}Am	^{137}Cs КН	^{241}Am КН
		Бк/кг	мБк/кг		
Брагин 1	Картофель	2,8 ± 0,4	1,1 ± 0,3	0,0102	0,0005
Брагин 2	Картофель	0,5 ± 0,2	0,8 ± 0,2	0,0011	0,0003
Брагин 3	Картофель	< 0,5	1,8 ± 0,4	< 0,0014	0,0009
Брагин 4	Картофель	0,6 ± 0,2	1,1 ± 0,3	0,0010	0,0007
	Морковь	9,9 ± 1,9	4,4 ± 1,2	0,0221	0,0039
	Свекла	5,1 ± 1,2	6,9 ± 1,3	0,0114	0,0061
	Листовая петрушка	6,6 ± 1,3	8,0 ± 2,0	0,0428	0,0160
	Листовой салат	3,7 ± 0,9	3,4 ± 0,7	0,0215	0,0013
	Перо лука	1,5 ± 0,4	3,0 ± 0,9	0,0097	0,0060
Брагин 5	Картофель	4,6 ± 0,8	6,0 ± 1,1	0,0134	0,0011
	Морковь	1,8 ± 0,5	2,7 ± 0,8	0,0070	0,0007
	Свекла	13,9 ± 1,8	8,5 ± 2,0	0,0539	0,0021
	Листовая петрушка	4,2 ± 1,2	8,6 ± 2,0	0,0244	0,0032
	Листовой салат	40,2 ± 5,4	10,2 ± 2,1	0,2607	0,0204
	Перо лука	1,8 ± 0,9	5,7 ± 1,4	0,0105	0,0021
Соболи 1	Картофель	3,8 ± 0,9	2,0 ± 0,5	0,0191	0,0011
	Листовой салат	3,3 ± 1,1	13,1 ± 2,5	0,0296	0,0142
	Перо лука	2,7 ± 0,9	2,8 ± 0,8	0,0242	0,0030
Соболи 2	Свекла	2,7 ± 0,4	3,7 ± 0,7	0,0110	0,0034
	Картофель	2,8 ± 0,4	5,1 ± 1,0	0,0086	0,0035
	Листовая петрушка	11,7 ± 2,2	33,3 ± 6,0	0,0872	0,0204
	Листовой салат	3,2 ± 1,2	19,6 ± 3,1	0,0279	0,0276
	Перо лука	2,9 ± 0,9	3,0 ± 0,8	0,0253	0,0042

Наибольшее загрязнение радионуклидами отмечается в административном центре района – г. п. Брагин, где плотность загрязнения ^{241}Am и ^{137}Cs достигает 2,8 и 560 кБк/м², соответственно. Самый южный в районе н. п. Гдень характеризуется наименьшим загрязнением почвы техногенными радионуклидами – до 1,1 и 53 кБк/м² по ^{241}Am и ^{137}Cs , соответствен-

но. Установлено, что удельная активность ^{241}Am в г. п. Брагин во всех пробах продуктов на три порядка величины ниже, чем ^{137}Cs . Удельная активность ^{241}Am в пробах корне- и клубнеплодов, произведенных на отдельных частных подворьях г. п. Брагин, находится на уровне единиц мБк/кг, а в пробах листовой зелени может достигать десятков мБк/кг.

Литература

1. International Atomic Energy Agency (IAEA) The International Chernobyl Project, Technical report: Assessment of radiological consequences and evaluation of protective measures: Report by an International Advisory Committee. Vienna: IAEA, 1991, ISBN 92-0-129191-4. – 640 p.
2. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси. Под ред. Ю. А. Израэля и И. М. Богдевича. Москва-Минск: Фонд «Инфосфера»; НИА-Природа, 2009. – 140 с.
3. UNSCEAR 2008. Effects of Ionizing Radiation. Volume II: Report to the General Assembly, Scientific Annexes C, D and E. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. New York: United Nations, 2011. – 219 p.
4. Пробоотборник для послойного извлечения образцов грунта: пат. на полезную модель: пат. 3793 Респ. Беларусь, МПК G01N1/04. И. М. Булавик, А. Н. Переволоцкий, Н. В. Дударева, С. А. Тагай; опубл. 30.08.07 // Афіцыйны бюл. Нац. цэнтр інтэлектуал. уласнасці, 2007. – № 4 (57). – С. 231–232.
5. Нилова Е. К. ^{241}Am на территориях, прилегающих к белорусскому сектору зоны отселения Чернобыльской АЭС: загрязнение почв, продуктов питания и оценка доз внутреннего облучения населения / Е. К. Нилова, В. Н. Бортновский, С. А. Тагай, Н. В. Дуарева, Л. В. Жукова // Радиационная гигиена, 2019. – Т.12. – № 2 (спецвыпуск). – С.75-82. DOI:10.21514/1998-426X-2019-12s-75-82.
6. Popplewell D. S. The uptake of plutonium-238, 239, 240, americium-241, strontium-90 and caesium-137 into potatoes / D. S. Popplewell, G. J. Ham, T. E. Johnson, et al. // Science of the Total Environment, 1984. – Vol. 38. – P. 173–181.
7. Апплби Л. Дж. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиэкология после Чернобыля / пер. с англ., под ред. Уорнера Ф. и Харрисона Р. М. – Изд-во Мир, 1999. – 512 с.
8. Павлоцкая Ф. И. Поведение трансплутониевых элементов в окружающей среде / Павлоцкая Ф. И., Ю. И. Поспелов, Б. Ф. Мясоедов, и др. // Радиохимия, 1991. – № 5. – С.112–119.
9. Аверин В. С. Америций и плутоний в агроэкосистемах. Чернобыльская катастрофа 1986 года / В. С. Аверин, А. Г. Подоляк, С. А. Тагай и др. – РНИУП «Институт радиологии», 2014. – 176 с.
10. International Atomic Energy Agency (IAEA) Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments/Technical Reports Series. TRS-472. Vienna: IAEA, 2010. – 208 p.

РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ И ПОПУТНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ВОДАХ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ БАСЕЙНА РЕКИ ОМУТНОЙ (ТОМСКАЯ ОБЛАСТЬ, РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ)

О. Г. Савичев¹, В. А. Домаренко²

¹Томский политехнический университет
Томск, Российская Федерация, OSavichev@mail.ru

²Российская академия естественных наук
Российская Федерация, Viktor_Domarenko@mai.ru

RARE EARTH AND PASSING ELEMENTS IN WATERS AND SEDIMENTS OF THE Omutnaya RIVER BASIN (TOMSK AREA, RUSSIAN FEDERATION)

O. G.Savichev¹, V. A.Domarenko²

¹Tomsk polytechnic university
Tomsk, Russian Federation, OSavichev@mail.ru

²Russian academy of natural sciences
Russian Federation, Viktor_Domarenko@mai.ru

The analysis of the data on a chemical composition of river waters and sediments in a the Omutnaya river (Omutnaya – Bol. Kirgizka – Tom – Ob) during 1998–2019. The main attention is given to the Omutnaya river. It is shown that intra-annual changes of a chemical composition of river waters are characterized by increase from a spring flood up to winter low flow contents of substances with prevalence of the dissolved form of migration. For substances with prevalence of the weighed form of migration (such as Fe, Y, La, Ce) maxima of the total contents in the spring flood and minima during the winter period are marked. Existential changes of a chemical composition of acid extracts from sediments are shown appreciably more poorly than in river waters.

Введение

Изучение процессов формирования и закономерностей проявления ореолов рассеяния – одна из важнейших задач теории и практики поисков и разведки твердых полезных ископаемых, что определяет направленность исследований в этом направлении в последние десятилетия, особенно с учетом недостаточно полного раскрытия многих вопросов [3, 4]. С учетом этого авторами с середины 1990-х гг. проводятся исследования на нескольких модельных объектах с целью раскрытия механизмов формирования первичных и вторичных ореолов. В данной работе рассматриваются условия аккумуляции и миграции редкоземельных и некоторых других химических элементов на участке Томского выступа палеозойского обрамления Западно-Сибирского мегабассейна.

Этой территории соответствует водосбор реки Омутной – элемента речной системы «Омутная – Большая Киргизка (Киргизка) – Томь – Обь», – расположенного в Томском административном районе Томской области. В его пределах и на прилегающих территориях расположены Северный, Малиновский, Южно-Александровский, Кусковско-Ширяевский и Чернореченский участки Туганского россыпного узла комплексных руд ильменита, циркона, рутила, монацита и кварцевых песков, формирование которых генетически связано со становлением шельфовой части эоцен-олигоценового водного бассейна, расположенного в юго-восточной части Западной Сибири

[4, 7]. Указанный выше водоток пересекает Южно-Александровский участок Туганского узла с северо-востока на юго-запад в районе с. Александровское, что определяет потенциальную возможность оценки условий формирования геохимических ореолов в мезо-кайнозойе [1, 9], в том числе, цель, содержание и методику рассматриваемого исследования, направленного на выявление пространственно-временных изменений содержаний редкоземельных (РЗЭ) и некоторых попутных химических элементов в водах и донных отложениях реки Омутной в пределах Южно-Александровского участка.

Методика исследования

Методика исследования включала в себя: 1) отбор (одновременно с измерением расходов воды и содержания взвешенных наносов) и анализ проб воды и донных отложений реки Омутной в трех створах, расположенных в 11,6 (окраина с. Александровское, створ I в табл. 1, рис. 1), 13,5 (ниже по течению от с. Александровское, створ II), 18,4 км (с. Малиновка, створ III) от истока в основные фазы водного режима – в начале летне-осенней (23 июня) и зимней (3 ноября) межени 2018 г. и в весеннее половодье (10 мая) 2019 г. (рис. 1); 2) обобщение результатов 2018–2019 гг. и ранее полученных (при участии и/или под руководством авторов) данных о химическом составе вод р. Большой Киргизки (Киргизки) ее притоков с 1998 г. по 2018 г.

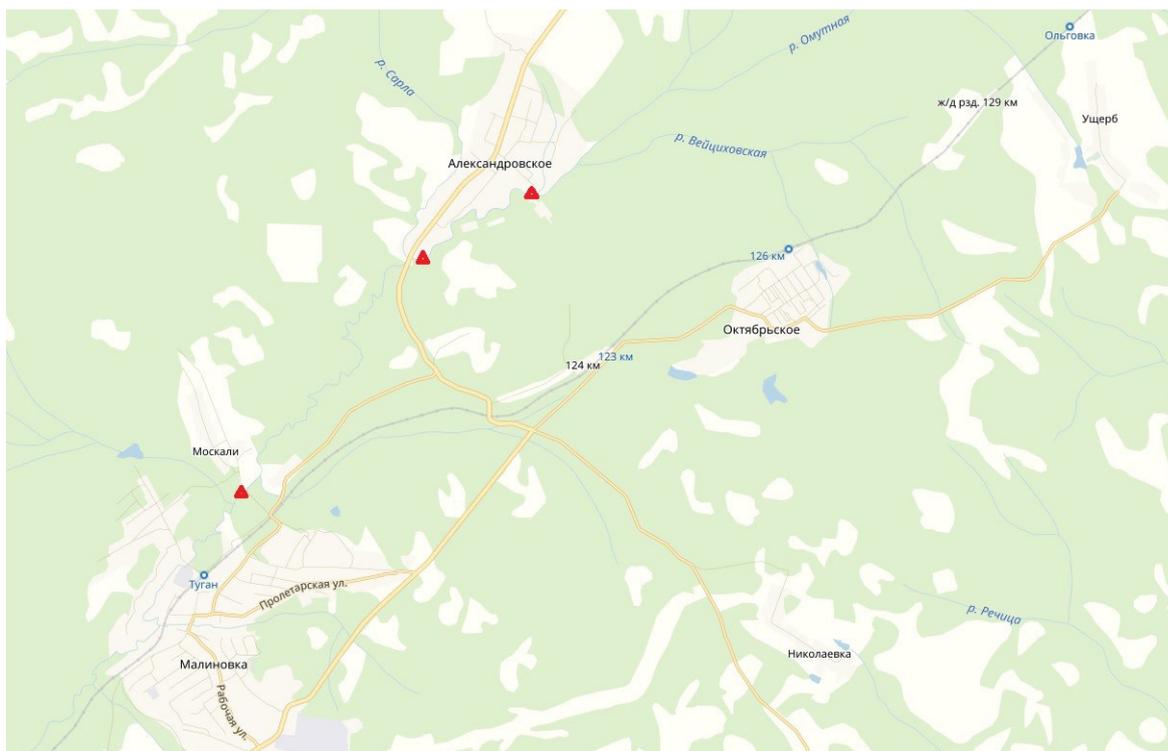


Рис. 1. Схема размещения пунктов отбора проб воды и донных отложений реки Омутной 23.06.18, 03.11.18, 10.05.19 гг

Отбор всех проб выполнен согласно следующим образом: а) пробы воды – на стрежне из верхнего слоя глубиной до 0,5 м; б) пробы донных отложений – интегральная проба из трех точек по створу (0,25, 0,50, 0,75 ширины в створе) из верхнего слоя толщиной до 0,2 м общим весом около 6 кг. Лабораторные работы по определению гранулометрического и химического состава донных отложений, химического состава речных вод проводились в аккредитованной гидрогеохимической лаборатории Томского политехнического университета (ТПУ) по аттестованным методикам (включая масс-спектрометрический метод с индуктивно связанной плазмой для определения микроэлементов, в том числе РЗЭ). В донных отложениях определение проводилось в кислотной вытяжке из фракции до 1 мм согласно [6]. Более подробно методика исследования изложена в [9].

Результаты исследования и их обсуждение

Воды реки Омутной как в 2018–2019 гг., так и в целом в последние 20–25 лет оцениваются как слабощелочные и нейтральные, по классификациям О. А. Алекина – пресные со средней (в межень) и малой (в половодье) минерализацией (табл. 1, 2), гидрокарбонатные кальциевые первого и второго типов. Общее содержание главных ионов в речных водах в целом увеличивается от весеннего половодья до зимней межени и по мере снижения водного стока, однако содержание взвешенных веществ, в том

числе, концентрации Fe, TR – Y, Zr, La, Ce, Sm, Eu, Th и ряда других элементов, напротив, снижаются. Величина pH достигает минимальных значений весной, а максимальных – в летне-осеннюю межень [9].

В течение всех гидрологических сезонов сумма отношений фактических и предельно-допустимых концентраций (ПДК_{хп}) веществ первого и второго классов опасности, нормируемых для хозяйственно-питьевого водопользования, больше единицы (1,20–1,84), хотя концентрации соответствующих отдельных веществ нормативы не превышали. По состоянию на 23.06.18 г. основные формы миграции: Ca, Mg, Na, K, Cl, S, Si, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd, Ba, Au, Th, U – растворенная и коллоидная (тонкодисперсная); P, Fe, Al, As, Y, Hg, La, Ce – коллоидная и взвешенная; Ti, Zr, Pb, Sm представлены разными формами без явно преобладания какой-либо из них (табл. 2).

На спаде весеннего половодья начинается постепенное вымывание и/или разрушение частиц легкой фракции с показателем гипергенной устойчивости менее 1,26–12,7 и концентрирование более тяжелых частиц, что отражается на химическом составе донных отложений. В частности, в летне-осенний и зимний периоды, с одной стороны, возрастает изменчивость ряда геохимических показателей с учетом гидравлических условий потока, а с другой стороны – повышается вероятность обнаружения участков с локальным повышением концентраций. В целом же происходит расширение вторичного ореола по минералам Zr, РЗЭ, и концентрировании Fe в речных отложениях [1].

Таблица 1. Среднемноголетние значения физико-химических и геохимических показателей речных вод в водах р. Большой Киргизки и ее притоков (1998–2019 гг.)

Показатель	р. Бол. Киргизка (а)		р. Бол. Киргизка (паф)		р. Каменка (паф)		р. Омутная (а)		р. Омутная (паф)	
	A	δ_A	A	δ_A	A	δ_A	A	δ_A	A	δ_A
pH	8,01	0,03	8,01	0,04	8,18	0,13	7,78	0,08	7,57	0,09
ПО, мгО/дм ³	5,20	0,20	3,74	0,84	3,93	0,81	8,15	0,57	5,88	0,53
мг/дм ³										
$\Sigma_{\text{и}}$	444,3	27,7	452,9	21,6	496,1	20,7	356,0	64,1	274,7	34,9
Ca ²⁺	75,8	3,8	73,5	5,5	91,3	1,7	57,9	8,6	48,8	6,1
Mg ²⁺	14,4	1,0	14,8	1,4	14,6	0,5	13,2	2,7	7,8	1,1
Na ⁺ + K ⁺	16,3	3,4	14,8	1,8	11,0	0,4	12,2	5,9	9,3	1,5
HCO ₃ ⁻	305,0	21,9	310,6	17,8	353,9	8,7	298,4	19,0	234,4	18,8
Cl ⁻	13,8	1,8	8,7	1,6	11,9	8,0	19,2	5,0	8,1	2,8
SO ₄ ²⁻	11,9	1,7	10,8	1,3	3,9	1,5	9,0	1,3	7,7	0,7
NO ₃ ⁻	37,00	15,02	16,65	3,73	0,50	0,17	10,91	1,06	4,79	1,04
NO ₂ ⁻	0,83	0,27	0,57	0,23	0,09	0,03	0,41	0,10	0,13	0,04
NH ₄ ⁺	2,34	0,46	1,54	0,32	0,28	0,07	2,48	0,30	0,69	0,16
Фосфаты	0,58	0,20	0,29	0,08	–	–	1,03	0,32	0,38	0,14
Si	2,41	0,71	3,44	0,55	5,81	0,36	2,93	1,36	5,42	0,22
Fe	0,444	0,074	0,565	0,075	0,331	0,107	1,031	0,172	1,155	0,153
мкг/дм ³										
Ti	–	–	2,11	0,42	2,35	1,24	–	–	20,64	9,23
Cu	1,43	0,31	1,50	0,37	2,77	0,87	2,05	1,04	1,83	0,41
Zn	6,28	2,96	3,28	1,70	8,67	6,46	2,23	1,62	2,08	0,59
Pb	0,30	0,11	0,22	0,06	0,22	0,10	0,43	0,17	0,46	0,14
La	–	–	0,133	0,032	0,153	0,048	–	–	0,608	0,208
Ce	–	–	0,262	0,064	0,325	0,113	–	–	1,301	0,472
Pr	–	–	0,034	0,008	0,033	0,017	–	–	0,163	0,057
Nd	–	–	0,142	0,034	0,172	0,053	–	–	0,654	0,233
Sm	–	–	0,029	0,007	0,028	0,016	–	–	0,138	0,050
Eu	–	–	0,012	0,002	0,011	0,006	–	–	0,038	0,011
Gd	–	–	0,033	0,008	0,030	0,016	–	–	0,155	0,055
Tb	–	–	0,005	0,001	0,004	0,002	–	–	0,021	0,007
Dy	–	–	0,023	0,005	0,022	0,012	–	–	0,118	0,041
Ho	–	–	0,005	0,001	0,005	0,003	–	–	0,022	0,007
Er	–	–	0,013	0,003	0,010	0,006	–	–	0,056	0,020
Yb	–	–	0,010	0,002	0,010	0,005	–	–	0,052	0,018
U	–	–	1,189	0,257	1,254	0,090	–	–	0,386	0,060

A и δ_A – среднее арифметическое и погрешность его определения; $\delta_A \approx \sigma/\sqrt{N}$, где σ и N – среднее квадратическое отклонение и объем выборки; ПО – перманганатная окисляемость; $\Sigma_{\text{и}}$ – сумма главных ионов.

По длине реки валовое содержание большинства изученных элементов изменяется без ярко выраженных тенденций, хотя нельзя не отметить, что от истока к устью в среднем наблюдается некоторое увеличение концентраций Na, K, P, Fe, Al, Ti, Cr, Mn, Zn, As, Cd, Pb, Th, уменьшение – U и максимум в створе II – Cl⁻, SO₄²⁻, NO₂⁻, Si, Ni, Cu, Y, Zr, Hg, La, Ce, Sm, а также перманганатной окисляемости. При этом по мере движения водных масс доли взвешенных и коллоидных форм миграции сульфатов и калия снижаются, а доли растворенных и коллоидных форм – возрастают. Доля взвешенной и коллоидной форм миграции фосфора, напротив, увеличивается вниз по течению. Для прочих изученных элементов тенденции изменения по длине реки форм миграции либо не выявлены, либо отмечено определенное увеличение доли взвешенной формы в створе II (Ca, Si, Fe, Al, Ti, Mn, Ni, Y, Zr, La, Ce, Sm, U) [9].

При этом выявлена (ориентировочно) связь между расходами воды и содержаниями взвешенных веществ, с одной стороны, и валовыми концентрациями ряда веществ (обратная с главными

ионами и прямая с P, Si, Fe, Al, Ti, Cr и рядом других элементов), что позволяет предположить о вероятном увеличении валовых концентраций веществ с высокой долей миграции во взвешенной и коллоидной формах с ростом твердого стока (вследствие увеличения как общего выноса взвешенных частиц, так и сорбции на них ряда элементов). Для веществ с преобладанием растворенной формы миграции пространственно-временные изменения, видимо, в значительной мере связаны с изменениями соотношений поверхностной и подземной составляющих водного и гидрохимического стока, а также гидрогеохимической обстановкой [2, 8, 9, 10].

Заключение

Внутригодовые изменения макро- и микро-элементного состава речных вод рассматриваемой территории в целом характеризуются увеличением от весеннего половодья до зимней межени содержания веществ, для которых характерна, прежде всего, растворенная форма миграции (например, Ca, Mg, Na, K, Cl, S). Для веществ с преобладанием взвешен-

Таблица 2. Расходы воды (Q), гидрохимические и геохимические показатели вод и донных отложений реки Омутная по состоянию на 23.06.2018, 03.11.2018 и 10.05.2019 гг. (Томский район, Западная Сибирь) [9]

Показатель	Створ								
	I (с. Александровское)			II (ниже пункта I)			III (с. Малиновка)		
Дата	23.06	03.11	10.05	23.06	03.11	10.05	23.06	03.11	10.05
Q, м ³ /с	0,14	0,03	1,05	0,20	0,05	1,49	0,35	0,07	4,97
мг/дм ³									
Σ _{тп}	287,5	375,8	96,1	272,3	346,6	89,6	339,1	354,9	106,6
P	0,075	0,035	0,080	0,103	0,041	0,100	0,131	0,042	0,150
Fe	0,876	0,587	1,700	1,671	0,872	2,000	1,462	1,071	2,830
мкг/дм ³									
Ti	3,31	0,95	59,00	8,75	0,90	59,40	1,75	1,00	69,40
Zr	0,23	0,11	2,27	0,36	0,10	2,31	0,19	0,10	2,46
La	0,292	0,090	1,200	0,708	0,060	1,500	0,215	0,080	1,800
Ce	0,532	0,141	2,500	1,501	0,110	3,200	0,400	0,162	4,200
Sm	0,060	0,017	0,260	0,157	0,013	0,340	0,040	0,015	0,450
U	0,581	0,447	0,140	0,588	0,412	0,150	0,490	0,277	0,160
мг/кг									
P	158,3	134,4	97,6	144,7	115,3	191,1	106,0	174,5	167,6
Fe	1876	2405	3178	2046	2129	5140	1624	2193	4009
Ti	3,21	8,11	25,80	4,36	7,36	33,23	1,74	14,83	40,21
Zr	0,63	0,71	0,47	0,67	0,66	0,98	0,60	1,28	0,79
La	3,47	3,24	5,65	3,24	2,89	6,93	3,28	4,35	5,87
Ce	6,40	6,35	12,05	6,18	5,78	14,81	6,02	8,81	12,33
Sm	0,61	0,59	1,08	0,61	0,58	1,33	0,55	0,80	1,11
U	0,07	0,06	0,15	0,09	0,07	0,18	0,05	0,16	0,16

ной формы миграции (таких, как Fe, Y и ряд РЗЭ – в частности, La, Ce) отмечены максимумы валового содержания весной и минимумы – в зимний период. При этом в среднем течении р. Омутной прослеживается также прослеживается общий рост взвешенной формы миграции веществ при увеличении общего содержания взвешенных частиц и твердого стока. По сравнению с водами р. Большой Киргизки и р. Каменки концентрации РЗЭ в водах р. Омутной заметно выше (табл. 1), что объясняется не антропогенным, а природным влиянием, а именно – формированием геохимического ореола на протяжении мезо-кайнозоя.

Пространственно-временные изменения химического состава кислотных вытяжек из донных отложений (фракция с диаметром частиц менее 1 мм) проявляются заметно слабее, чем в речных водах, что связано с нелинейными связями между геохи-

мическими показателями речных вод и донных отложений. Для более очевидного проявления этих связей для рек Сибири требуется время, примерно соответствующее движению водных масс на участке не менее 11–20 км, когда аккумуляции многих химических элементов, включая РЗЭ, происходит на участках с наименьшей интенсивностью водообмена (участки долины, в настоящее время практически не затопляемые, но подверженные затоплению в другие геологические периоды) [1, 5, 9]. Таким образом, можно предположить, что благоприятным условием концентрирования рудных элементов в пределах ореолов россыпных месторождений юго-востока Западной Сибири является относительно устойчивое и длительное уменьшение общей водности.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 18-55-80015 и № 19-45-700001 р_а.

Литература

1. Домаренко В. А., Савичев О. Г., Перегудина Е. В., Лепокурова О. Е., Вильгельм Е. А. Вещественный состав донных отложений реки Омутная в пределах Туганского россыпного узла (Томская область) // Разведка и охрана недр, 2020. – № 4. – С. 48–53.
2. Крайнов С. Р., Рыженко Б. Н., Швец В. М. Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. – М.: Наука, 2004. – 677 с.
3. Перельман А. И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза. – М.: Недра, 1972. – 288 с.
4. Россыпные месторождения России и других стран СНГ. Минералогия, промышленные типы, стратегия развития минерально-сырьевой базы / отв. ред. Н. П. Лаверов и Н. Г. Патык-Кара. – М.: Научный мир, 1997. – 479 с.
5. Савичев О. Г., Домаренко В. А., Перегудина Е. В., Лепокурова О. Е. Трансформация минерального состава донных отложений от истоков к устьям рек // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов, 2018. – Т. 329. – № 7. – С. 43–56.
6. Савичев О. Г., Мазуров А. К., Рудмин М. А., Хвощевская А. А., Даулетова А. Б. Изменения химического состава кислотных вытяжек по глубине торфяной залежи внутриболотных экосистем Васюганского болота (Западная Сибирь) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов, 2018. – Т. 329. – № 9. – С. 101–116.
7. Циркон-ильменитовые россыпные месторождения как потенциальный источник развития Западно-Сибирского региона / Л. П. Рихванов, С. С. Кропанин, С. А. Бабенко, А. И. Соловьев, В. М. Советов, Т. Ю. Усова, М. А. Полякова / под ред. Е. Н. Трибунского, М. С. Паровинчака. – Кемерово: ООО «Сарс», 2001. – 214 с.
8. Шилькрот Г. С. Механизмы, управляющие химическим составом речных и озерных вод // Известия РАН. Серия географическая. – 1998. – № 4. – С. 42–59.
9. Savichev O. G., Domarenko V. A., Lepokurova O. L. Spatiotemporal changes in river waters and bottom sediments composition within the tungan placer deposit (Tomsk oblast) // Izvestiya Rossiiskoi Akademii Nauk. Seriya Geograficheskaya, 2020. – № 5. – P. 715–727. DOI: 10.31857/S2587556620050143.
10. Shvartsev S. L. Geochemistry of Fresh Groundwater in the Main Landscape Zones of the Earth // Geochemistry International, 2008. – Vol. 46. – № 13. – P. 1285–1398.

ВЛИЯНИЕ ПРОЦЕССОВ РОСТА СКЕЛЕТА НА УРОВЕНЬ ДЕПОНИРОВАНИЯ ^{90}Sr

В. И. Стариченко

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

INFLUENCE OF SKELETON GROWTH PROCESSES ON THE LEVEL OF ^{90}Sr DEPOSITION

V. I. Starichenko

*Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences
Yekaterinburg, Russia starichenko@ipae.uran.ru*

In this work, ^{90}Sr deposition was studied depending on the functional state of the bone tissue. The amount of its incorporation (resulting from the processes of accumulation and excretion) depends on many endo- and exogenous factors. One of them is the rate of bone growth. The study was carried out on CBA strain mice developing under standard vivarium conditions and the influence of factors modifying growth processes in the body. The results obtained are discussed with the influence of another endogenous factor – bone mineral density, including in murine rodents living in the zone of the East Ural radioactive trace under conditions of chronic intake of ^{90}Sr .

Введение

В настоящее время возрастает угроза повышенного накопления техногенных поллютантов и искусственных радионуклидов в организме человека. Среди них большое место занимают остеотропные вещества. Их характерной особенностью является избирательная аккумуляция в костной ткани, где накапливается до 90 % поступившего в кровоток вещества [8]. Накопление остеотропных радионуклидов, в частности ^{90}Sr , в организме профессионалов, а также больших групп населения и сельскохозяйственных животных в районах крупных радиационных аварий приводит к долгосрочному внутреннему облучению организма.

Известно, что от интенсивности роста костной ткани на момент поступления в организм остеотропного радионуклида зависит уровень его аккумуляции в скелете: чем больше аппозиционный рост кости, тем выше депонирование излучателя. В отдаленные сроки, когда весь радионуклид прочно фиксирован костной тканью, на первое место выходят процессы, обуславливающие его выведение из скелета – костная резорбция и как следствие перестроечные процессы. Эти наблюдения проведены в основном на разновозрастных животных, у которых не только интенсивность роста костной ткани, но и многие морфофизиологические процессы и нейрогуморальные влияния заведомо различны. В то же время несомненный интерес представляет оценка воздействия процессов роста костной ткани у одновозрастных индивидов, у которых рост скелета направленно модифицирован.

Материалы и методы

Исследование проведено на потомстве мышей линии СВА. В качестве модификатора ростовых процессов использована несбалансированная материнская диета (овсяная монофагия) с момента родов и до окончания эксперимента, применение которой у линейных мышей вызывает резкое уменьшение массовых характеристик потомства; перевод животных на стандартный рацион (в возрасте 4-х недель) приводит к нормализации массовых показателей [8].

Болезненные процедуры и эвтаназию осуществляли под эфирным наркозом.

В возрасте 8 недель всем детенышам однократно был введен ^{90}Sr , после чего через 1 и 21 сутки произведена их эвтаназия. Всего сформировано 6 экспериментальных групп (см. табл. 1), индексы 1 или 2 указывают на время, прошедшее после введения ^{90}Sr . Определение удельной активности ^{90}Sr произведено по принятым в лаборатории методикам [5].

Оценить процессы роста и перестройки костной ткани индивидуально у каждого животного в радионуклидном эксперименте в методическом отношении не представляется возможным. Поэтому из опытных и контрольных групп были сформированы выборки по 5 животных (всего 30), которым не вводили ^{90}Sr и которых до умерщвления содержали в виварии. Интенсивность аппозиционного роста костной ткани этих животных изучали в ультрафиолетовом свете после двойной инъекции тетрациклина [5]. Скорость отложения костного вещества (мкм сут^{-1}) определяли как частное от деления расстояния между двумя тетрациклиновыми метками на время, прошедшее между их введением. Эфирная эвтаназия этих животных произведена одновременно с животными соответствующих групп радионуклидной части

эксперимента. Данные по скорости аппозиционного роста и перестройки кости были распространены на всю выборку животных экспериментальных групп. Все исследованные параметры приведены для бедренной кости, являющейся репрезентативной частью скелета [8].

Анализ полученных данных выполнен с помощью лицензионных программ Microsoft Excel 2002 и Statistica 6,0 (StatSoft Inc.).

Результаты и их обсуждение

Во всех экспериментальных группах наблюдается возрастное увеличение массы тела и массы бедренной кости (табл. 1). Овсяная монофагия резко снижает массу тела и скелета по сравнению с контролем. Перевод животных на стандартный рацион ведет к восстановлению показателей до контрольного уровня (за исключением массы кости в группе «отмена монофагии-2»).

Данные по интенсивности периостального костеобразования в экспериментальных группах соответствуют динамике изменения массовых показателей. Скорость аппозиционного роста в контрольной группе находится в хорошем соответствии с данными по интенсивности костеобразования в эпифизе бедренной кости у интактных мышей линии STR/1N (0,71 мкм сут⁻¹) [10]. Рост костной ткани животных, получавших несбалансированный рацион, замедлен по сравнению с контрольными сверстниками. При отмене монофагии костная аппозиция не отличается от контрольных уровней, но значительно больше, чем у животных групп «монофагия». С возрастом (на фоне увеличения массовых характеристик) происходит снижение интенсивности роста кости. Ранее на крысах линии Вистар нами было выявлено возрастное (в течение первых 4-х месяцев жизни) снижение скорости периостального костеобразования с $8,5 \pm 0,5$ до $2,3 \pm 0,3$ мкм сут⁻¹ [8].

Удельная активность ⁹⁰Sr через 1 сут после его введения значительно различается у животных обеих опытных групп по сравнению с контролем (рис. 1).

Максимальные значения характерны для группы «монофагия-1», группа «отмена монофагии-1» занимает промежуточное положение. Через 21 сут значительное количество радионуклида выводится из организма. На этот срок накопление ⁹⁰Sr в группе «отмена монофагии-2» не отличается от контрольной, в группе «монофагия-2» значительно превышает контрольные значения.

Динамика аккумуляции ⁹⁰Sr в группах «отмена монофагии» по сравнению с группой «монофагия» на оба срока исследования может быть адекватно объяснена различиями интенсивности костной аппозиции (табл. 1). При этом мы считаем, что у животных, которые продолжают расти, процессы роста преобладают над процессами резорбции костной ткани. Подобный вывод совпадает с данными работы [11], в которой для молодых, но все еще растущих крыс показано двукратное превышение скорости образования кости над скоростью ее резорбции.

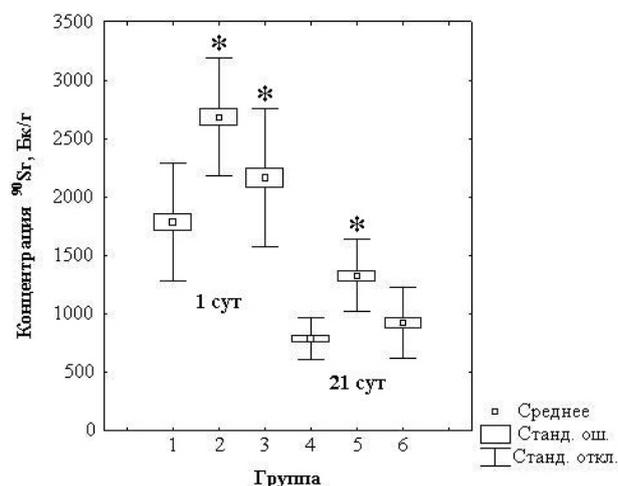


Рис. 1. Удельная активность ⁹⁰Sr в скелете животных экспериментальных групп

(1, 4 – контроль; 2, 5 – овсяная монофагия; 3, 6 – перевод на стандартный рацион) через 1 и 21 сутки после введения ⁹⁰Sr соответственно; * – различия между опытной и контрольной группой значимы на уровне $p \leq 0,05$.

Таблица 1. Массовые характеристики и скорость периостального костеобразования у мышей линии СВА на уровне середины диафиза бедренной кости, М±m

Возраст, нед ¹⁾	Группа	n	Масса тела, г	Масса бедренной кости, г	Скорость костеобразования, мкм сут ⁻¹
8	Контроль-1	52	13,6 ± 0,3	0,0317 ± 0,001	0,62 ± 0,03 ³⁾
	Монофагия-1	55	10,0 ± 0,4*	0,0239 ± 0,001*	0,38 ± 0,04*
	Отмена монофагии-1 ²⁾	52	12,1 ± 0,3*	0,0286 ± 0,001	0,62 ± 0,02
11	Контроль-2	58	17,3 ± 0,3	0,0406 ± 0,001	0,53 ± 0,03
	Монофагия-2	50	12,9 ± 0,4*	0,0334 ± 0,001*	0,36 ± 0,02*
	Отмена монофагии-2 ²⁾	55	16,1 ± 0,3	0,0371 ± 0,001*	0,50 ± 0,02

¹⁾ Через 1 сут после введения ⁹⁰Sr возраст животных составляет 8 недель, через 21 сут – 11 недель; ²⁾ Перевод животных на стандартный рацион в возрасте 4 нед.; ³⁾ Выборки по 5 животных, которым не вводили ⁹⁰Sr; * Различия между опытной и контрольной группой значимы на уровне $p \leq 0,05$.

В то же время для животных групп «монофагия» (и «отмена монофагии-1») при сравнении с контролем просматривается явное противоречие зависимости накопления ^{90}Sr от интенсивности аппозиционного роста. Они имеют самый высокий уровень депонирования ^{90}Sr при самой низкой скорости костеобразования.

В то же время известно, что аккумуляция ^{90}Sr зависит от большого числа эндогенных факторов, в том числе от минеральной плотности 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 [2–4, 9].

Индикатором МПКТ может служить коэффициент озоления – отношение массы золы к массе сырой кости. Нами выявлена отрицательная корреляция между величиной депонирования ^{90}Sr и минеральной плотностью кости, как у экспериментальных животных [7], так и у животных, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа) в условиях повышенного содержания ^{90}Sr [6].

У исследованных животных минимальные значения МПКТ наблюдаются в группах «монофагия», максимальные – у интактных животных [7]. Поэтому, увеличенное накопление ^{90}Sr у животных, содержащихся на овсяной диете, связано, как мы считаем, с замедлением минерализации их скелета. При отмене монофагии увеличение прироста костной ткани происходит на фоне увеличения МПКТ. Большая скорость роста в момент введения ^{90}Sr способствует усилению аккумуляции радионуклида, однако увеличение МПКТ ведет к снижению его депонирования. Результирующей этих процессов является значимое уменьшение накопления ^{90}Sr в костях животных группы «отмена монофагии-1» по сравнению с группой «монофагия-1», но превышение уровня накопления у животных группы «контроль-1».

На рис. 2 представлена зависимость коэффициента озоления кости и массы тела (а) и удельной активности ^{90}Sr и коэффициента озоления кости (б) в двух экспериментах (в эксперименте с большим количеством воздействий, чем описываемые, и в эксперименте другого года) [5, 7]. В обоих случаях наблюдается увеличение МПКТ с массой тела (значит, и с возрастом) ($r = 0,84$, $p < 0,0001$ и $0,67$, $p < 0,0001$ соответственно) (рис. 2а), свидетельствующее об увеличении минеральной фракции костей. Несколько различающееся положение кривых связано с проведением экспериментов на животных разных сезонов рождения (сезон рождения, а также условия содержания и питания способны изменить темп роста животных). Выявлена обратная связь удельной активности ^{90}Sr и коэффициента озоления кости ($r = -0,80$ и $-0,88$, $p < 0,0001$ соответственно) (рис. 2б), то есть удельная активность ^{90}Sr в костной ткани животных зависит от минеральной плотности кости. Различия

положения кривых обусловлены количеством вводимого радионуклида (2,1 или 3,2 кБк на животное), разным возрастом, в котором животные получали инъекцию ^{90}Sr , а также сроком эвтаназии.

Результаты, полученные на полевых животных: мышь полевая (*Apodemus agrarius* Pall., 1771) и малая лесная мышь (*Sylvaemus uralensis* Pall., 1811), обитающих в зоне ВУРСа с плотностью загрязнения ^{90}Sr 0,074–3,7 и 3,7–18,5 МБк/м² (2–100 и 100–500 Ки/км² – периферия и эпицентр, соответственно) сопоставимы с данными лабораторных исследований.

Показано увеличение зольности кости с увеличением массы тела (возрастом) (малые лесные мыши – $r = 0,50$, полевые мыши – $r = 0,63$, $p < 0,0001$). Выявлена обратная зависимость удельной активности ^{90}Sr и МПКТ (эпицентр: малые лесные мыши – $r = -0,42$, $p = 0,0001$, полевые мыши – $r = -0,44$, $p < 0,0001$; периферия: малые лесные мыши – $r = -0,21$, $p = 0,0024$) (рис. 3) [6]. В литературе также есть указания на пониженную аккумуляцию ^{90}Sr при увеличении степени минерализации скелета животных из зон, загрязненных радионуклидами [1]. Более высокий уровень аккумуляции ^{90}Sr в условиях эксперимента по сравнению с природной средой объясняется одноразовым введением относительно большого количества радионуклида.

Заключение

Таким образом, показано, что длительная несбалансированная диета (овсяная монофагия) способствует более интенсивному накоплению ^{90}Sr за счет замедления темпа роста тела (скелета) и запаздыванию дифференциации морфологических структур скелета. Однако для достижения метаболическими характеристиками скелета физиологической нормы, даже на фоне стабилизации ростовых процессов, после прекращения действия экзогенного фактора должен пройти длительный срок. Прямую корреляцию уровня депонирования ^{90}Sr в скелете и интенсивности ростовых процессов в кости обнаружить сложно. Некоторое несоответствие полученных результатов можно объяснить влиянием других морфофизиологических факторов организма, например, динамикой изменения МПКТ. Аккумуляция ^{90}Sr является результирующей действия разнонаправленных факторов, поэтому вычленив вклад, вносимый в конечное накопление радионуклида каждым из них, пока не представляется возможным.

Полученные результаты сопоставимы с результатами полевых исследований мышевидных грызунов, обитающих на территории ВУРСа в условиях хронического поступления ^{90}Sr . Выявленный факт свидетельствует об одинаковости физиологических закономерностей накопления ^{90}Sr , как в лабораторных экспериментах с однократным введением радионуклида, так и при его хроническом поступлении.

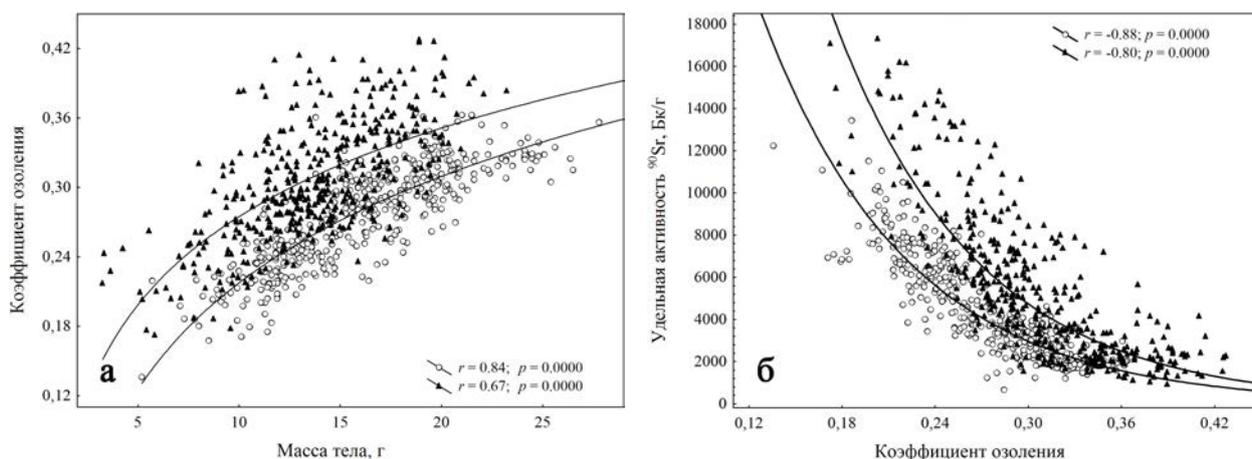


Рис. 2. Зависимость коэффициента озоления кости и массы тела (а), удельной активности ^{90}Sr и коэффициента озоления кости (б) в экспериментах на мышах СВА (однократное введение): треугольники – эксперимент с большим количеством воздействий, светлые кружки – эксперимент другого года [5]. Линии – аппроксимация логарифмической (а) или экспоненциальной (б) кривой

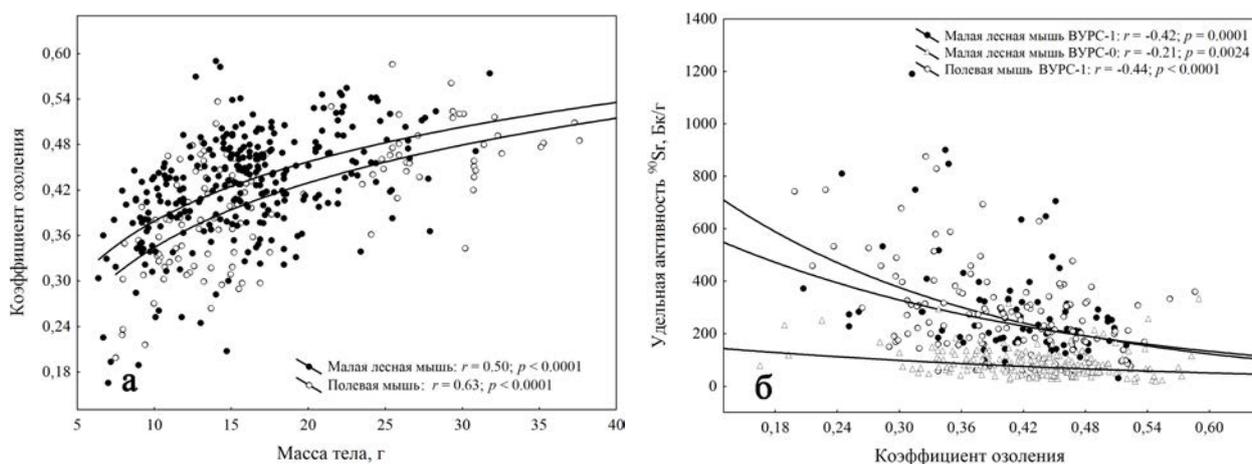


Рис. 3. Зависимость коэффициента озоления кости и массы тела (а), удельной активности ^{90}Sr и от коэффициента озоления кости (б) у животных двух видов, отловленных в эпицентре и на периферии ВУРСа (ВУРС-1 и ВУРС-0, соответственно) [6]. Обозначения, что и на рис. 2

Благодарности

Работа выполнена в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН, а также частично поддержана Комплексной программой УрО РАН (проект № АААА-А19-119032090023-0).

Литература

1. Ильенко А. И., Крапивко Т. П. Экология животных в радиационном биогеоценозе / А. И. Ильенко, Т. П. Крапивко – М.: Наука, 1989. – 224 с.
2. Ньюман У., Ньюман М. Минеральный обмен кости / У. Ньюман, М. Ньюман – Инстр. лит., 1961. – 270 с.
3. Публикация МКРЗ 23. Человек: медико-биол. данные: докл. рабочей группы 2 МКРЗ по условному человеку. – М.: Медицина, 1977. – 496 с.
4. Публикация МКРЗ 89. Основные анатомические и физиологические данные для использования в радиационной безопасности: референтные значения. – М.: Медкнига, 2007. – 318 с.
5. Стариченко В. И. Индивидуальные особенности кинетики остеотропных веществ: автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Челябинск, 2007. – 50 с.
6. Стариченко В. И. Аккумуляция ^{90}Sr у грызунов из зоны Восточно-Уральского радиоактивного

- следа: влияние минеральной плотности кости / В. И. Стариченко // Радиационная биология. Радиоэкология, 2018. – № 2 (58). – С. 205–213.
7. Стариченко В. И. Минеральная плотность костной ткани как фактор депонирования ^{90}Sr : данные эксперимента / В. И. Стариченко // Радиационная биология. Радиоэкология, 2019. – № 1 (59). – С. 103–112.
8. Стариченко В. И., Любашевский Н. М., Попов Б. В. Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ / В. И. Стариченко, Н. М. Любашевский, Б. В. Попов. – Екатеринбург: Наука, 1993. – 168 с.
9. Энгстрем Э., Бьёрнерстед П., Клемендсон К., Нельсон Э. Кость и радиоактивный стронций: Пер. с англ. / Э. Энгстрем, П. Бьёрнерстед, К. Клемендсон, Э. Нельсон. – М.: Медгиз, 1962. – 128 с.
10. Benske J., Schünke M., Tillmann B. Subchondral bone formation in arthrosis. Polychrome labeling studies in mice / J. Benske, M. Schünke, B. Tillmann // Acta Orthop. Scand, 1988. – № 5 (59). – P. 536–541.
11. Li X. Q., Klein L. Simultaneous measurement of bone formation and resorption in vivo / X. Q. Li, L. Klein // Calcif. Tissue Int., 1990. – № 4 (46). – P. 282–283.

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНОЙ ПОДСТИЛКЕ

Е. С. Сысоева, Н. В. Ларионова, Ю. С. Шевченко, Н. А. Лещенко, А. И. Меркель

*Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии» РГП НЯЦ РК
Курчатов, Казахстан, syssoeva@nnc.kz, larionova@nnc.kz, shevchenko@nnc.kz,
leshenko@nnc.kz, merkelalena@nnc.kz*

FEATURES OF THE DISTRIBUTION OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN THE FOREST LITTER

Ye. S. Syssoyeva, N. V. Larionova, Yu. S. Shevchenko, N. A. Leschenko, A. I. Merkel

*Branch "Institute of Radiation Safety and Ecology" RSE NNC RK
Kurchatov, Kazakhstan, syssoeva@nnc.kz, larionova@nnc.kz, shevchenko@nnc.kz,
leshenko@nnc.kz, merkelalena@nnc.kz*

The paper provides results of research of concentration and distribution of artificial radionuclides in the components of forest litter and in the top soil layer of the pine forest of Priirtyshie long after nuclear tests at the territory of Semipalatinsk Test Site (the STS). Minimum and maximum values of specific activity were determined for ^{137}Cs and ^{241}Am , in the soils researched as well as in mineral and organic components of litter. Dependence between concentrations of ^{137}Cs and ^{241}Am , in the litter and its thickness, was determined.

Введение

Одним из крупнейших полигонов мира, на территории которого проводились испытания ядерного оружия, является Семипалатинский испытательный полигон (СИП). За время существования на его территории было проведено более 400 испытаний с использованием более чем 600 ядерных устройств [6]. В ходе проводимых испытаний, произошло загрязнение не только территории полигона, но и прилегающих территорий. Так, в ходе ядерного испытания, проведенного 29 августа 1949 г., радиоактивному загрязнению была подвержена территория ленточного соснового бора Прииртышья, расположенного в северо-восточном направлении от СИП.

Лесные биогеоценозы представляют собой сложное природное образование с множеством прямых и косвенных связей между их компонентами, что оказывает существенное влияние на перераспре-

деление в них веществ и энергии. По этой причине процессы миграции радионуклидов в лесных биогеоценозах имеют ряд специфических особенностей по сравнению с другими природно-растительными сообществами, обусловленных большей площадью наземной фитомассы, многолетним циклом развития растений, наличием лесной подстилки и т. д. [4].

К главным первичным поглотителям радионуклидов в лесных экосистемах можно отнести листву и хвою деревьев, лесной подрост, а также лесную подстилку. Радиоактивные вещества могут смываться осадками, попадать на поверхность почвы при сбрасывании растением листьев, а также при отмирании стеблей (например, травы). Только мхи и лишайники могут удерживать в своем составе радионуклиды неопределенно продолжительное время. Таким образом, независимо от времени года, в которое произошло выпадение, основная часть загрязнений оказывается в составе подстилки [2, 8].

Лесная подстилка – первый почвенный горизонт, в котором происходит накопление и трансформация радионуклидов, откуда начинается их миграция. Радионуклиды, поступившие в лесные подстилки и верхние горизонты почв, перераспределяются со временем так, что обогащают нижележащие почвенные слои подвижными соединениями. При этом разлагающиеся лесные подстилки являются потенциальным источником поступления подвижных форм радионуклидов в почву [5].

Целью данного исследования является изучение содержания и распределения искусственных радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am в лесной подстилке и верхнем почвенном слое соснового бора Прииртышья в отдаленный период после ядерных испытаний на территории СИП.

Материалы и методы

Исследования проводились на территории ленточного соснового бора Прииртышья. Для отбора проб выбирались участки леса в границах прохождения следа от испытания 1949 года с предполагаемым повышенным содержанием радионуклидов в компонентах природной среды. Всего заложено 20 исследовательских площадок (Рис. 1.). С каждой площадки отобраны пробы подстилки и смешанные пробы почвы (методом конверта на глубину 5 см).

Подстилка просушивалась в естественных условиях. Далее для разделения органической составляющей от минеральной, просеивалась через сито диаметром 2 мм. Органическая составляющая подстилки обугливалась на электроплитках до образования черного остатка, измельчалась до однородной массы на лабораторной мельнице. Затем образцы помеща-

лись в тигли для дальнейшего озоления. Первоначальную температуру повышали до 200 °С в течении 50–60 минут, после чего устанавливали предельную температуру в муфельной печи: температура озоления для дальнейшего определения ^{137}Cs составляла 400 °С, для ^{241}Am – до 550 °С.

Определение удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am проводилось с использованием гамма-спектрометра Canberra GX-2020 [1]. Предел обнаружения для исследуемых радионуклидов составил – 1 Бк/кг и 10 Бк/кг (для проб растений и почвы соответственно), погрешность измерений не превышала 15–20 %.

Результаты и их обсуждение

Результаты измерения удельной активности искусственных радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am в компонентах лесной подстилки и верхнем почвенном слое представлены в таблице 1.

Согласно полученным данным установлено, что содержание радионуклида ^{137}Cs в исследуемых компонентах (максимум в минеральной части подстилки – 150 ± 3 Бк/кг) выше, чем содержание ^{241}Am (максимум в верхнем почвенном слое – $5,0 \pm 1,0$ Бк/кг). При этом, диапазоны значений удельной активности в органической составляющей подстилки составляют по одному порядку для ^{241}Am (от 0,23 до 1,4 Бк/кг) и ^{137}Cs (от 1,1 до 41 Бк/кг), в верхнем почвенном слое – для ^{241}Am (от 0,4 до 5,0 Бк/кг) и достигают двух порядков в минеральной составляющей подстилки для ^{137}Cs (от 8 до 150 Бк/кг).

В результате проведенных исследований установлено, что удельная активность исследуемых ра-

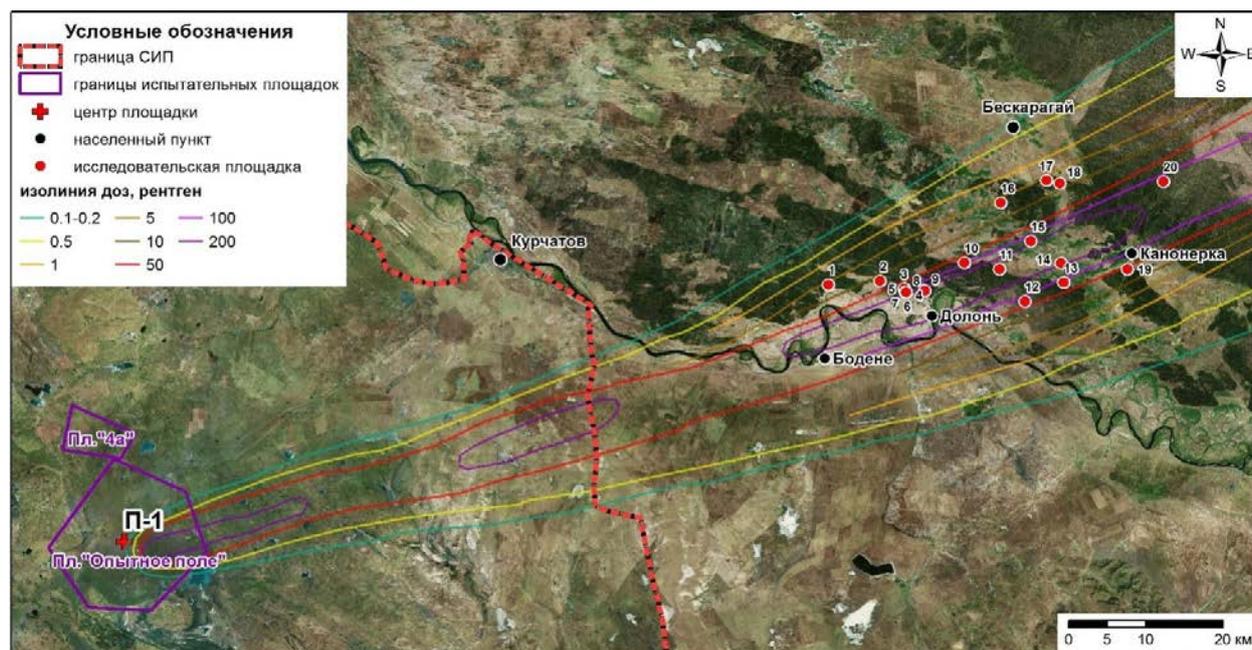


Рис. 1. Точки отбора проб подстилки и верхнего почвенного слоя

дионуклидов в среднем в подстилке выше, чем в почве: 64 % в подстилке (15 % в органической и 49 % в минеральной составляющих) и 36 % в почве (Рис. 2).

На основании полученных данных был составлен следующий ряд убывания по степени накопления для ^{241}Am и ^{137}Cs : минеральная составляющая подстилки > верхний почвенный слой > органическая часть подстилки.

Таким образом, для исследуемых радионуклидов характерна слабая вертикальная миграция, что является следствием прочного их закрепления в почвенном поглощающем комплексе в составе мало-растворимых комплексных соединений [3, 5, 8].

Интенсивность процессов высвобождения минеральных и радиоактивных веществ определяется мощностью подстилки, т. е. способность лесных подстилок удерживать радионуклиды находится в прямой зависимости от их запаса (массы подстилки на единице площади) [7]. На графиках представлена зависимость активности исследуемых радионуклидов в подстилке (% от общей активности в подстилке и верхнем почвенном слое) от мощности исследуемой подстилки (кг/м²) (Рис. 3).

Средняя мощность подстилки для исследуемой территории составляет 0,42 кг/м². Согласно полученным данным, с возрастанием мощности подстилки происходит увеличение накопления радионуклидов, что подтверждает особую роль подстилки в процессах накопления и распределения радионуклидов в лесной экосистеме в целом.

Заключение

В результате проведенных исследований установлено, что минимальная удельная активность исследуемых радионуклидов отмечена в органической составляющей; максимальное содержание ^{137}Cs характерно для минеральной составляющей подстилки, максимальная удельная активность ^{241}Am отмечена в верхнем почвенном слое. В целом, удельная активность исследуемых радионуклидов в среднем в подстилке выше, чем в почве. Также установлено, что значительное влияние на накопление радионуклидов в лесной подстилке оказывает ее мощность. Таким образом, подводя итог, можно сказать, что основная часть загрязнений, как и предполагалось, со-

Таблица 1. Удельная активность радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am в компонентах лесной подстилки и верхнем почвенном слое, Бк/кг

Площадка	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг					
	^{241}Am			^{137}Cs		
	органическая часть подстилки	минеральная часть подстилки	верхний почвенный слой	органическая часть подстилки	минеральная часть подстилки	верхний почвенный слой
1	0,9 ± 0,2	< 1	1,2 ± 0,2	14 ± 3	41 ± 8	20 ± 4
2	1,1 ± 0,2	1,2 ± 0,4	1,2 ± 0,2	19 ± 4	62 ± 12	21 ± 4
3	0,3 ± 0,05	< 1,4	< 0,3	9,2 ± 1,8	70 ± 14	10 ± 2
4	1,4 ± 0,3	2,7 ± 0,5	0,7 ± 0,2	27 ± 5	140 ± 30	12 ± 2
5	1,0 ± 0,2	3,7 ± 1,1	3,5 ± 0,7	26 ± 5	110 ± 20	75 ± 15
6	0,4 ± 0,08	< 1,3	4,3 ± 0,9	11 ± 2	74 ± 4	84 ± 17
7	0,3 ± 0,06	1,1 ± 0,4	3,3 ± 0,6	8,4 ± 1,7	41 ± 8	69 ± 14
8	1,3 ± 0,3	2,3 ± 1	2,6 ± 0,5	28 ± 6	68 ± 14	61 ± 12
9	0,9 ± 0,2	1,1 ± 0,6	3,0 ± 0,6	35 ± 7	110 ± 20	63 ± 13
10	< 0,09	1,8 ± 0,8	< 0,3	3,4 ± 0,7	14 ± 3	15 ± 3
11	1,3 ± 0,3	2,3 ± 0,7	1,5 ± 0,3	19 ± 4	110 ± 20	12 ± 3
12	< 0,11	< 1	2,6 ± 0,5	4,9 ± 0,9	16 ± 3	24 ± 5
13	1,1 ± 0,2	3 ± 0,5	0,9 ± 0,2	41 ± 8	150 ± 3	23 ± 5
14	< 0,07	3,4 ± 1,1	5,0 ± 1,0	2,2 ± 0,4	8 ± 2,7	80 ± 16
15	0,3 ± 0,07	1,5 ± 0,5	1,3 ± 0,3	6,7 ± 1,3	30 ± 2	24 ± 5
16	< 0,08	< 0,7	0,5 ± 0,1	1,1 ± 0,2	9,3 ± 1,9	16 ± 3
17	0,4 ± 0,08	< 0,6	3,1 ± 0,6	9,7 ± 1,9	35 ± 2	47 ± 9
18	0,4 ± 0,1	< 0,5	2 ± 0,4	2,1 ± 0,4	15 ± 3	50 ± 10
19	0,23 ± 0,05	< 0,9	0,5 ± 0,2	5,5 ± 1,1	18 ± 2	13 ± 3
20	0,3 ± 0,06	1,9 ± 0,5	0,4 ± 0,1	19 ± 4	90 ± 18	11 ± 2

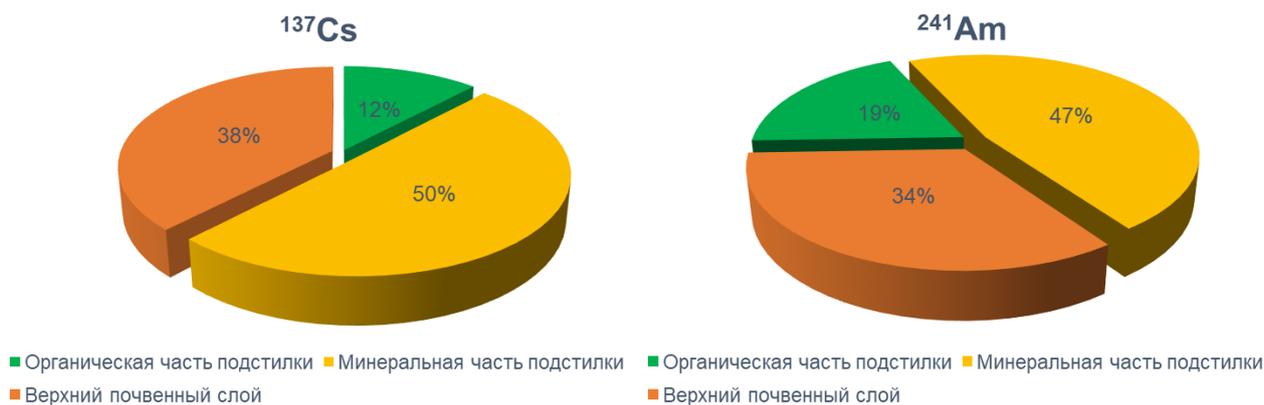


Рис. 2. Среднее содержание радионуклидов в компонентах лесной подстилки и верхнем почвенном слое

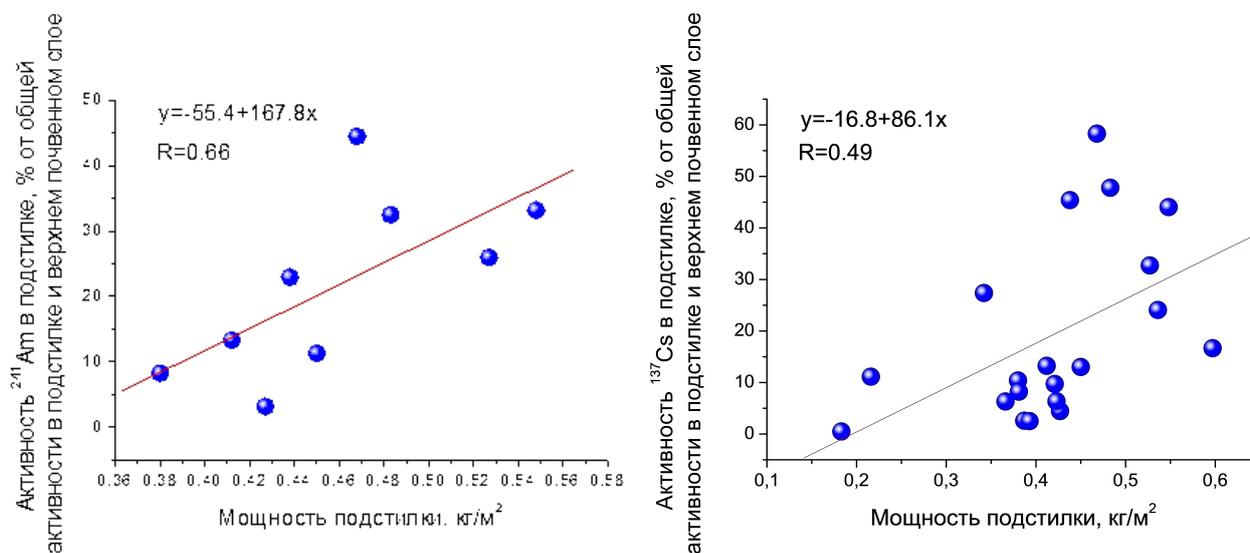


Рис. 3. Изменение содержания радионуклидов в подстилке в зависимости от ее мощности

средоточена в составе подстилки, что определяет ее как основной компонент, характеризующий загрязнение лесной экосистемы в целом.

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. Дворник А. М. Радиоэкологическая оценка лесных экосистем после ядерных аварий: методология, моделирование, прогноз: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Гомель, 1998. – 40 с.
3. Израэль Ю. А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. – Л.: Прогресс-Погода, 1996. – 355 с.
4. Краснов В. П. Прикладная радиоэкология леса / Орлов А. А., Бузун В. О. и др. Житомир: Волянь, 2007. – 680 с.
5. Куликов Н. В. Радиоэкология почвенно-растительного покрова / Молчанова И. В., Караева Е. Н. – Свердловск: УрО АН СССР, 1990. – 172 с.
6. Логачёв В. А. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон: факты, свидетельства, воспоминания. Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. – М.: ФУ Медбиоэкстрем, 1997. – 319 с.
7. Переволоцкий А. Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. – Гомель: РНИУП Институт радиологии, 2006. – 255 с.
8. Щеглов А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10 летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 1999. – 268 с.

ПЕРЕНОС МЕТАЛЛОВ ПО ПИЩЕВОЙ ЦЕПИ ПЛАНКТОН – МОЛЛЮСКИ-ФИЛЬТРАТОРЫ В СВЯЗИ С ОСОБЕННОСТЯМИ ВОДНОЙ СРЕДЫ

Е. Н. Чернова, Е. В. Лысенко

*Тихоокеанский институт географии ДВО РАН
Владивосток, Россия, elena@tigdvo.ru*

THE TRANSFER OF METALS ALONG WITH THE FOOD CHAIN PLANKTON – FILTER-FEEDERS IN CONNECTION WITH FEATURES OF THE WATER ENVIRONMENT

E. N. Chernova, E. V. Lysenko

*Pacific geographical Institute, FEB RAS
Vladivostok, Russia, elena@tigdvo.ru*

The concentrations of Cu, Cd, Zn in mollusks, phytoplankton, and suspended matter (SM) of lakes in the eastern Sikhote-Alin are comparable. The decrease in the concentration of Fe, Ni, Pb along the food chain of plankton-mollusks is associated with the predominant presence in the water of lakes in a suspended form. The inorganic SM, entered into the filtration apparatus of the mollusks, is removed from the body, bypassing the digestive tract. The selective accumulation of metals by some species of mollusks will change the trend of accumulation of these elements. Under background conditions, organisms have the highest accumulation coefficients, therefore, in such an environment, the transfer of metals is controlled not by the concentration of metal in food, but by the physiological need of the species.

Введение

Биомагнификация или биологическое усиление (в экологии) – увеличение концентрации химических веществ на каждой ступени экологической пирамиды, связано с тем, что количество поглощаемой организмом пищи превышает его собственную массу, а химические вещества выводятся из организма не полностью [14]. По поводу биомагнификации тяжелых металлов организмами водной среды имеется немало противоречивых сведений, хотя большая часть публикаций не поддерживает тезис об их накоплении по водной трофической цепи. Однако, когда верхние трофические уровни консументов представлены воздуходышащими организмами (Muir et al., 1988 – цит. по: [9]), бионакопление может быть, так как консументы лишены возможности выводить гидрофобные загрязняющие вещества пассивной диффузией через водообмен.

Наивысшие значения коэффициента биоаккумуляции у водных беспозвоночных и водорослей наблюдаются в фоновых, незагрязненных условиях [8, 11]. Более высокие скорости накопления при низких концентрациях элементов в среде, необходимы для обеспечения физиологических потребностей организмов. После насыщения организмов элементами скорость их накопления снижается, что привело нас к предположению, что в чистых и загрязненных условиях организмы разных трофических уровней могут по-разному накапливать микроэлементы, в связи с чем проявляется или не проявляется эффект биомагнификации по пищевой цепи.

Для этой цели были изучены особенности накопления Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni, Pb по пищевой цепи взвешенное вещество-фитопланктон – моллюски из лагунных пресных и солоноватоводных озер побережья Японского моря в зависимости от условий среды обитания.

Материалы и методы

Все изученные озера (в основном лагунные) находятся на северо-востоке Приморского края в восточной части хребта Сихотэ-Алинь (BCA) на побережье Японского моря. Мелкие озера сосредоточены вдоль малонаселенного открытого побережья в нижней части речных долин, прорезающих хребет Сихотэ-Алинь перпендикулярно береговой черте.

Солоноватое оз. Благодати находится на территории Сихотэ-Алинского Государственного природного биосферного заповедника (САГПБЗ). Солоноватые озера Духовское и Круглое используются для рекреационных целей в короткий летний период. Поступление морских вод в озера регулируется протоками. Пресные озера Голубичное и Японское находятся на территории и в транзитной зоне САГПБЗ. Тектоническое оз. Васьковское используется как источник питьевой воды. Его донные отложения и организмы загрязнены цинком и свинцом в связи с аэротехногенными поступлениями от свинцово-плавильного завода в пос. Рудная Пристань [6, 7], закрытого в 2009 г.

Отбор проб воды, фитопланктона, бентоса (двустворчатых моллюсков сем. *Cyrenidae*, *Corbicula japonica Prime*, и сем. *Unionidae*, *Kunashiria coptzevi Zatravkin et Bogatov*), произведен во второй поло-

вине июля 2011–2014 гг. Кунаширии отобраны в пресных озерах, корбикулы – в солоноватоводных. Пробы подготовлены в соответствии с методиками, описанными в следующих работах [7, 10].

Результаты и их обсуждение

Воды пресных озер относятся к гидрокарбонатно-натриевому классу с минерализацией 0,01–0,04 г/л, и содержанием взвешенного вещества (ВВ) 1,7–5,1 мг/л. Воды солоноватоводных озер чаще относятся к хлоридно-натриевому классу, с минерализацией 0,06–18,0 г/л, содержанием ВВ – от 1,45 до 8,41 мг/л [7]. Озера Васьковское, Круглое, Мраморное и Духовское имеют низкое содержание растворенного органического углерода (Сорг) – 2,4–4,2 мг/л, Голубичное, Японское и Благодати высокое – 6,3–7,9 мг/л. ВВ солоноватоводных и пресных озер носит биогенный характер [4].

Содержание растворенных микроэлементов в воде озер (Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, Cd, Pb) в основном ниже, чем среднее в реках Мира [7]. Во взвеси большая часть микроэлементов ниже геометрических средних для рек Мира [5], кроме свинца [7]. ВВ оз. Васьковского отличалось повышенными концентрациями Zn и Pb (рис. 1).

Динамика концентрирования микроэлементов организмами разных трофических уровней определяется их содержанием в среде и пище, количеством и качеством пищи [14, 17], удельной площадью поверхности, скоростью роста, биохимическим составом, определяющим способность связывать определенное количество металлов для физиологических потребностей и в процессе детоксикации [13], способности поддерживать гомеостаз [11]. Отсутствие биомагнификации металлов, кроме ртути и селена, организмами связано с высокой скоростью выведения данных элементов при низкой скорости накопления из пищи и воды [14]. Отсутствие биомагнификации металлов объясняли также разбавлением металла за счет увеличения массы тела организмов более высокого трофического уровня в периоды быстрого роста [13].

Пищевая цепь, рассматриваемая в данной работе, представляет собой пастбищную цепь сестон – моллюски-фильтраторы. И корбикулы и кунаширии питаются микроорганизмами, детритом, микроводорослями. Все эти компоненты, плюс минеральная взвесь, определяется нами как ВВ после фильтрации через мембранный фильтр 0,45 мкм. Минеральная взвесь сортируется в мантийной полости моллюсков с эффективностью 40–65 % и удаляется с псевдофекалиями, минуя пищеварительный тракт [1]. Подвижная часть металлов взвеси, прошедшей через пищеварительный тракт, вероятно, усваивается. В то же время, сестон фитопланктонный (полученный обловом толщи воды 50–70 см от поверхности планктонной сетью с диаметром пор 20 мкм) содержит

фитопланктон, зоопланктон и органический детрит – компоненты питания моллюсков, но в нем отсутствует большая часть не только тонких минеральных частиц, но и микроорганизмы.

Анализ закономерностей переноса микроэлементов по трофической цепи планктон – моллюски исследованных озер ВСА позволил разделить металлы на три группы в зависимости от их поведения с увеличением трофического уровня: концентрации Pb, Fe и Ni достоверно снижались по пищевой цепи, Cd и Zn не изменялось, а характер изменения концентраций Mn и Cu зависел от биологического вида моллюсков. Рассмотрим перенос этих групп элементов по пищевой цепи, рассматривая ВВ как часть пищи моллюсков и зоопланктона.

По сравнению со средним содержанием (К) элементов в осадочных породах [3], ВВ озер содержит сопоставимые концентрации железа (К = 3,54 %); обогащено свинцом в 3–10 раз (в 20 раз в оз. Васьковском – К = 12 мкг/г). Обогащение ВВ никелем наблюдается в озерах Васьковское, Голубичное и Японское (1,5–4 раза), в остальных озерах – обеднение (1–2,6 раз, К = 37 мкг/г).

В пищевой цепи фитопланктон – моллюски из озер ВСА для Pb, Fe и Ni наблюдается снижение концентраций (в 7–24, 4–5,4 и 2–31 раз, соответственно для пресных озер, и в 23–66, 3–10, 12–70 раз – для солоноватоводных). Эти металлы содержатся в воде преимущественно во взвешенной форме (Fe, Pb), либо их количество во взвеси сопоставимо с количеством растворенных элементов (Ni) [8]. В связи с высокой межгодовой изменчивостью различия между количеством этих металлов во взвеси и планктоне не достоверны (рис. 1).

Тенденция снижения концентраций Pb и Ni по пищевой цепи фитопланктон – зоопланктон и зообентос (брюхоногие и двустворчатые моллюски – скаблыватели перифитона и фильтраторы) наблюдалась и в оз. Тайху, Китай [16], при сопоставимых уровнях Pb в воде и донных отложениях, более высоких концентрациях Ni.

В морской воде концентрации металлов как правило ниже, по сравнению с пресной и солоноватоводной, в связи с их осажждением на барьере река-море. Это может изменить направление переноса металлов от первичных продуцентов и органического детрита – составной части ВВ к консументам 1 порядка, т. к. при низких концентрациях элементов в среде скорость их накопления наивысшая [8]. Так, в эвтрофицированном зал. Гуанабара, Бразилия [13] концентрации Pb в сестоне в 1,5–9 раз выше, чем в микропланктоне (70–290 мкм – фитопланктон, диатомовые). В мезопланктоне (= зоопланктон, > 290 мкм) концентрации Pb сопоставимы (на 2-х из 6 станций – наиболее чистых) (3,9 → 1,8 → 1,8 мкг/г и 5,3 → 3,8 → 3,2 мкг/г) или выше не более чем в 2 раза (17 → 2,6 → 4,6 и 7,3 → 2,3 → 5,2 мкг/г) по сравнению с микропланктоном [14]. Аналогично, в условиях низких

концентраций Pb во ВВ (0,7–1,0 мкг/г) в Калифорнийском заливе [12] элемент не снижался по пищевой цепи фитопланктон – зоопланктон, фитопланктон – моллюски (0,7–0,9 → 0,9–1,0; 0,7–0,9 → 1,0–3,5).

Как видно, снижение или рост концентраций свинца по трофической цепи связаны с исходными концентрациями в среде: высокие концентрации элемента во взвеси определяют снижение концентрации свинца по трофической цепи, и, возможно, железа и никеля, которые исследуются значительно реже.

Цинк находился в воде озер ВСА преимущественно в растворенной форме, распределение Cd между растворенной и взвешенной формой сопоставимо, хотя сильно варьировало [7, 10]. По сравнению со средним содержанием (К) элементов в осадочных породах [3], ВВ озер обогащено Zn в 2–3 или 6 раз (оз. Васьковское) (К = 43 мкг/г), Cd – в 2,5–3 раза (и обеднено в озерах Японское и Благодати – К = 0,8 мкг/г).

Концентрации Zn и Cd в моллюсках и фитопланктоне исследуемых озер сопоставимы [10], в первую очередь, в связи с необходимостью удовлетворения биологической потребности моллюсков в Zn (Cd – химический аналог Zn поступает в организмы по тем же каналам [15]). Растворенные формы металлов посту-

пают в организм моллюсков из воды, в желудочно-кишечный тракт – с органической взвесью, а также с частью неорганической взвеси, обогащенной металлами. Низкое содержание взвеси и Сорг в воде озер поддерживает высокую скорость фильтрации [1]. Сравнение с литературными данными подтверждает преимущественное равенство концентраций элементов в аналогичных пищевых цепях [12, 13, 16].

Медь – единственный элемент из обсуждаемых в данной работе, содержание которого во взвеси озер ВСА в 1,4–3 раза ниже средних содержаний в осадочных породах, Mn – в 2–4 раза выше. Медь находится в воде в основном в растворенной форме, а Mn – во взвешенной.

Изменение тренда содержания меди и марганца по пищевой цепи имеет видовые особенности [14] на уровне первичных консументов: корбикулы из озер ВСА (оз. Духовское, Круглое) содержали в 3–4 раза больше меди, чем кунаширии (оз. Васьковское, Голубичное, Японское), а кунаширии – в 200–400 раз больше марганца (рис. 2). Избирательное накопление Mn моллюсками семейства *Unionidae* и Cu - моллюсками рода *Corbicula* (сем. *Cyrenidae*) из одного водного объекта изучалось [2].

Итак, по пищевой цепи планктон – корбикулы Cu накапливается в моллюсках до концентраций, сопоставимых с таковыми в планктоне, аналогично поведению Zn и Cd, а по цепи планктон-кунаширии в основном снижается (оз. Васьковское и Голубичное). Содержание Mn по цепи планктон – корбикулы снижается, аналогично группе Fe–Ni–Pb, тогда как в кунашириях увеличивается (различия недостоверны). Таким образом, особенности накопления отдельных элементов отдельными видами могут изменить тенденции переноса элементов по пищевой цепи.

В пищевой цепи фитопланктон-зоопланктон оз. Тайху [16] концентрации меди сопоставимы, в

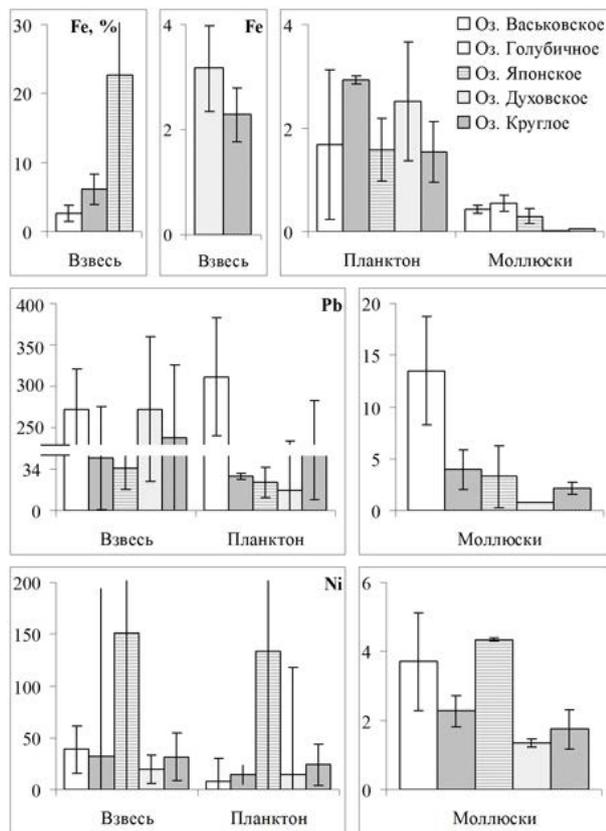


Рис. 1. Содержание Pb, Fe, Ni (мкг/г сух. массы) в пищевой цепи взвесь-планктон-моллюски из озер ВСА. Столбики – среднее, отрезки – стандартное отклонение

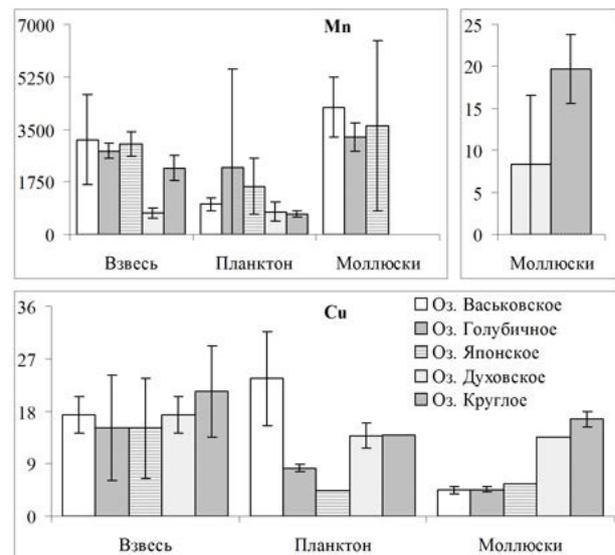


Рис. 2. Содержание Mn и Cu (мкг/г сух. массы) в пищевой цепи взвесь-планктон-моллюски из озер ВСА

цепи фитопланктон-моллюски (корбикулы) – повышались, что соответствует наблюдаемой нами особенности накапливать этот элемент. В зал. Гуанабарра концентрации меди в сестоне выше, чем в микропланктоне в 4–10 раз, в цепи сестон – микропланктон – мезопланктон они изменялись незначительно [13], что не противоречит нашим данным.

Заключение

Тренд накопления металлов по пищевой цепи фитопланктон – моллюски-фильтраторы зависит от уровня обеспеченности акватории металлами и органическим веществом, преобладающей формы на-

хождения элемента в воде. Концентрации Cu, Cd, Zn в моллюсках озер ВСА сопоставимы с таковыми в фитопланктоне и ВВ, в связи с преимущественным существованием элементов в растворенной форме и высокой скоростью фильтрации в среде, обедненной Сорг. Уменьшение содержания Fe, Ni, Pb по пищевой цепи планктон-моллюски связано с преобладанием металлов в среде во взвешенной форме и удалением из организма, минуя пищеварительный тракт. Избирательное накопление некоторыми видами моллюсков некоторых металлов (Cu, Mn) может изменять тенденцию накопления этих элементов по пищевой цепи.

Литература

- Алимов А. Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков / А. Ф. Алимов. (Тр. Зоол. Ин-та АН СССР. Т. 96). – Л.: Наука, 1981. – 248 с.
- Богатов В. В. Особенности биоаккумуляции тяжелых металлов у двустворчатых моллюсков (*Bivalvia*) в природных водоемах Восточной Азии / В. В. Богатов, Л. А. Прозорова, Е. Н. Чернова, Е. В. Лысенко // Вестник ДВО РАН, 2018. – № 4. – С. 79–88.
- Григорьев Н. А. Среднее содержание химических элементов в горных породах, слагающих верхнюю часть континентальной коры / Н. А. Григорьев // Геохимия, 2003. – № 7. – С. 785–792.
- Луценко Т. Н., Органические вещества в малых озерах Сихотэ-Алинского Биосферного Заповедника / Т. Н. Луценко, Е. Н. Чернова, Е. В. Лысенко, Д. С. Рыжаков // Успехи наук о жизни, 2015. – Т. 9. – № 1. – С. 32–36.
- Савенко В. С. Химический состав взвешенных наносов рек мира / В. С. Савенко. – М.: ГЕОС, 2006. – 175 с.
- Чернова Е. Н. Особенности распределения тяжелых металлов в компонентах водных экосистем памятников природы – озер Благодатное, Васьковское (Приморский край) и Азабачье (Камчатский край) / Е. Н. Чернова, Л. А. Лобас, М. Ю. Ковалев, Е. В. Лысенко // Водные ресурсы, 2014а. – Т. 41. – № 3. – С. 312–318.
- Чернова Е. Н. Гидрохимические и биогеохимические особенности пресных и солоноватоводных озер восточного Сихотэ-Алиня / Е. Н. Чернова, В. М. Шулькин, Е. В. Лысенко, Т. Н. Луценко, А. Г. Болдескул // Изв. ТИНРО, 2014б. – Т. 178. – С. 157–172.
- Чернова Е. Н. Концентрация металлов в воде и в водорослях: биоаккумуляционный фактор / Е. Н. Чернова, В. М. Шулькин // Биология моря, 2019. – Т. 45. – № 3. – С. 177–187.
- Шулькин В. М. Металлы в экосистемах морских мелководий / В. М. Шулькин. – Владивосток: Дальнаука, 2004. – 276 с.
- Chernova E. N. The content of metals in organisms of various trophic levels in freshwater and brackish lakes on the coast of the sea of Japan / E. N. Chernova, E. V. Lysenko // Environmental Science and Pollution Research, 2019. – Vol. 26 (20). – P. 20428–20438.
- DeForest D. K. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration / D. K. DeForest, K. V. Brix, W. J. Adams // Aquatic Toxicology, 2007. – Vol. 84. – P. 236–246.
- Jara-Martini M. E. Trace metal trophic transference and biomagnification in a semiarid coastal lagoon impacted by agriculture and shrimp aquaculture / M. E. Jara-Martini, A. Molina-García, A. Martínez-Durazo, F. Páez-Osuna // Environmental Science and Pollution Research, 2020. – Vol. 27 – P. 5323–5336.
- Kehrig H. A. Trophic transfer of methylmercury and trace elements by tropical estuarine seston and plankton / H. A. Kehrig, E. F. A. Palermo, T. G. Seixas, C. W. C. Branco, I. Moreira, J. Malm // Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2009. – Vol. 85. – P. 36–44.
- Reinfielder J. R., Trace elements trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach / J. R. Reinfielder, N. S. Fisher, S. N. Luoma, J. W. Nichols, W.-X. Wang // The Science of the Total Environment, 1998. – Vol. 219. – P. 117–135.
- Sunda W. G. Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects: Phytoplankton as model systems / W. G. Sunda, S. A. Huntsman // The Science of the Total Environment, 1998. – Vol. 219. – P. 165–181.
- Tao Y. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu Lake, China / Y. Tao, Z. Yuan, H. Xiaona, M. Wei // Ecotox. and Environ. Safety, 2012a. – 81. – P. 55–64.
- Wang W-X. Assimilation of trace elements ingested by the mussel *Mytilus edulis*: effects of algal food

abundance / W-X. Wang, N. S. Fisher, S. N. Luoma
// Marine Ecology Progress Series, 1995. – Vol. 129.
– P. 165–176.

АНАЛИЗ НЕЙРОТРОПНОСТИ ЭНДОГЕННОГО СОДЕРЖАНИЯ НЕКОТОРЫХ ЭССЕНЦИАЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ У ПОДРОСТКОВ С РАЗНЫМ УРОВНЕМ ПСИХИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ

М. С. Шибалкина, В. А. Радковский, О. А. Залата, Е. В. Евстафьева

Медицинская академия им. С. И. Георгиевского КФУ им. В. И. Вернадского
Симферополь, Россия, mari_feod@mail.ru, vladradkovskij@gmail.com, olga_zalata@mail.ru, e.evstafeva@mail.ru

NEUROTROPIC ANALYS OF SOME ESSENTIAL ELEMENTS IN ADOLESCENTS WITH DIFFERENT LEVELS OF MENTAL DEVELOPMENT

M. S. Shibalkina, V. A. Radkovsky, O. A. Zalata, E. V. Evstafieva

Medical Academy named after S.I. Georgievsky of Vernadsky CFU
Simferopol, Russia, mari_feod@mail.ru, vladradkovskij@gmail.com, olga_zalata@mail.ru, e.evstafeva@mail.ru

The aim of our work was to asses neurotropic role of some essential microelements for EEG alpha-rhythm recorded in different functional states in healthy children and children with mental retardation. In the course of study, we determined that the content of zinc, iron, copper, manganese and chromium in practically healthy adolescents was deficient, while in adolescents with impaired mental function it was characterized by both a deficiency (zinc, copper, manganese) and an excess of chromium with a normal iron level. We also found that the "neurotropicity" of iron, copper, zinc, manganese and chromium was more pronounced in adolescents with mental retardation than in otherwise healthy adolescents.

Введение

Факт взаимосвязи содержания некоторых микроэлементов (МЭ) и различного рода заболеваний центральной нервной системы (ЦНС) был выявлен еще в середине 1980-х годов [7, 13] и подтверждался в ходе дальнейших наблюдений [5, 6, 10, 12]. Было установлено, что дефицит цинка является наиболее критичным на этапе формирования ЦНС, поскольку определяет активность синтетических процессов и клеточной миграции. Дефицит цинка в гестационный период приводит к ощутимым органическим патологиям, в более позднем возрасте – к поведенческим аномалиям и эпилепсии [8, 11].

Доказано, что медь участвует в процессах миелинизации, синаптической передаче в моноаминергических нейронах и является кофактором некоторых ферментов – супероксиддисмутазы 1 и 3, цитохром-С, тирозиназы и др. Дефицит этого МЭ может приводить к нарушению работы нейронов. Более того, медь является антагонистом цинка, отчего опасен не только дефицит, но и избыток этого МЭ, приводящий к эффектам дефицита цинка и окислительному стрессу [10].

Выявлено, что недостаток железа может приводить к нарушению работы дофамин- и серотонинергических систем, а следовательно, к нарушениям ми-

елогенеза и проводимости кортикальных волокон. В постнатальном периоде железо обеспечивает корректную работу лимбической системы, соответственно при нарушениях его содержания могут отмечаться ухудшение обучаемости, памяти, эмоциональная нестабильность и проблемы с обработкой информации [9].

Считается, что при оценке влияния хрома, наиболее важен его избыток, поскольку он может приводить к хромовой интоксикации, проявлениями которой, со стороны ЦНС, становятся спонтанная смена форм активности и дисфункция подкорково-стволовых неспецифических структур [1].

Известно, что марганец участник многих окислительных реакций энергетического метаболизма. Он является активатором карбоксилаз, АТФаз и рибофлавинкиназ. Образую комплекс с супероксиддисмутазой, марганец предотвращает возникновение оксид-радикалов и развитие окислительного стресса. Низкий уровень марганца связывают с развитием эпилепсии и, вероятностью индуцировать патологическое сверхпороговое возбуждение нейронов. Низкая концентрация марганца коррелирует с расстройствами аутического спектра. Существуют данные, подтверждающие взаимосвязь между содержанием марганца в организме и наличием у детей признаков детского церебрального паралича [3, 4, 12].

Одним из признаков, отражающих соответствие определенным возрастным периодам развития нервной системы детей и подростков, является альфа-ритм биоэлектрической активности мозга. В ходе онтогенеза этот частотный диапазон претерпевает ряд последовательных изменений, достигая в своих характеристиках (частота/амплитуда) и локализации (окципитально-париетальные области коры) к 12–13 летнему возрасту электроэнцефалографической (ЭЭГ) картины взрослого человека.

В связи с вышесказанным, целью настоящей работы была оценка нейротропной роли некоторых эссенциальных микроэлементов для альфа-ритма электроэнцефалограммы, зарегистрированной в разных функциональных состояниях у здоровых детей и детей с задержкой психического развития.

В задачи исследования входили:

1. Оценить, а затем сравнить содержание цинка, железа, меди, марганца и хрома в организме практически здоровых подростков и подростков с задержкой психического развития.

2. С помощью корреляционного анализа оценить нейротропную роль цинка, железа, меди, марганца и хрома для альфа-ритма ЭЭГ-активности, зарегистрированной в разных функциональных состояниях у здоровых подростков и подростков с задержкой психического развития.

Материалы и методы

С соблюдением биоэтических норм с помощью биомониторингового и нейрофизиологического обследования были протестированы две группы школьников. В первую вошли воспитанники школы-интерната г. Симферополь: 20 мальчиков и 10 девочек (средний возраст $12,8 \pm 0,3$ лет). Диагностическая квалификация нарушений психического развития этих подростков осуществлялась детскими психиатрами на основе клинико-психопатологического анализа и была определена как задержка психического развития (ЗПР). Вторую группу составили практически здоровые ровесники одной из общеобразовательных школ (15 мальчиков и 15 девочек, средний возраст $13,2 \pm 0,2$ лет).

Содержание МЭ (цинк, железо, медь, марганец, хром) в образцах волос школьников определяли методом рентген-флуоресцентной спектроскопии (лаборатория ВИРИА).

Регистрацию и анализ электроэнцефалограммы (ЭЭГ) осуществляли с помощью компьютеризированного электроэнцефалографического комплекса «Тредекс». ЭЭГ-потенциалы отводили монополярно от 16 локусов (Fp1/2, F3/4, F7/8, C3/4, T3/4, T5/6, P3/4, O1/2) согласно международной системе «10–20». Процедура нейрофизиологического обследования включала в себя отведение текущей ЭЭГ: в состоянии

двигательного покоя при закрытых / открытых глазах и при решении арифметической задачи (обратный счет в уме).

Проверку характера распределения содержания цинка, железа, меди, марганца и хрома в волосах выполняли по критериям Колмогорова-Смирнова и Лиллиефорс. В связи с отличием распределения от нормального, для оценки содержания использовали значения медиан и интерквартильного размаха (Me [p25; p75]). Межгрупповое сравнение выполняли с помощью критерия Манна-Уитни. Данные биомониторингового и нейрофизиологического обследования подростков обеих групп анализировали с помощью непараметрического корреляционного анализа по Спирмену (r_s). При оценке результатов статистически достоверными считали результаты при $p < 0,05$, программа Statistica 8.0.

Результаты и их обсуждение

Оценка содержания МЭ в таком биоматериале, как волосы имеет ряд преимуществ. Во-первых, является неинвазивной методикой, что немаловажно для исследования детского и подросткового контингента. Во-вторых, содержание многих МЭ в плазме крови непостоянно, так как находится под влиянием ауторегуляторных систем, в то время как определение содержания МЭ в биологически стабильной ткани (волосы) дает ретроспективную картину элементного баланса организма.

Содержание цинка, железа, меди, марганца и хрома в организме практически здоровых подростков и подростков с ЗПР представлено в таблице 1.

Как видно из представленных данных, у практически здоровых подростков имел место дефицит всех пяти эссенциальных МЭ. В группе школьников с ЗПР отмечался дефицит цинка, меди, марганца, избыток хрома, а содержание железа соответствовало референтным значениям для такой ткани как волосы.

Межгрупповой анализ выявил достоверно более низкие значения содержания цинка, железа в волосах у практически здоровых школьников по сравнению с подростками с ЗПР (критерий Манна-Уитни, $p < 0,0001$). Содержание меди хоть и было дефицитным в обеих группах, однако у практически здоровых школьников было достоверно выше, в определенных рентген-флуоресцентным методом количествах (критерий Манна-Уитни, $p < 0,01$).

Для установления нейротропности эссенциальных цинка, железа, меди, марганца и хрома для альфа-ритма ЭЭГ-активности мозга, зарегистрированной в разных функциональных состояниях у подростков с разным уровнем психического развития, выполнили корреляционный анализ.

Как показали результаты, нейротропность исследуемых МЭ была более существенно выражена в группе подростков с ЗПР (рис. 1). Корреляционный анализ позволил выявить значимые корреляцион-

ные связи ($0,001 < p < 0,01$) при их слабой и средней силе ($0,39 < r_s < 0,47$). При этом большее число корреляционных связей наблюдались при выполнении арифметического счета (5), при регистрации ЭЭГ с закрытыми глазами (3), а при регистрации ЭЭГ во время пробы открывания глаз была установлена только 1 достоверная взаимосвязь.

Ряд нейротропности МЭ по результатам корреляционного анализа в этой группе имел следующую последовательность: Mn (4) > Cr (2) > Cu, Zn, Fe (1).

В группе практически здоровых подростков были обнаружены только три достоверные взаимосвязи содержания марганца (2) и хрома (1) с альфа-ритмом ЭЭГ-активности во время арифметического счета.

За исключением взаимосвязей спектральной мощности альфа-ритма с хромом и железом, корреляции с марганцем, как у практически здоровых подростков, так и у подростков с ЗПР, а также у этих

респондентов с цинком и медью, были обратными. Характер установленных связей требует отдельного анализа.

Заключение

Обнаружили, что содержание цинка, железа, меди, марганца и хрома у практически здоровых подростков было дефицитным, тогда как состояние элементного баланса по содержанию пяти микроэлементов в волосах у подростков с задержкой психического развития характеризовалось как дефицитом МЭ (цинк, медь, марганец), так и избытком (хром) при нормальном уровне железа.

Установили, что «нейротропность» железа, меди, цинка, марганца и хрома, при их установленном содержании, по отношению к спектральной мощности альфа-ритма была более выражена у подростков с задержкой психического развития, чем у практически здоровых подростков.

Таблица 1. Содержание эссенциальных элементов в волосах практически здоровых подростков и подростков с задержкой психического развития

Химические элементы	Группы обследованных подростков		Условная норма микроэлементов в волосах мкг/г
	Подростки с задержкой психического развития (1-я группа; n = 30)	Практически здоровые подростки (2-я группа; n = 30)	
	Me [p25; p75]	Me [p25; p75]	
Zn	33,8 [25,8; 43,3]	0,3 [0; 0,5]***	120,0–200,0
Fe	19,9 [17,4; 23,4]	8,0 [6,4; 12,7]***	15,0–35,0
Cu	4,5 [3,8; 5,5]	7,7 [6,7; 8,6]**	9,0–30,0
Mn	0 [0; 4,1]	0,4 [0; 0,7]	0,5–2,0
Cr	5,3 [0; 11,3]	0,3 [0; 0,5]	0,5–5,0

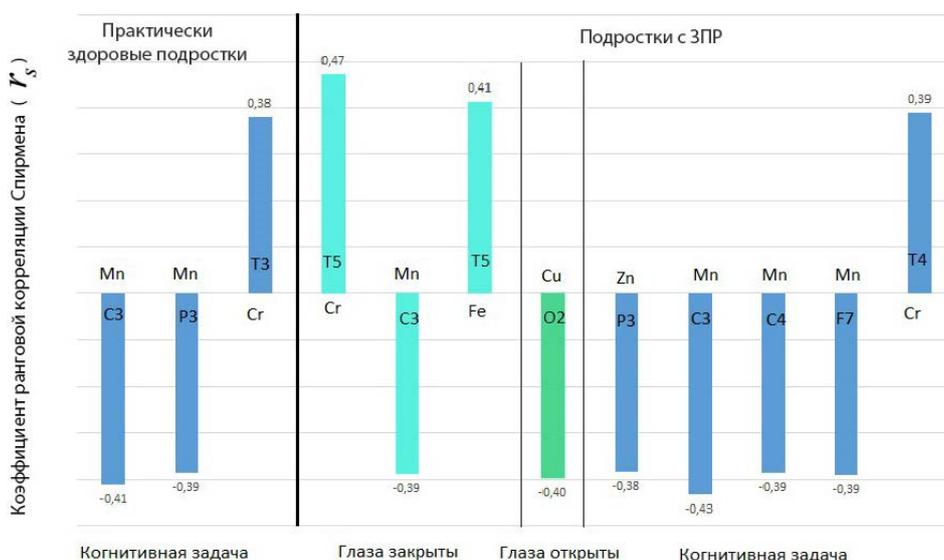


Рис. 1. Взаимосвязь альфа-ритма ЭЭГ-активности с содержанием эссенциальных элементов у практически здоровых подростков (А) и у подростков с задержкой психического развития (В)

Литература

1. Варзина Н. Ф. Изменения нервной и иммунной системы в начальной стадии хромовой интоксикации у рабочих производства хромовых солей. / Н. Ф. Варзина, Р. И. Филатова, Н. В. Тюшнякова // в сб. ст. Клинические и гигиенические аспекты влияния на организм хрома и других химических веществ. – Актюбинск, 1990. – Ч. 2. – С. 149–153.
2. Громова О. А. Нейрохимия макро и микроэлементов. Новые подходы к фармакотерапии / О. А. Громова. – М.: «АлевВ», 2001. – 272 с.
3. Скальная М. Г. Микроэлементы: биологическая роль и значение для медицинской практики. Сообщение 3. Марганец / М. Г. Скальная, А. В. Скальный // Вопросы биологической, медицинской и фармацевтической химии, 2015. – № 3. – С. 14–23.
4. Томилова И. К. Макро- и микроэлементы в головном мозге плода и новорожденного в норме и патологии / И. К. Томилова, О. А. Громова, О. В. Гришина // Нейрохимия, 2012. – Т. 29. – № 1. – С. 5–10.
5. Adams J. B. et al. Analyses of Toxic Metals and Essential Minerals in the Hair of Arizona Children with Autism and Associated Conditions and Their Mothers. / J. B. Adams, C. E. Holloway, F. George, D. Quig // Biol Trace Elem Res., 2006. – № 110 (3). – P. 193–210.
6. Al-Ayadhi L. Y. Heavy metals and trace elements in hair samples of autistic children in central Saudi Arabia. / Y. Al-Ayadhi L. // Neurosciences (Riyadh), 2005. – № 10 (3). – P. 213–218.
7. Gentile P. S. et al. Brief report: trace elements in the hair of autistic and control children. / P. S. Gentile, M. J. Trentalange, W. Zamichek, M. Coleman // J. Autism. Dev. Disord, 1983. – № 13 (2). – P. 205–206.
8. Grabrucker S. et al. Zinc deficiency dysregulates the synaptic ProSAP/Shank scaffold and might contribute to autism spectrum disorders. / S. Grabrucker, L. Jannetti, M. Eckert, S. Gaub, R. Chhabra, S. Pfaender, K. Mangus, P. P. Reddy, V. Rankovic, M. J. Schmeissner // Brain, 2014. – № 137. – P. 137–152.
9. Lozoff B., Georgieff M.K. Iron deficiency and brain development / Lozoff B., Georgieff M. K. // Semin. Pediatr. Neurol., 2006. – № 13. – P. 158–165.
10. Priya L., Geetha A. Level of trace elements (copper, zinc, magnesium and selenium) and toxic elements (lead and mercury) in the hair and nail of children with autism. / L. Priya, A. Geetha // Biol. Trace Elem. Res., 2011. – № 142 (2). – P. 148–158.
11. Saghazadeh A. et al. Possible role of trace elements in epilepsy and febrile seizures: a meta-analysis. / A. Saghazadeh, M. Mahmoudi, A. Meysamie, M. Gharedaghi, G.W. Zamponi, N. Rezaei // Nutr. Rev., 2015. – № 73. – P. 760–779.
12. Skalny A. V. et al. Hair toxic and essential trace elements in children with autism spectrum disorder. / A. V. Skalny, N. V. Simashkova, T. P. Klyushnik, A. R. Grabeklis, G. Bjørklund, M. G. Skalnaya, A. A. Nikonorov, A. A. Tinkov // Metab Brain Dis., 2017. – № 32 (1). – P. 195–202.
13. Wecker L. et al. Trace element concentrations in hair from autistic children / L. Wecker, S. B. Miller, S. R. Cochran, D. L. Dugger, W. D. Johnson // J. Ment. Defic. Res., 1985. – № 29 (Pt. 1). – P. 15–22.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ УРАНА И ТОРИЯ НА ТЕРРИТОРИИ ПРАВОБЕРЕЖЬЯ г. НОВОСИБИРСКА ПО ДАННЫМ АНАЛИЗА ЛИСТЬЕВ ТОПОЛЯ

Д. В. Юсупов^{1,2}, Л. А. Дорохова³, В. Ф. Рапута⁴, А. С. Торопов⁵,
А. Ф. Судыко², Е. М. Турсуналиева², Н. В. Барановская²

¹Амурский государственный университет

Благовещенск, Россия, yusupovd@mail.ru

²Национальный исследовательский Томский политехнический университет

Томск, Россия, sudykoaf@yandex.ru, natalya.baranovs@mail.ru

³Институт геологии и природопользования ДВО РАН

Благовещенск, Россия, liubov.ad@yandex.ru

⁴Института вычислительной математики и математической геофизики СО РАН

Новосибирск, Россия, raputa@sscc.ru

⁵Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова

Москва, Россия, torop990@gmail.com

DISPERSION OF URANIUM AND THORIUM ON THE RIGHT BANK TERRITORY OF NOVOSIBIRSK ACCORDING TO ANALYSIS OF POPLAR LEAVES

D. V. Yusupov^{1,2}, L. A. Dorokhova³, V. F. Raputa⁴, A. S. Toropov⁵,
A. F. Sudyko², E. M. Tursunaliyeva², N. V. Baranovskaya²

¹Amur State University

Blagoveshchensk, Russia, yusupovd@mail.ru

²Tomsk Polytechnic University

Tomsk, Russia, sudykoaf@yandex.ru, natalya.baranovs@mail.ru

³Institute of Geology and Nature Management FEB RAS

Blagoveshchensk, Russia, liubov.ad@yandex.ru

⁴Institute of Computational Mathematics and Mathematical Geophysics SB RAS

Novosibirsk, Russia, raputa@sscc.ru

⁵Lomonosov Moscow State University

Moscow, Russia, torop990@gmail.com

In the course of biogeochemical monitoring studies using a set of methods, data were obtained on the distribution of Th and U in the poplar leaves (*P. balsamifera* L.) on the territory of Novosibirsk. In the right-bank part of the megapolopolis, the distribution of Th is influenced by the geologic factor – outcrops of Paleozoic granites characterized by an increased content of natural radionuclides. The U distribution is affected by the technogenic factor localized near the nuclear fuel cycle facility. The quantitative regularities of changes in U concentrations as a result of the transport of aerosols from an unorganized ground source have been established.

Введение

Новосибирск входит в число городов с радиационно-дестабилизированной обстановкой окружающей среды, обусловленной техногенными (Артамонова, 2020) и природными факторами (Злобина, 2019). Правобережный сектор мегаполиса представляет собой сложно организованную урбанизированную территорию, на которой сочетаются ряд функциональных зон. В результате исследований, проведенных в 1991–1997 гг. «ГПП Березовгеология», в северной части города выделены несколько участков с аномально высоким гамма-полем, вызванным радиоактивным загрязнением, связанным с объектами производственной деятельности крупного предприятия ядерно-топливного цикла, а также в районах размещения карьеров в пределах массива в верхне-

палеозойских гранитов, характеризующиеся повышенными концентрациями естественных радионуклидов (А. А. Анцырев, 1997ф).

Цель работы – оценить проявленность природных и техногенных факторов окружающей среды на территории правобережья г. Новосибирска по содержанию и распределению радиоактивных элементов в листьях тополя в современный период.

Материалы и методы

Объектом исследования служили листья тополя бальзамического (*Populus balsamifera* L.), которые используются как естественный планшет, аккумулирующий пыль и аэрозоли из приземного атмосферного воздуха (Юсупов и др., 2019).

Биогеохимические исследования на территории г. Новосибирска проведены в 2014 и 2017 гг. Пробы листьев отобраны по сети 4 × 4 км (32 пробы) в 2014 г.

и на детальном участке по сети 1×1 км (38 проб) со сгущением до 0,5 км вблизи предприятий на территории правобережья в 2017 г. Для упаковки и сушки проб использовали пакеты из крафт-бумаги. Листья не промывали. Часть пробы листьев озоляли (ГОСТ 26929-94).

Содержание 28 химических элементов, включая U и Th, в образцах золы листьев тополя определяли методом инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) по аттестованной методике (НСАМ ВИМС № 410-ЯФ) в аккредитованной ядерно-геохимической лаборатории на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т в Томском политехническом университете (ТПУ). Масса навески золы составляла 100 ± 1 мг. Навески проб заворачивали в алюминиевую фольгу известного состава и облучали.

Изучение элементного состава микрочастиц на поверхности сухих листьев тополя проводили в отделении геологии ТПУ на сканирующем электронном микроскопе «Hitachi S-3400N» с приставкой «Bruker XFlash 5010», которая обеспечивала проведение рентгеноспектрального микроанализа (РСМА). Для изучения препаратов применяли детектор обратно-рассеянных электронов. Изучение препаратов проводили в режиме низкого вакуума. Нижний предел обнаружения химических элементов РСМА – 0,1 %.

Для изучения пространственного распределения радиоактивных элементов на поверхности листьев тополя использован метод беспленочной автордиографии с фосфорной пластиной высокого разрешения. Для анализа выбраны образцы листьев с максимальным содержанием U по данным ИНАА. Время экспозиции составило от 50 до 100 часов. Сканирование образцов выполняли на приборе «Cyclone Plus Phosphor Imager» в МГУ им. М. В. Ломоносова. Идентифицировали все точки на фотопластине с плотностью распределения частиц люминесцентным откликом > 1000 DLU/mm² в час. Точки, лежащие вне площади поверхности листа, учитывались как фоновые.

Для численного анализа данных содержания U в листьях использовали модель реконструкции поля концентрации, основанную на соотношениях баланса массы лёгкой примеси в приземном слое атмосферы:

$$q(r, \theta, S) = \frac{\theta}{r^2} e^{-\frac{S}{r}}, \quad (1)$$

где $q(r, \theta, S)$ – концентрация примеси; r – расстояние от источника; θ, S – агрегированные параметры, зависящие от величины эмиссии и высоты источника, характеристик скорости ветра и турбулентного обмена в приземном слое атмосферы.

Величина параметра θ пропорциональна эмиссии источника, значение S непосредственно зависит от высоты источника и на значительных удалениях от него влияние данного параметра на концентра-

цию примеси существенно снижается. В этом случае, для низких источников и сравнительно больших значений r из соотношения (1) следует приближённая формула:

$$q(r, \theta) = \frac{\theta}{r^2}. \quad (2)$$

Если положение источника необходимо уточнить, то соотношение (2) преобразуется к следующему виду:

$$q(r, \theta, R) = \frac{\theta}{(r - R)^2}, \quad (3)$$

где величина R указывает положение источника на оси r .

Оценки неизвестных параметров θ и R могут быть получены с использованием данных измерений концентраций, например, методом наименьших квадратов.

Результаты и их обсуждение

Новосибирск является одним из наиболее освоенных, промышленно развитых и интенсивно заселённых городов Западной Сибири. Последние крупномасштабные комплексные эколого-геологические исследования на всей его территории выполнены в конце XX века государственным геологическим предприятием «Березовгеология». Одним из результатов этих работ явилась оценка природных источников радиации и техногенного радиоактивного загрязнения территории неаварийного характера (рис. 1).

Статистические параметры содержания U и Th в золе листьев тополя представлены в табл. 1. Среднее региональное содержание в золе листьев тополя установлено (в мг/кг): U – 0,15, Th – 0,37; аномальные содержания: U – 0,70, Th – 0,95 (Юсупов и др., 2019).

Средние содержания радиоактивных элементов в золе листьев тополя на территории Новосибирска превышают средние региональные: U – 4 раза, Th – 1,4–3 раза. Коэффициент вариации U соответствует крайне неоднородной выборке, Th – однородной. Коэффициент парной корреляции между U и Th ($r = 0,14$) ниже критического значения ($r_{кр} \approx 0,30$) и свидетельствует об отсутствии значимой связи между ними.

Ореол с максимальными концентрациями U (2,7 и 10,2 мг/кг) в золе листьев тополя локализован в северо-восточной части на окраине города вблизи хвостохранилища Новосибирского завода химконцентратов (НЗХК) и золоотвала ТЭЦ-4 (рис. 2).

По данным снеговой съёмки в этом районе наблюдается наибольшая плотность выпадения U с пониженным отношением $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ (Артамонова, 2020). Здесь изучены биогенные факторы формирования техногенных геохимических аномалий U (Сафонов и др., 2019). На поверхности листьев тополя (точки 7-6 и 7-7, 2017 г.) обнаружены микрочастицы оксидов U

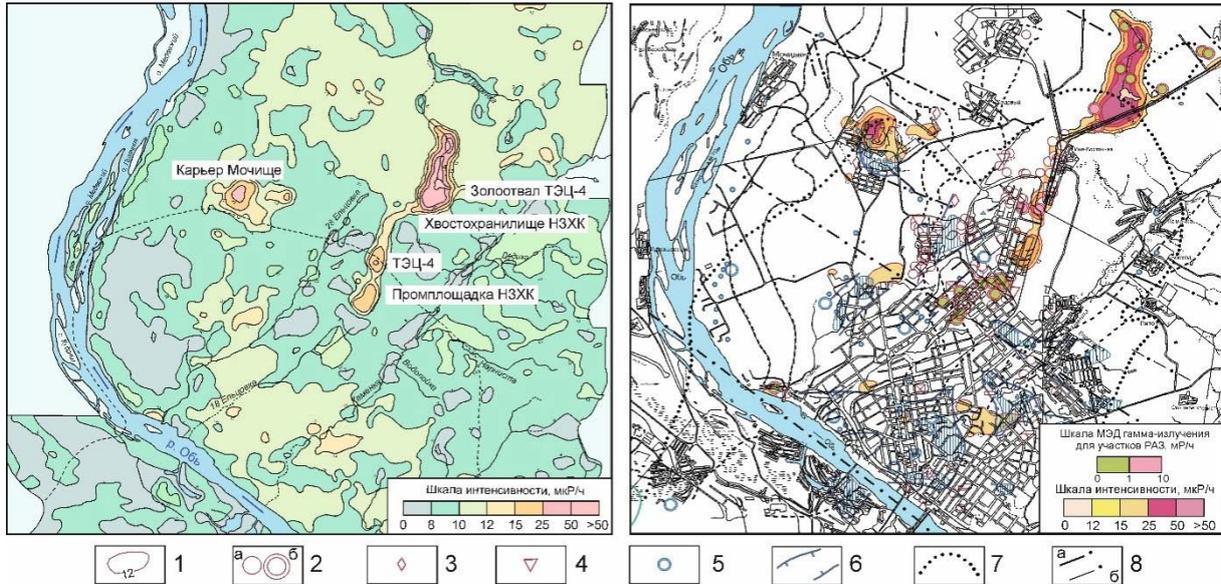


Рис. 1. Картограммы аэрогамма поля (слева) и радиационной обстановки (справа) территории г. Новосибирска (А. А. Анцырев, 1997)

1 – участки с повышенной мощностью экспозиционной дозы (МЭД) внешнего гамма-излучения по данным аэросъемки; 2 – участки радиоактивного загрязнения дезактивированные (а), недеактивированные (б); 3 – повышенные концентрации естественных радионуклидов в стройматериалах; 4 – отходы ядерного производства; 5 – месторождения радоновых вод; 6 – радоноопасные зоны; 7 – контур палеозойских гранитов с повышенным содержанием естественных радионуклидов; 8 – тектонические нарушения (разломы) крупные (а), прочие (б).

Таблица 1. Содержание урана, тория (мг/кг) и их соотношение в золе листьев тополя на территории правобережья г. Новосибирска

Химический элемент	2014 г.		2017 г.	
	Содержание (среднее/min–max)	Коэффициент вариации, %	Содержание (среднее/min–max)	Коэффициент вариации, %
Th	$0,51 \pm 0,06$ (0,23–0,94)	44	$1,11 \pm 0,07$ (0,22–1,88)	42
U	$0,59 \pm 0,15$ (0,05–2,69)	106	$0,58 \pm 0,26$ (0,05–10,2)	281
Th/U	0,9		1,9	

размером от 0,5 до 6 мкм (рис. 3А). Средний размер частиц U составил ~ 1,5 мкм с содержанием U от 30 до 83 %.

На поверхности листьев тополя (точка 5-4, 2014 г.) обнаружены частицы с торием (рис. 3Б) размером 3–17 мкм, по составу близкие к монациту. Монацит-(Ce) с Th определен в биотит-роговообманковых гранитах из близко расположенного карьера.

Методом автордиографии листьев проб с максимальным содержанием U по данным ИНАА установлено распределение предположительно радиоактивных микрочастиц на их поверхности (табл. 2). В ходе экспериментов существенной разницы между абаксиальной и адаксиальной сторонами не обнаружено. Погрешность измерений площади фона – 10 %. Средняя плотность распределения частиц в пределах площади листьев составила от 10 до 30 %, что выше, чем плотность распределения частиц на участках

фона. Характерный рисунок треков не совпадает с анатомическими частями листа и носит спонтанный характер, что подтверждает гипотезу авторов о преобладающем механизме поступления урана и тория с аэрозольными частицами.

Анализ данных биогеохимического мониторинга показал наличие области повышенных концентраций U в зоне вероятного сочетанного влияния хвостохранилища НЭХК и золоотвала ТЭЦ-4. По мере удаления к югу от объектов наблюдается монотонное снижение концентраций U в листьях, что даёт основание к использованию для численного анализа модели реконструкции в виде соотношения (3).

Численное восстановление концентраций U проведено для двух направлений (рис. 2Б). Первое направление включало точки (7-7), (6-6), (5-5), (4-4), (3-3), второе направление – точки (7-6), (6-5), (5-4),

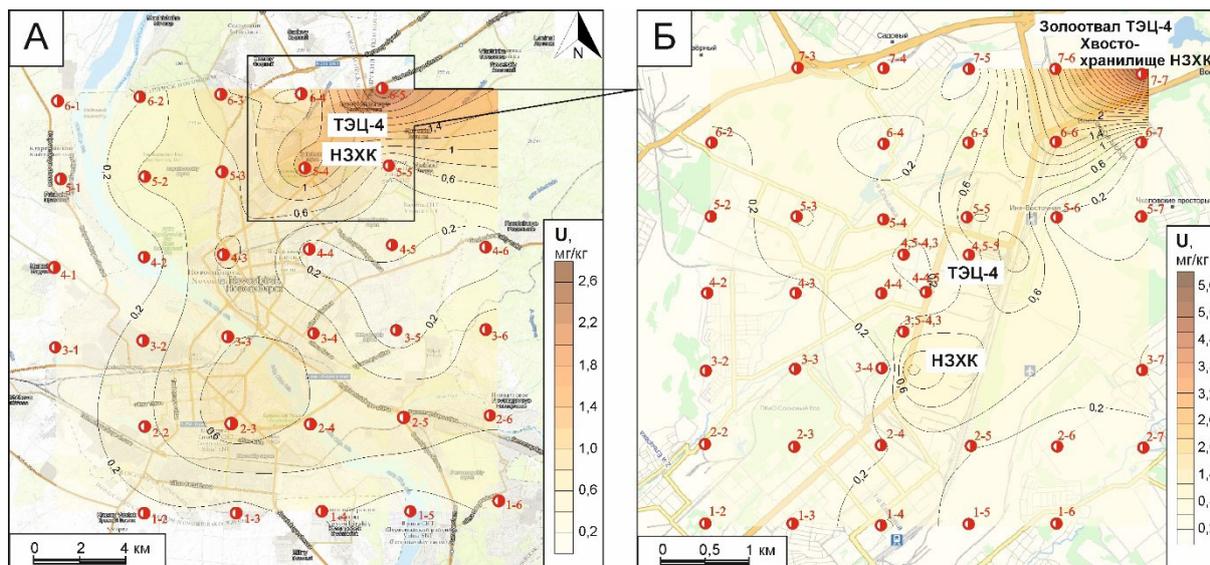


Рис. 2. Биогеохимические ореолы урана территории правобережья г. Новосибирска по данным опробования листьев тополя в 2014 (А) и 2017 г. (Б)

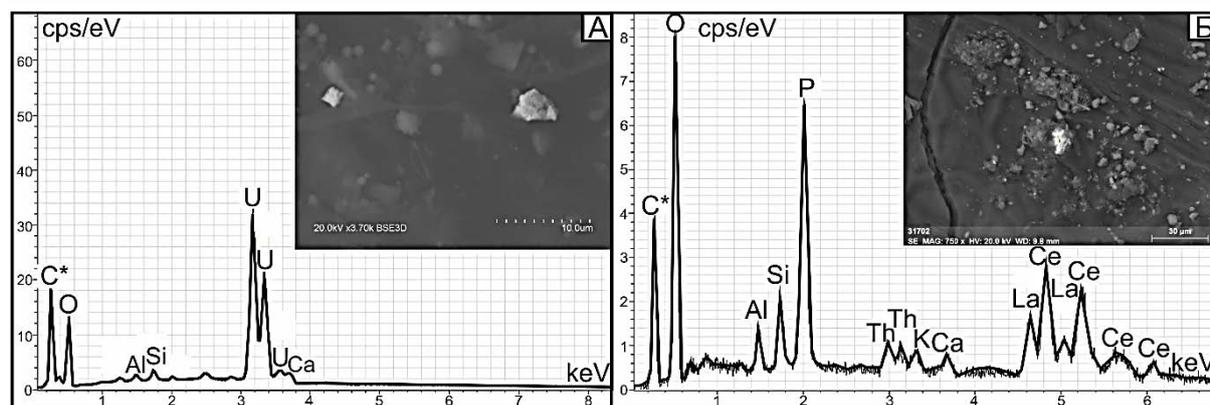


Рис. 3. Микрочастицы, содержащие уран (точка 7-7; 2017 г.)

(А), торий (точка 5-4; 2014 г.) (Б) на поверхности листьев тополя (Al, Si, Ca – матричные элементы).

Таблица 2. Плотность распределения микрочастиц с люминесцентным откликом на поверхности листьев тополя на территории правобережья г. Новосибирска (2017 г.)

Точка отбора пробы	Количество листьев (измерений)	Описание	
		Количество точек	DLU/mm ² в час
5-5	4	1	2000
		3-4	~ 1000-1200
		5-10	~ 200-500
		10-50	~ 10-20
7-6	3	1	7000
		2-3	~ 1000-2000
		5-7	~ 500-900
		10-15	~ 100-400
		10-20	> 50
7-7	3 (6)*	- -	аналогично точке 7-6
Фон	10 для каждой серии экспериментов	1-2	~ 400-500
		10-20	~ 40-50
		10-20	~ 10-15

* – измерения проводились с двух сторон листа.

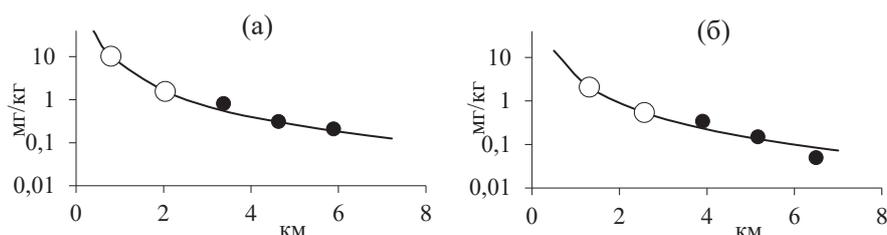


Рис. 4. Измеренные и численно восстановленные содержания урана в листьях тополя в направлении 1 (а) и направлении 2 (б). о, ● – опорные и контрольные точки измерений

(4-3), (3-2). Применительно к направлению 1 получены следующие оценки параметров модели (3): $\theta_1 = 6,528$, $R_1 = 0,8$ км.

Для проведения оценивания использованы результаты измерений в точках (7-7) и (6-6) (опорные точки). Для направления 2 оценивание проводилось также по двум опорным точкам: (7-6) и (6-5). В этом случае получены следующие оценки: $\theta_2 = 3,569$, $R_2 = 1,31$ км. Из сравнения оценок параметров и вытекает, что вынос U в направлении 2 в 1,8 раза ниже, чем в направлении 1. Точка пересечения линий направлений 1 и 2 соответствует примерному положению источника эмиссии U, вытекающему из оценок R_1 и R_2 .

Результаты численного восстановления распределений концентраций U в направлениях 1 и 2 представлены на рис. 4. Анализ графиков показывает удовлетворительное согласие измеренных и вычисленных концентраций U в контрольных точках наблюдений и вполне соответствует динамике распространения лёгкой примеси от низкого источника.

Литература

1. Артамонова С. Ю. Уран и торий в аэрозольных выпадениях г. Новосибирска и его окрестностей (Западная Сибирь) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов, 2020. – Т. 331. – № 7. – С. 212–223.
2. Геолого-экологические условия Новосибирского промышленного района: отчет о геолого-экологических исследованиях масштаба 1 : 200000, выполненных геоэкоцентром в 1991–97 гг. / Министерство природных ресурсов РФ. Территориальный комитет по геологии и использованию недр Новосибирской и Омской областей (Центросибгеолком). Государственное геологическое предприятие «Березовгеология». – Исполн.: Анцырев А. А. и др. – Н., 1997. – 254 с.
3. Злобина А. Н. Граниты с повышенным радиационным фоном и некоторые радиоэкологические

Заключение

Результаты проведённых исследований показали, что участки с источниками эмиссии радиоактивных элементов в северной части г. Новосибирска спустя четверть века не изменились. Анализ экспериментальных биогеохимических исследований и данных численного моделирования позволяет оценить радиоэкологическую ситуацию в городах, выявить факторы природного и техногенного характера, локализовать источники поступления опасных примесей. В конечном итоге, это создает возможности для разработки и корректировки планов размещения объектов капитального строительства и санитарно-гигиенических мероприятий. Предложенная модель реконструкции может применяться для оперативного контроля атмосферных поступлений урана от наземных источников с использованием небольшого числа опорных точек биогеохимического мониторинга.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ и Правительства Новосибирской области (проект № 19-47-540008).

проблемы в районах их распространения: автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2019. – 22 с.

4. Сафонов А. В., Богуславский А. Е. Болдырев К. А., Зайцев Л. В. Биогенные факторы формирования геохимических урановых аномалий в районе шламохранилища Новосибирского завода химконцентратов // Геохимия, 2019. – Т. 64. – № 6. – С. 644–650.
5. Юсупов Д. В., Рихванов Л. П., Судыко А. Ф., Барановская Н. В., Дорохова Л. А. Радиоактивные элементы (торий, уран) в листьях тополя на урбанизированных территориях и их индикаторная роль // Разведка и охрана недр, 2019. – № 2. – С. 61–68.

THE HISTORY OF THE CREATION AND FUNCTIONING OF THE LABORATORY "NATURAL-TECHNOGENIC ELECTROMAGNETIC SYSTEMS" AT THE TOMSK POLYTECHNIC UNIVERSITY

V. N. Salnikov

*Tomsk Division Russian Geographical Society
Tomsk, Russia, salnikov-40@mail.ru*

Relevance of the work is caused by the need to increase knowledge about natural and man-made processes and electromagnetic processes on the Earth for their identification and forecast of natural and man-made disasters. The main aim of study is to inform the scientific community about unique experiments in the field of electromagnetic emission at phase transitions of the first and second orders in rock minerals. The experiments were carried out in the laboratories of Dielectrics and Semiconductors Electronics (DSE) and Natural and Man-made Electromagnetic Systems (NMES). Between 1968 and 1973 the employees of the DSE laboratory of Petrophysics Department of the Department of Solid State Physics of Electrophysical Faculty designed and assembled the units for measuring the temperature dependence of electrical conductivity (20–1000 °C), electromagnetic and acoustic emission (20–1000 °C), thermoluminescence (20–600 °C). After the elimination of the Department of Solid State Physics in 1980, the units were moved to the first building of the Geological Faculty and were put into operation at the Department of Mineralogy and Petrography. In order to decode the physical and chemical processes the following methods were applied: optical methods, the differential thermal analysis (DTA), spectral method, chemical method, positron annihilation and others.

Introduction

The Goltsovsky phenomenon was the beginning of studies of non-periodic fast-flowing phenomena in the environment at Tomsk Polytechnic University (TPU) in the laboratory "Natural-technogenic electromagnetic systems (NTES) [6]. Further studies of natural phenomena were carried out in the PTES laboratory from 1986 to 2018. May 19, 2016 marked the 35th anniversary of the creation of the research laboratory "Natural and man-made electromagnetic systems". The laboratory was organized on the basis of the Department of Mineralogy and Petrography of the Geological Exploration Faculty (GRF) of the Tomsk Polytechnic Institute (TPI), as well as Research Institutes: "Nuclear Physics" (NII YAF), "High Voltages" (NII VN) by order of the rector No. 140/od of 19.05.86 [3]. The order defines the purpose of creating a laboratory.

"The purpose of creating the PTES laboratory was to study and model the natural mechanisms of electrification phenomena and radio-wave electromagnetic and acoustic emission of rocks and minerals under various types of excitation (thermal, mechanical, radiation) in laboratory and natural conditions, and the main scientific direction is to identify the effects and relationships of radio-wave magnetospheric processes, atmospheric phenomena, fireballs, electromagnetic radiation of minerals and rocks on the environment and humans (non-periodic and unusual natural phenomena such as fast-flowing tectonic processes)".

The senior researcher of the Department of Mineralogy and Petrography, candidate of GEOL, was approved as the scientific Director of the PTES laboratory - min. Sciences Vladimir Salnikov. Vladimir Lunev, an employee of the YAF research Institute, was appointed head of the laboratory. Dr. GEOL was appointed as the scientific consultant for NIL PTES - doctor of science, Professor of

the Department of Mineralogy and Petrography of the Geological prospecting faculty of TPI Alexander Grigoryevich Bakirov.

The basis for the creation of the PTES laboratory was the experience gained during the decade of work of employees in the laboratory of "Electronics of dielectrics and semiconductors" under the guidance of professors A. A. Vorobyov and E. K. Zavadovskaya. The Department of Solid State Physics was closed in 1980, so some of the employees of the OEDIPUS laboratory, specialists in the field of rock mineral physics, moved to the Geological Exploration Department. Installations for measuring the electrophysical properties of minerals and rocks were dismantled and moved to the first building of the TPI and re-installed in the basement.

Experimental research and numerous expeditions led by Professor A. A. Vorobyov from 1968 to 1978, in order to search for an Underground thunderstorm, served as the basis for continuing these studies in the laboratory "Natural-technogenic electromagnetic systems" (Photo 1).

The laboratory staff, one of the first in the USSR and abroad, conducted research on the genetic and radiation memory of crystals, minerals and structural heterogeneous materials in the field of environmental, radiation, genetic Mineralogy and synergetics of electromagnetic systems in Geology. The features of the structure of natural and artificial materials in the field of physical and chemical processes under mechanical, thermal, and radiation effects are studied using modern methods of radiation physics and solid state physics [2, 7].

A set of original installations for the study of thermally stimulated radio - frequency electromagnetic emission, acoustic emission, thermo- and x-ray luminescence, and electrical conductivity over a wide temperature range has been created. Experimental results were



Photo 1. Employees and guests of the “Natural and Man-made Electromagnetic Systems” laboratory. June, 2001. In the foreground, in the center: professor Bakirov A. G., right – professor Salnikov V. N., left – employee of the laboratory Nikolaev G. V.

obtained, which were published in more than 300 scientific papers and protected by copyright [1]. Immediately after the creation of the PTES laboratory, Yu. p. Pokholkov (then Vice-rector for research) was allocated 30 thousand rubles (more than 4 million rubles at the exchange rate for 2019) for the purchase of equipment and devices.

In this area, four doctoral dissertations were defended: M. V. Korovkin (Tomsk, 1998), V. N. Salnikov (Moscow, 1999), M. A. Shustov (Barnaul, 2007); S. D. Zaverkin (Tomsk, 2012) and four candidate dissertations: M. V. Korovkin (Rostov-on-don, 1987); S. D. Zaverkin (Sverdlovsk, 1988); O. A. Ivanova (Kazan, 2000); L. G. Ananieva (Tomsk, 2007).

Three RFBR grants were received: 1992, 1994, 1996, and four contractual works were performed: 1981–1986; 1986–1989; 1989–1991; 1991–1995. when performing contractual works and grants, a set of electrophysical methods was used to solve the problems of diagnosing genetically informative defects in minerals and determining the typomorphism of the structural-sensitive characteristics of quartzites of the Antonovsky Deposit in the Kemerovo region, as well as the dismemberment of the Paleozoic strata of oil and gas fields in the Tomsk region.

Experimental studies of synthetic crystals, natural minerals, and rocks have allowed the detection of defects in dynamics (the effect of radiation memory). For the first time, it was found that the thermal explosion of vacuoles (inclusions) with a gas-liquid phase in minerals contained in the rock is accompanied not only by known phenomena, an increase in pressure in the vacuum cell, sound and elastic pulses, but also by electromagnetic radiation, which allows determining the temperature of mineral formation [12]. For the first time, the method of measuring the intensity of electromagnetic pulses was

used to search for ore veins and assess the ore content. Measurements of the intensity of electromagnetic radiation of minerals and rocks during their heating made it possible to more accurately and reliably determine the temperature of mineral formation and ore deposition. Since the creation of the PTES laboratory, the laboratory staff has been conducting research on the conditions of self-organization of electromagnetic systems (EMS) in geoactive zones in the framework of the direction – “Electromagnetic systems of the lithosphere and technogenesis; geoactive zones and geopathogenicity”. A theoretical position has been developed on the timing of flows of matter and fields to energy-active zones in geological objects of the lithosphere, which is confirmed by the results of geological, geophysical and geochemical work in numerous expeditions from the Baltic to the Pacific ocean. Physical models of elastic stress relief by seismic processes and re-emission of electromagnetic energy into the upper half-space of the lithosphere and atmosphere are proposed. For the first time, it was established that the natural influence on anthropogenic activity causes the appearance of time-stable electromagnetic systems in places where geotectonic energy reaches the Earth's surface and their formation from matter scattered in the atmosphere as a result of pollution from waste emissions. The constructed models of pulsed electromagnetic radiation generation by natural and artificial crystals, based on the experimental work carried out in the laboratory from 1975 to 2016, allow us to predict the effects of electromagnetic systems on man-made communications and humans.

The set of proposed methods makes it possible to make a forecast of natural and environmental disasters with a confidence of 80...90%. Current research in the laboratory allows us to more accurately determine the relaxation time of the bulk charge in minerals and rocks accumulated as a result of radiation exposure. Based on the relaxation time of the volume charge (the disappearance of the electret state), it is possible to make a long-term forecast of environmental problems in geo-active zones for a period of 2 to 10 years. A new geological process has been discovered – the formation of sexual quasicrystals (electromagnetic systems) in geoactive zones and their interaction with various earth shells: the lithosphere, atmosphere, hydrosphere, and biosphere. Research works in this area were carried out under two grants: 1995–1997 and 1996–1998 and x/d No. 2-47/96 commissioned by the Tomsk geological Committee with funding through the state unitary enterprise territorial center “Tomskgeomonitoring”. The scheme of ecologically unfavorable zones of the South-Western section of Tomsk is constructed. E. T. Protasevich, an employee of the PTES laboratory, conducted research on physical and chemical processes that accompany air ionization by natural radiation in energy-active zones. He experimentally established the effect of slowing down the plasma recombination rate in a high-frequency discharge. Clots of cold nonequilibrium plasma in a high-frequency dis-

charge were obtained. Physical models of various types of long-lived plasma formations in moist air are proposed. More than 150 works and 18 monographs have been published in this field, both in Russia and abroad. NIL PTES as a part of TPU took an active part in the preparation, organization and conduct of all-Union and all-Russian scientific and technical schools-seminars on non-periodic fast-flowing phenomena in the environment (1988, 1990, 1992, 1994). Fundamental and applied research works carried out by the laboratory on state budget and economic contract subjects, as well as within the framework of grants, received worthy reviews from customers and reviewers.

Research conducted in the regions of Siberia, the Far East, the Baltic States, Central Asia, and Karelia was positively evaluated by regional authorities, academic research institutions, and specialized research and production organizations (Photo 2). The obtained scientific results were reported at dozens of International and regional conferences. The priority of Tomsk Polytechnic University in setting the most important and urgent problems and solving them is undeniable.

The theoretical and applied results of the study of natural and man-made electromagnetic systems in the 60s and 90s of the previous century and from 2000 to 2018 can be considered reliably confirmed. Employees of the PTES laboratory made a great scientific contribution to the study of the laws of the influence of the environment on humans and Biosystems [13]. The theory of registration of physical and chemical processes in rocks by acoustic and electromagnetic emission methods under the influence of various types of excitation: thermal field, radiation, and mechanical action has been developed. Models of changes in the electrical conductivity of crystals, minerals, and heterogeneous materials during their heating and preliminary radiation excitation

are proposed [14]. Experiments conducted in laboratory conditions and on geological objects showed a good correlation with theoretical calculations. Theoretical work and experiments in the laboratory to find out the mechanisms of stable state of long-lived plasma formations (electromagnetic systems) made it possible to make a long-term forecast of seismic phenomena and other geodynamic processes in the Sayano-Altai folded region. A mechanism for long-term prediction of activation of tectonic processes based on electromagnetic emission of the lithosphere and generation of electromagnetic systems is proposed. Part of the scientific research on the presented problems was published abroad [8, 9]. In the period from 1986 to 2018, the laboratory staff prepared 6 doctoral theses, 4 of them were protected. Four employees of the laboratory became professors of Tomsk Polytechnic University. The PTES laboratory cooperates fruitfully with many universities, academic institutes and laboratories.

Consultations and exchange of experience are conducted by the OEDIPUS laboratory staff in the framework of the direction "Mechanoelectric transformations and electromagnetic diagnostics of materials and geodynamic events". Joint research papers published with members of the TSU, trace, Institute of Geology, Komi science center URD RAS [4, 10].

Creative scientific work was carried out jointly with the Department of Higher mathematics of TPU [2, 14]. Based on the materials of studies of electrical conductivity and pulsed electromagnetic radiation at phase transitions in minerals and rocks, an application for discovery was submitted to the Committee for inventions and discoveries of the USSR on 13.02.1973, 3-N/52, No. 32-01-8417. Authors: A. A. Vorobyov, E. K. Zavadovskaya, V. N. Salnikov "radio Emission of rocks and minerals during physical and chemical processes in them". A positive



Photo 2. Kyzyl-Kum desert. Left: TPU employees Tokarenko G. G. and Skavinsky V. P. with long-lived plasma formations specialists from Moscow. Photo by Salnikov V. N. (1991)

decision has not yet been received (Funds of the PTES laboratory). The author's certificate for determining the temperature of mineral formation and polymorphic transformations was registered [1]. During the operation of the PTES laboratory, employees wrote and submitted 33 scientific reports to VINITI and vntits.

The results of scientific research of the PTES laboratory employees were used in the pedagogical process for lectures, laboratory and practical work, and implementation of geological training practices at the site in Khakassia and the Tomsk region. They published textbooks and manuals [5, 11].

Students who perform research work in the PTES laboratory were repeatedly awarded diplomas, certificates (Vakar Y. V., Malova K. A., Gorokhova M. S., Shel'egin A. S., Kireeva A. E., Chernykh E. S. and others). A. S. Vedernikova was awarded the medal for services to TPU. She participated in competitions and received grants for the Governor's scholarship and a Nominal scholarship of JSC AK Tomskneft.

The laboratory staff faced urgent tasks:

6. Studies of thermobarogeochemistry of ore deposits by electrophysical methods.

7. Obtaining genetic information about the conditions of mineral formation of gold deposits.

8. Electrometamorphism and metasomatism – as an electrochemical process of ore formation.

9. Determine the optimal retrieval settings petrozhitsky alloys (glass and ceramics).

10. Geological and geophysical forecast of natural and anthropogenic geodynamic processes (earthquakes, landslides, man-made disasters).

References

1. Avtorskoye svidetelstvo № 949445 SSSR. Sposob opredeleniya temperatur mineraloobrazovaniya i polimorfnykh prevrashcheniy / S. D. Zavertkin, V. N. Salnikov, A. F. Korobeynikov, Y. M. Stragis. Otkrytiya. Izobreteniya, 1982. – № 29.
2. Aref'yev K. P., Zavortkin S. D., Sal'nikov V. N. Termostimulirovannyye elektromagnitnyye yavleniya v kristallakh i geterogennykh materialakh / Ed. M. V. Kabanova. – Tomsk: STT, 2001. – 400 p.
3. Bakirov A. G., Sal'nikov V. N., Lunev V. I. Laboratoriya «Prirodno-tekhnogennyye elektromagnitnyye sistemy» (dostizheniya i perspektivy) // Gorno-geol. obrazovaniye v Sibiri. 100 let na sluzhbe nauki i proizvodstva (Geologicheskoye i gornoye obrazovaniye. Geologiya nefi i gaza): Mater. Mezhdunar. nauchno-tekhn. konf. – Tomsk: TPU, 2001. – P. 8–10.
4. Manankov A. V., Sal'nikov V. N. Elektroprovodnost' i elektromagnitnaya emissiya piroksenovykh stekol i sitallov pri vysokikh temperaturakh // Fizika i khimiya stekla, 1996. – V. 22. – № 4. – P. 528–535.
5. Polevaya uchebnaya praktika po geologii i pochvovedeniyu v okrestnostyakh g. Tomsk. Uchebnoye posobiye / V. N. Sal'nikov, V. K. Popov, M. N. Miretskaya, V. P. Seredina, V. Z. Spirina; Tomskiy politekhnicheskii universitet. – 2-ye izd. – Tomsk: Izd-vo Tomskogo politekhnicheskogo universiteta, 2014. – 279 p.
6. Salnikov V. N., Fefelov V. N. Goltsovskiy fenomen (November 1984) / Report. – Tomsk, 2018. – 53 p. (Electronic resource): <https://www.ufo-com.net/publications/art-10734-golcovskii-fenomen.html>.
7. Salnikov V. N. Fizika tverdogo tela v TPU na sluzhbe geologii // Mezhd. nauchno-prakt. forum: Mineralno-syryevaya baza Sibiri. – Tomsk: TPU, 2008. – P. 402–409.
8. Salnikov V. N., Lukyanova E. V. Radioactive elements in quartzites from Antonovsky mine and problems of ecological mineralogy // Abstract of symposium of the Geological Association of Canada and the Mineralogical Association of Canada, 26–28 May, 1999. – Quebec, 1999. – P. 15–16.
9. Salnikov V. N., Popov V. K., Terre D. A. Electromagnetic emission in mineral and rock dehydration

11. Dissection of carbonate rocks of oil and gas fields of the Tomsk region by electrophysical methods.

12. Search and exploration of anthropogenic deposits and justification of geological excursions in Western Siberia and adjacent territories.

When submitting the Certificate of acceptance of research work completed in 2003, the IGND Commission at the TPU proposed to continue research in the PTES laboratory within the framework of programs and grants of different levels.

According to this decision, approved in the act of February 28, 2003 by the Vice-rector of TPU, the PTES laboratory was deprived of funding for the unified order for science and the topic "Studying the processes of generating a pulsed electromagnetic field (IEMP) for the disintegration of solids" was closed, and employees were dismissed or moved to other departments.

Until June 29, 2018, the PTES laboratory will conduct research on the initiative topic "Research of electrical and electromagnetic phenomena in physical and chemical processes in minerals and rocks of various Genesis". The topic is included in the problem "Electrical and electromagnetic phenomena in the self-organization of geological processes".

To continue research, it is necessary to allocate 40 million rubles at the first stage of the PTES laboratory on the problem: "Study of the laws of electromagnetic emission (EMI) of the lithosphere in geoactive zones and modeling of physical and chemical processes in minerals and rocks".

(Article number 012052) // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2016. – Vol. 33. – P. 1–7.

10. Sal'nikov V. N., Silayev V.I. Elektroprovodnost' i elektromagnitnaya emissiya karbonatnykh porod stratiformnykh mestorozhdeniy Severnogo Vaygacha // Izvestiya TPU, 2010. – V. 317. – № 1. – P. 57–65.
11. Sal'nikov V. N. Kurs lektsiy po obshchey geologii. – Tomsk: Izd-vo TPU, 2013. – Chast' 1. – 495 p.; Tomsk: Izd-vo TPU, 2013. – Chast' 2. – 323 p.
12. Vorobyov A. A., E. K. Zavodovskaya & V. N. Salnikov. (1975). Izmenenie elektroprovodnosti i radioizlucheniya gornyykh porod i mineralov pri fiziko-khimicheskikh protsessah v nikh [A change in electrical conductivity and radio emission of rocks and minerals during physical and chemical processes in them]. Doklady AN SSSR [Reports of the USSR Academy of Sciences]. – Vol. 220. – № 1. – 82–85. Available at: URL: <http://www.mathnet.ru/links/a6e1ce73ad0e9e8bb6c68c00f438e3b3/dan38775.pdf> (date of access: 09.08.2020).
13. Vakar' YU. V., Sal'nikov V. N. Obrazovaniye na poverkhnosti zemli geoaktivnykh zon vsledstviye litosferno-atmosferno-kosmicheskikh protsessov. // Uspekhi sovremennogo yestestvoznaniya, 2011. – № 7. – P. 38–43. URL: <http://rae.ru/forum2011/5/740>.
14. Zavertkin S. D., Sal'nikov V. N., Aref'yev K. P. Elektromagnitnaya emissiya pri fazovykh perekhodakh v mineralakh i dielektricheskikh materialakh. Tomsk: Izd-vo TPU, 2010. – 403 p.

GOLTSOV PHENOMENON AS A NATURAL-TECHNOGENIC ELECTROMAGNETIC DISCHARGE OF THE LITHOSPHERE

V. N. Salnikov, A. Yu. Ol'khovатов, E. S. Chernykh, V. N. Fefelov, A. V. Mishchenko

Tomsk Division Russian Geographical Society

salnikov-40@mail.ru, Moscow, olhov@mail.ru

Tomsk Polytechnic University

alenachernykh999@gmail.com

LLC "Biolon"

Tomsk, fefelov@nextmail.ru

Zmeinogorsk, Altai Territory, mishchenko.dracon@mail.ru

The article presents data on an unusual natural phenomenon that occurred on November 30, 1984 in the village of Goltsovka, Zmeinogorsky District, Altai Territory. It manifested itself in the passage above the village of a luminous ball, which was accompanied by an impact on the surface of the earth and led to some damage to structures and buildings. A detailed description of this unusual phenomenon in the published scientific literature, as far as we know, is practically absent. The article describes this phenomenon, based on data collected soon after the event, with the addition of up-to-date clarifying information. A comparison is made with several known cases of ball lightning and a whirlwind. The conclusion is made about an unusually large energy release in the Goltsovka event.

Introduction

In the issue of the Progress newspaper, published in the city of Zmeinogorsk (51.1° N and 82.2° E) in the Altai Territory, on January 1, 1985, a note by geologists of the Rudno-Altai expedition A. Gladko and B was published Seretkina called "Unusual phenomenon." In it, in particular, it was reported: "On November 30, 1984, an unusual phenomenon was observed in the village of Goltsovka (now called the village of Galtsovka). At about 19.30, on the so-called Ryazanov Ridge, a luminous fiery object of spherical shape with a diameter of about 1.5 meters in. The central part of this ball shone with a bluish-violet light, the edges were yellowish-red and sparkled. The path of the ball differed in fluctuations. The ball moved, as if diving, wandering somewhat, and, according to eyewitnesses, changed its configuration tsiyu (More details in the story of an eyewitness V. Seretkin) [13]. Journalist of the newspaper "Red Banner Fefelov V. N. On April 20, 1985, the village of Goltsovka

went on a business trip to the Altai Territory, interviewed eyewitnesses and took a number of photographs. Unfortunately, the scientific publications devoted to a detailed description of the Goltsov phenomenon are unknown to the authors. Materials on the Goltsov phenomenon were used by V. Lunev. for writing an article [5] and a doctoral dissertation, which was submitted for the degree of Doctor of Technical Sciences: Lunev V. I. Control of non-periodic fast-flowing phenomena in the environment. – Tomsk, 1998. – 298 p. [6]. Thesis by Lunev V. I. was not approved by the Higher Attestation Commission (VAK) and was sent for review to the Institute of Nuclear Physics SB RAS, Novosibirsk, where it did not receive approval. Academician Kruglyakov EP, the head of the Commission on the fight against pseudoscience, in his monograph "Scientists" from the High Road "presented the thesis of V.I. Luneva, as a standard of pseudoscience [4]. In our article, we describe this phenomenon, which is based on materials from the funds of the Natural-Tech-

nogenic Electromagnetic Laboratory laboratory at Tomsk Polytechnic University. The authors of this work made appropriate clarifications of the names of eyewitnesses, saved speech turnovers and punctuation of quoted materials. Additional information was obtained on the Goltsov phenomenon at the end of 2018 by one of the authors of this article A. V. Mishchenko (Fig. 1).

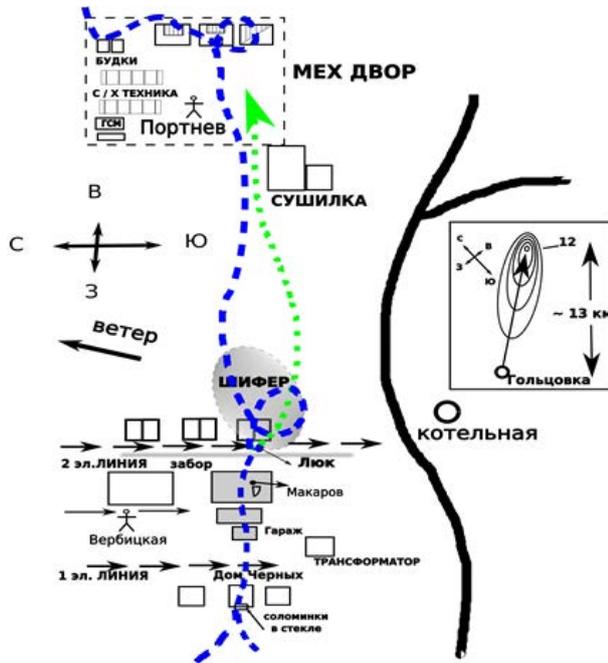


Figure 1. Scheme of the alleged movement of the holy object in the area of the village of Goltsovka according to Fefelov V. I. and Nikolaev N. L. with clarifications Mishchenko A. V. Note: the dash-dotted line is the trajectory of the luminous object, the dotted line is the proposed tornado or tornado track, the road from Zmeinogorsk is indicated by a solid line to the right. The square on the right indicates the gravitational anomaly

Description of the phenomenon according to Fefelov V. I.

The description of the phenomenon is based on the materials of the report of the journalist V. Fefelov. dated May 3, 1985. "I arrived in Zmeinogorsk in the Altai Territory by bus from Barnaul on April 21, 1985. In this small town, I was kindly greeted by the senior geophysicists of the Ore-Altai expedition, spouses Yuri Vasilyevich and Lia Petrovna Sindyaeva. They helped organize a trip to the village of Goltsovka, located a dozen kilometers from Zmeinogorsk. L. P. Sindyaeva and the expedition geologist Alexander Borisovich Gladko went with me to Goltsovka. Contributed to the success of the trip and the chief geologist of the expedition Veniamin Mikhailovich Chekalin. I interviewed the witnesses of the incident again, photographed on film (65 units, the Zenit-E camera) the traces of destruction that were preserved, collected some samples of the destroyed materials, slate

nails, photographs, material evidence and the original records of V. I. Seretkina. Basically, they confirmed the facts that I became aware of before going to Altai.

There was only a tractor trailer destroyed by "ball lightning" in place. Apparently, the trailer was confused with a booth mounted on a car (in the back) when transporting people. Instrumental measurements yielded no non-trivial results. Radioactivity in the places of the greatest destruction at the background level, the ether is clean (according to the instrument of the design of Yu. Ivanov). It makes sense to present here the eyewitness accounts in the form in which I heard them. It is interesting to compare them with fresh stories given in V.I. Seretkina [13]. "We give an example from the description of the phenomenon according to V. Fefelov: "Makarov Vladimir Nikolaevich, tractor driver, 30 years old. I sat on the couch and watched TV (it was about 19.30). Suddenly there was a big rumble, like from an airplane. A luminous body with a soccer ball flashed on the street. The first impression is that it hit the fence of the neighboring semi-detached house, where the picket fence was broken. There was a strong crack, the house shuddered, the lights went out, the TV turned off. After recalling, it seemed that at the same time as the ball that hit the fence, another crossed the roof of the semi-detached house. Everything happened unexpectedly. There was no interference on the TV during this incident. The noise was increasing, and the blow seemed to hit the roof. I filmed a film of destruction. I shot it on December 1, 1984 with a FED-3 camera, a film of 65 units. The color of the ball is red, from it, as if, sparks flew white, like the glass of the signal lights of a car.

According to V. N. Fefelova, "if the reconstructed flight path of the fireball is correct, then it was directed to the center, located 13 km from Goltsovka, of a strong gravitational anomaly. This maskon was discovered at my request by Yu.V. Sindyaev on the map of gravitational anomalies. At the epicenter of the anomaly stood the number 12 (I don't know what this means). According to Yu. V. Sindyaeva, there are no similar anomalies-masons around, only small lows. One of the residents of Goltsovka observed in the same direction at 2 a.m. (from November 30 to December 1) a distant flash, like electric welding (on the horizon). Makarov VN, after the event the next day, the pictures were taken, and I (Fefelov VN) April 22, 1985 "(Photo 1). In the report [13] Fefelov V. N. writes: "In conclusion, a few thoughts about what happened. In the places of all the destruction, no traces of thermal effects were noticed. The noise from the "ball" was heard only in houses exposed to the phenomenon in the corridor around the path of passage of the fireball. In the neighboring houses did not hear anything. This ball seemed to be interested in objects that were empty inside, for example, the canopy of the Chernykh's house, where he tore the door, the roof of the barn and the two-story house, the sewer well, the empty lumber warehouse on the mechanical yard, and finally the booths for transporting people. It is noteworthy that

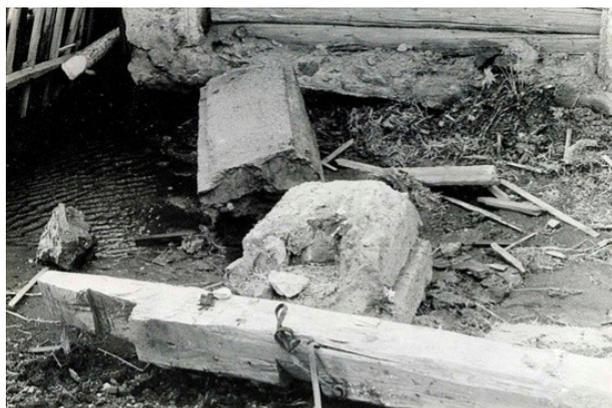


Photo 1. The left concrete column is broken in half and thrown to the left. On the right, its lower part is visible (Photo by Fefelov V. N.)

Verbitskaya noticed a ball above the transformer after the lights went out due to a shorted wire. Apparently, the ball changed its trajectory and moved at an angle to the wind. It is noteworthy that the slate was removed along with the nails, and the slate was not broken by the heads of the nails. One whole sheet of slate was found on a sofa in an apartment on the second floor of an eight-apartment building.

So before it took off, the window binding was already destroyed. I emphasize once again that there were no predecessors of the phenomenon. None of the animals or humans experienced unusual sensations either before or after the passage of the plasma object. There was no interference on the TVs. In November 2018, one of the authors of the article – A. Mishchenko once again visited the village of Goltsovka and received some additional data, which are given below». Let us characterize the weather conditions in the area of the village of Goltsovka. Note that the time zone of Goltsovka is 7 hours ahead of Universal Time (UTC). The coordinates of Goltsovka are 51.07 degrees north latitude, 82.33 degrees east longitude. Figure 2 shows the regional temperature field (in Kelvin for the level of 1000 Mbar) calculated by the Physical Sciences Division, Earth System Research Laboratory, NOAA, Boulder, Colorado, obtained from their website <http://www.esrl.noaa.gov/psd/> at 12:00 UTC on November 30, 1984. This time corresponds to 19 hours of the "Goltsovsky" time, i. e. close to the time of the event. The figure shows the presence of a large temperature gradient in the area of interest to us. These smoothed data, according to the weather station located in the city of Zmeinogorsk, i. e. about 14 km north-west of Goltsovka, even more accurately assess the meteorological conditions at the scene. So, at 10 o'clock in the morning of local time on November 30, the temperature reached almost + 50C (pressure reduced to sea level of 1001.5 Mbar). At 13:00 local time on November 30, the temperature was +2.00 °C (pressure reduced to sea level of 999.6 Mbar). At 16:00 local time on November 30, the temperature was +1.4 °C (pressure

reduced to sea level of 997.1 Mbar). At 19:00 local time on November 30, the temperature was + 1.80 °C (pressure reduced to sea level of 997.0 Mbar). At 10 p.m. local time on November 30, i. e. after the event, the temperature dropped to –9.8 °C (pressure reduced to sea level of 1009.3 Mbar).

In the following hours, the temperature continued to decrease, and the pressure increased, reaching the values of –29 °C and 1055.6 Mbar (reduced to sea level) by the evening of December 1. Before the described event on November 30, the weather station in Zmeinogorsk noted a strong south wind, with gusts of up to 25 m/s. After the event (at 22:00 local time), the wind changed to the west. Gusts of wind continued on December 1, but slightly weakened, subsiding only in the evening. As for precipitation, in the afternoon of November 30, the weather station in Zmeinogorsk noted rain and snow, and on December 1, snow began to dominate. Weather data show that events developed and were accompanied by a sharp change in weather. If we consider that the Goltsov phenomenon is a manifestation of ball lightning, then unusually strong destruction (in particular, the destruction of concrete blocks) attracts attention. As for the alleged movement of the object not in the wind, such cases of ball lightning are known. So, on December 18, 1895 in England during a thunderstorm, ball lightning flew against the wind, destroyed several structures, one person was killed by this lightning [7]. We give one more example of the case of an unusually powerful ball lightning [15]. In this case, ball lightning, among other things, dug a ditch 100 m long, 1.2 m deep and 1 m wide, made other changes in the terrain, discovered more than a century later. Thus, the energy release in the Goltsov phenomenon corresponds to the case of high-energy ball lightning. It should be

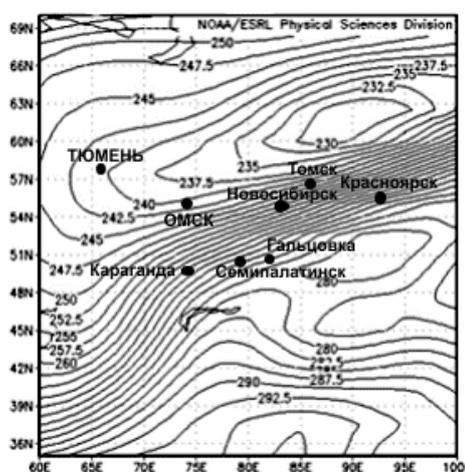


Figure 2. Temperature field in degrees Kelvin for the level of 1000 Mbar for 12 hours. World Time November 30, 1984 Filed by Physical Sciences Division, Earth System Research Laboratory, NOAA, Boulder, Colorado. The vertical latitude is the geographical latitude in degrees, the horizontal is the geographical latitude in degrees

noted that the appearance of sufficiently "cleanly" broken concrete blocks resembles the action of a powerful tornado (tornado). In some cases, tornadoes (or related phenomena) emit light. An example of a tornado. This event occurred near the English village of Newbottle on November 30, 1872, described in publication [2]. "Four eyewitnesses who saw this event from different places heard a whistling, roaring sound, like a passing train and attracting their attention. Then they saw a huge spinning fireball moving at a height of 6 to 10 feet from the ground. Smoke whistled, spinning, and rose high into the air. The phenomenon was accompanied by a strong gust of wind that carried a cloud of branches and destroyed everything in its path. The chaos of destruction was very significant – large trees were uprooted, others were broken about ten feet from the ground, others were stripped of all branches ...". So, in March 1890, when a tornado hit the American town of Louisville (Kentucky). Fiery orange-sized balls rolled around the streets of the town and along telephone wires, often exploding with a deafening roar [1]. The weak side of the tornado version in the Goltsov phenomenon includes the need to explain the destruction of the aforementioned concrete blocks. ostigayuschie significant destructive force, are large enough and are accompanied by a loud noise. Such a tornado would be hard not to notice. In addition, the destruction would have been marked by a fairly large area and would correspond to the size of a tornado. In Goltsovskom this phenomenon was not observed. The processes of generation and output of electromagnetic energy accumulated in the lithosphere, caused by natural processes, existed before the start of scientific and technological progress [9]. Since then, the amount of electromagnetic energy entering the environment from man-made activities has increased, so the frequency of observations of electromagnetic systems has also increased. In connection with the above research results, the Goltsov phenomenon can be attributed to atmospheric lithospheric electromagnetic systems [16]. We have identified the dependence of the electromagnetic emission of the lithosphere on the intensity of nuclear underground explosions at the Semipalatinsk test site: "Chronology of the nuclear tests of the USSR (1964–1990)." Electronic resource: [https://ru.wikipedia.org/wiki/Хронология_ядерных_испытаний_СССР_\(1964–1990\)](https://ru.wikipedia.org/wiki/Хронология_ядерных_испытаний_СССР_(1964–1990)). For example, from 02.19.1984 to 12.28.1984, 17 nuclear explosions from 49 to 635 ct were carried out. Closer in time to the occurrence of the Goltsov phenomenon (11/30/1984), explosions were conducted on 10/27/1984, wells No. 1223, 150 kt, a depth of 950 m and 11/23/1994 in Stole 803 bis – 1.4 kt. The coordinates of the Semipalatinsk test site 50.07 N and 78.43 east The coordinates of one of the craters formed by the underground explosion of 50.01 N and 78.59 east In the Kemerovo region, in well No. K-4 (depth 650 me-

ters), the explosion was carried out on September 18, 1984 – with a capacity of 10 kt. The Semipalatinsk test site was closed on August 29, 1991. (Semipalatinsk test site – the nuclear tragedy of Kazakhstan). Electronic resource: https://studwood.ru/922530/bzhd/semipalatinskiy_poligon_yadernaya_tragediya_kazahstana). The dependence of the number of occurrence of anomalous pits in the 800–1000 kilometer zone around the Semipalatinsk test site and the test site on Novaya Zemlya was revealed. Electromagnetic unloading in the form of electromagnetic systems in the southern part of the Semipalatinsk test site occurs due to seismic activity, and in the northern part, covered with Quaternary deposits, due to the formation of anomalous wells [10, 11]. Scientists of Kazakhstan discovered a thermal area of 20 km² in satellite images, the temperature of which is 10–15 ° higher than in the surrounding areas. It is believed that these are consequences of tectonic stresses as a result of nuclear explosions (Mutants of the Semipalatinsk test site). [Electronic resource]: http://povolgie16rus.ru/posledstvia/posledstvia_vse.html. Cytogenetic studies have shown significant damage to the leukocyte gene apparatus, which shows the mutational effect of radiation, increased abnormal and malignant transformation of various cells. Over the past 15 years, indicators of major mental illnesses in the territory adjacent to the SNPP have been studied. A tendency towards an increase in the incidence of oligophrenia, as well as neurotic disorders, has been established. Our studies on the epitaxy of minerals of the plant and animal world confirm significant changes in their morphology as a result of radiation pollution [13]. Toropov A. S. the dissertation was defended "Forms for the discovery of technogenic radionuclides in the natural waters of the Semipalatinsk test site" (October 22, 2018). The geochemical and radioecological role of various migratory forms of elements in the conditions of radiation-contaminated territories is estimated [14].

With the formation of electromagnetic systems in the atmosphere and lithosphere on the Earth's surface, holes (disappearance of the earth) and a spiral fall of the forest are observed, as in the region of the Tunguska catastrophe. For example, in a suburb of Petrozavodsk (Karelia), a place called "Plant" was discovered, which is a spiral fall of a forest with annealed tree roots and a singed (selectively) bark. The place resembles the Tunguska catastrophe of 1908 – it is a microtungus phenomenon [8, 3]. It should be noted that dozens of people who are already mentioned in this article contributed to the work on the materials presented in the article on the Goltsov phenomenon. The authors express their deep gratitude to all of them, as well as to other participating individuals who, for whatever reason, were not mentioned.

References

1. Anonymous: *Weird Phantoms of the Air* // *Popular-mechanics*, 1927. – V. 48. – P. 979–982.
2. Beesley T.: *The Newbottle whirlwind of Nov 30 teh 1872.* // *Symons' Mon. Meteorol. Mag.*, 1873. – V. 8. – P. 149–154.
3. Chernykh Ye. S., Sal'nikov V. N. *Izmeneniye geologicheskoy sredy v neftegazonosnykh rayonakh Arktiki pod vozdeystviyem neperiodicheskikh bystroprotekayushchikh protsessov* / *Sbornik tezisev dokladov: Sovremennyye issledovaniya v geologii.* – SPb.: *Izd-vo VVM*, 2018. – P.198–200.
4. Kruglyakov E. P. «Uchenyye» s bol'shoy dorogi». – M.: *Nauka*, 2005. – 321 P.
5. Lunev V. I. *Svetyashchiesya shary v Sibiri i na Dal'nem Vostoke: fenomenologiya, eksperiment, gipotezy* // *University News: Physics.* – Tomsk Publishing House, Univ., 1992. – № 3. – V. 35. – P. 65–86.
6. Lunev V. I. *Kontrol' neperiodicheskikh bystroprotekayushchikh yavleniy v okruzhayushchey srede.* *Avtoreferat diss....dokt. tekhn. nauk.* – Tomsk, 1998. – 45 p.
7. Nankivell C. A.: *Globular lightning.* // *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* V. 22, 1896. – P. 75–77.
8. Ol'khovатов A. YU. *O veroyatnoy roli seysmotektonicheskikh protsessov v Tunguskom fenomene 1908 g.* // *Izvestiya AN SSSR, Fizika Zemli*, 1991. – № 7. – P. 105–112.
9. Protasevich Ye. T., Skavinskiy V. N. *Geofizicheskiye fonovyye ob'yekty i yavleniya. Po stranitsam arkhiva Zhandarmskogo upravleniya perioda pervoy Mirovoy voyny.* – Tomsk: *Izd-vo TPU*, 1996. – 120 p.
10. Sal'nikov V. N., Chernykh E. S. *Speed non-recurrent phenomena in the environment* // *Sciences of Europe (Praha, Czech Republic)*, 2017. – Vol. 5.-№11. – P. 9–25.
11. Sal'nikov V. N., Tokarenko G. G. *Radiatsionnaya i biolokatsionnaya obstanovka v rayone poyavleniya anomal'noy yamy v Izhmorskom rayone Kemerovskoy oblasti* // *Izbr. mater. 7 Region. nauchno-tekhn. seminar: Noosfernyye vzaimodeystviya i yadernaya bezopasnost'.* – Tomsk, 1994. – P. 73–91.
12. Sal'nikov V. N., Kireyeva A. Ye. *Epitaksiya v mineralakh, rasteniyakh i zivotnom mire* // *Wschodnio europejskie Czasopismo Naukowe (East European Scientific Journal) (Varshava, Pol'sha)*, 2016. – № 8. – P. 139–157.
13. Sal'nikov V. N., Fefelov V. N. *Goltsovskiy fenomen (November 1984) / Report.* – Tomsk, 2018. – 53 p. (Electronic resource):<https://www.ufo-com.net/publications/art-10734-golcovskii-fenomen.html>.
14. Toropov A. S. *Formy nakhozhdeniya tekhnogennykh radionuklidov v prirodnykh vodakh Semipalatinskogo ispytatel'nogo poligona.* *Avtoreferat diss....kand. geol.-min. nauk.* – Tomsk, 2018. – 21 p.
15. Vandevender J. P., Vandevender A. P., Wilson P., VanDoorn P. and McGinley N. (2008) *Extreme ball lightning event of August 6, 1868 in County Donegal, Ireland.* *Proceedings of the 10th International Symposium on Ball Lightning (ISBL08) and 3rd International Symposium on Unconventional Plasma (ISUP08).* – P. 142–148.
16. Vakar' YU. V., Sal'nikov V. N. *Obrazovaniye na poverkhnosti zemli geoaktivnykh zon vsledstviye litosferno-atmosferno-kosmicheskikh protsessov.* // *Uspekhi sovremennogo yestestvoznaniya*, 2011. – № 7. – P. 38–43. URL: <http://rae.ru/forum2011/5/740>.

DEPENDENCE OF DOSE RATE OF GAMMA RADIATION ON THE DENSITY OF URBAN DEVELOPMENT

E. Yeboah¹, P. Macdonald¹, G. A. Yakovlev²

¹*National Research Tomsk Polytechnic University
30, Lenina Avenue, 634050, Tomsk, Russia.*

²*Tomsk State University
36, Lenina Avenue, 634050, Tomsk, Russia, eugeniayeboah64@gmail.com*

Most researches on environmental radiation monitoring focus on the effect of radiation on human health and also on the comfort of the population but not on human exposure to radiation. Even though the impact on measured dose is mostly from two natural phenomena, the level of exposure to external radiation at a particular location is often constant. When natural radioactivity such as uranium, which can be found in soil decays, it produces radon that emanates from the ground into the atmosphere. This leads to an increase in the dose of the background radiation in the environment. However, snow cover on the other hand mostly leads to a significant decrease in gamma dose rate since part of terrestrial radiation is partially covered by snow. In addition, the dose rate of gamma background radiation is increased when monitored near radiation sources such as technosphere objects. These reasons make it very important to investigate the dependence of dose rate of gamma radiation of a populated region, hence research was carried out in the city of Tomsk. Measurements were taken around a building 10 cm from the center and 1 m from the walls with 2–5 m variable pitch using a gamma-ray detector. For each measurement location, a total of 15 distinct locations were picked. A graph of dependence of dose rate against distance was then plotted and a comparison between the measured results for the different locations was done. The study revealed correlations, which indicates that the dependence of dose rate of gamma background radiation in densely populated areas increases significantly.

АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ

AUTHOR INDEX

Агеева Е.В.	87, 102	Жуйкова Т.В.	32
Аксенов Г.П.	17	Залата О.А.	180
Алексеев В.А.	24	Злобина А.Н.	34, 128
Анисимова Л.Н.	90	Зуенко Ю.И.	108
Анисимов В.С.	90	Иеронова В.В.	105
Асылбекова Г.Е.	95	Кадырова Г.Б.	131
Бабошкина С.В.	64	Какабаев А.А.	47
Бабушкин В.Е.	97	Калдыбаев Б.К.	131
Байкенова Г.Е.	47	Калнин В.В.	115, 135
Балыкин Д.Н.	64	Карпов А.Д.	115, 135
Балыкин С.Н.	64	Кирста Ю.Б.	64
Барановская А.Ю.	99	Ковальчук М.В.	82
Барановская Н.В.	30, 38, 47, 59, 87, 184	Коржавин А.В.	119
Безель В.С.	32	Корнеев Ю.Н.	90
Белкина Н.А.	72	Коровин С.В.	90
Белов А.А.	135	Кремкова Е.В.	34
Беляновская А.	102	Куранова В.Н.	50
Богданова А.М.	38	Ларионова Н.В.	172
Боев В.А.	105	Лещенко Н.А.	172
Боев В.В.	105	Липихина А.В.	55
Боран-Кешишьян А.Л.	24	Литвиненко А.В.	82
Борисенко Г.С.	108	Лысенко Е.В.	176
Бортновский В.Н.	157	Мананков А.В.	139
Боярских И.Г.	110	Мезина К.А.	142, 147
Вольфсон И.Ф.	34	Мельгунов М.С.	142, 147
Горбачев И.В.	64	Меркель А.И.	172
Горбунов И.Ю.	115, 135	Михайловская З.Б.	152
Городецкий В.Г.	119	Михайловская Л.Н.	152
Гусева В.П.	152	Мулдагалиев Т.Ж.	55
Дженбаев Б.М.	131	Мухачева С.В.	32
Дикарев Д.В.	90	Никитин А.Н.	157
Домаренко В.А.	163	Нилова Е.К.	157
Дорохова Л.А.	123, 184	Овдина Е.А.	72
Дударева Н.В.	157	Павлова Л.М.	123
Евстафьева Е.В.	38, 180	Паничев А.М.	59
Ельчианинова О.А.	64	Пеленева М.П.	64
Ержанова А.Т.	47	Печенкин И.Г.	34
Ермаков В.В.	41	Позолотина В.Н.	152

Поляков Р.К.	135	Тагай С.А.	157
Прозорова М.В.	34	Томсон А.В.	90
Пророков А.А.	115	Торопов А.С.	184
Пузанов А.В.	64	Трапезников А.В.	119
Радин А.И.	135	Трапезникова В.Н.	119
Радковский В.А.	180	Трошкова И.А.	64
Раздайводин А.Н.	135	Турсуналиева Е.М.	184
Рапута В.Ф.	184	Тымченко С.Л.	38
Рождественская Т.А.	64	Фархутдинов И.М.	34, 128
Ромашкина И.В.	115	Фригидов Р.А.	90
Ромашкин Д.Ю.	115	Христофорова Н.К.	82
Роянова Н.В.	115	Цыганков В.Ю.	82
Рулик М.	102	Чернова Е.Н.	176
Савельев С.В.	50	Шарипова Б.У.	47
Савичев О.Г.	163	Швыдкая Н.В.	24
Салтыков А.В.	64	Шевченко Ю.С.	172
Санжаров А.И.	90	Шибалкина М.С.	180
Саруханов А.В.	90	Юсупов Д.В.	38, 123, 184
Синдирева А.В.	105	Désesquelles P.	10
Станкевич С.С.	68	Jean-Christophe Lata	10
Стариченко В.И.	168	Junbeum Kim	13
Страховенко В.Д.	72	Laratte Bertrand	14
Субетто Д.А.	72	Macdonald P.	198
Судыко А.Ф.	184	Salnikov V.N.	189
Сысо А.И.	77	Yakovlev G.A.	198
Сысоева Е.С.	172	Yeboah E.	198

Научное издание

**РАДИОАКТИВНОСТЬ
И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ
В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА**

Материалы
VI Международной конференции

Том 2

Компьютерная верстка *В. В. Жуков*

**Отпечатано в Издательстве ТПУ в полном соответствии
с качеством предоставленного оригинал-макета**

Подписано к печати 13.09.2021. Формат 60×84/8. Бумага «Снегурочка».
Печать CANON. Усл. печ. л. 23,38. Уч.-изд. л. 21,15.
Заказ 156-21. Тираж 200 экз.



Издательство

ТОМСКИЙ ПОЛИТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ

**РАДИОАКТИВНОСТЬ
И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ
В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА**

МАТЕРИАЛЫ VI МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

Том 2