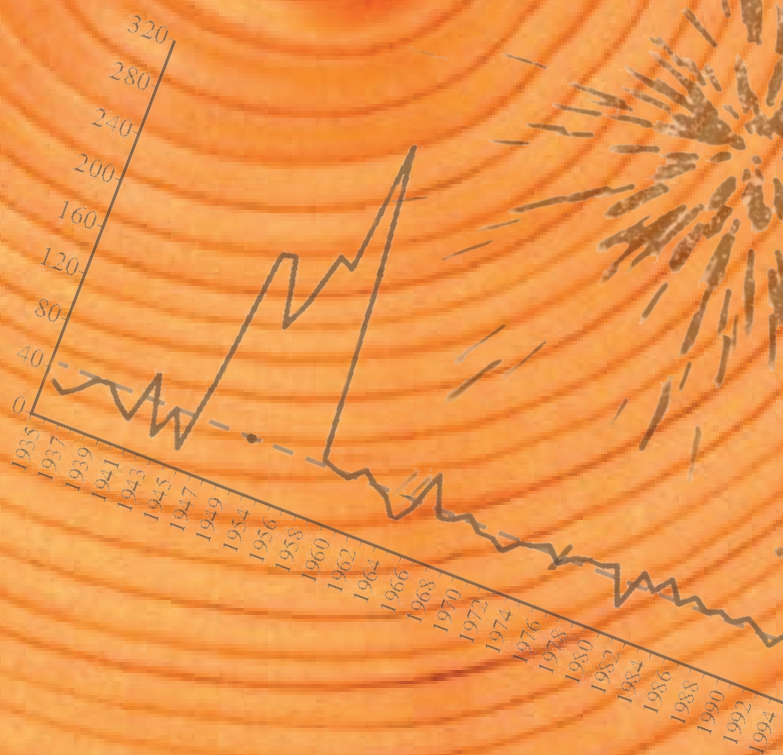


Л.П. Рихванов
Т.А. Архангельская
Ю.Л. Замятина

Дендрорадиография как метод ретроспективной оценки радиоэкологической ситуации



МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
Федеральное государственное автономное образовательное учреждение
высшего образования
«НАЦИОНАЛЬНЫЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ТОМСКИЙ ПОЛИТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»

Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская, Ю.Л. Замятина

ДЕНДРОРАДИОГРАФИЯ
КАК МЕТОД РЕТРОСПЕКТИВНОЙ ОЦЕНКИ
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ

Монография

Издательство
Томского политехнического университета
2015

УДК 332.146.2:316.422
ББК У9(2Р)0-551

Рихванов Л.П.

Р55 Дендрорадиография как метод ретроспективной оценки радиоэкологической ситуации / Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская, Ю.Л. Замятина; Томский политехнический университет. – Томск: Дельтаплан, 2015. – 148 с.

ISBN 978-5-94154-189-8

Охарактеризованный в работе дендрорадиографический метод является одним из вариантов вновь зарождающегося геохимического метода мониторинга с использованием годовых колец деревьев. Данный метод базируется на использовании уникального ядерно-физического свойства сугубо специфических изотопов ($^{235}\text{U}_{92}$; $^{239}\text{Pu}_{94}$; $^{241}\text{Am}_{95}$) делиться под воздействием тепловых нейтронов с образованием осколков деления и последующей их фиксации специальными детекторами. Этот метод, известный как метод осколочной f -радиографии давно реализуется в науках о Земле для изучения геохимии радиоактивных (U, Tr) и трансурановых элементов. Нами этот метод адаптирован применительно к годовым кольцам деревьев. Он запатентован как способ оценки радиоэкологического загрязнения окружающей среды (патент на изобретение № 2265869 с приоритетом от 13 мая 2004 г.). Как показано в монографии, использование этого метода позволило выявить ряд радиоэкологических особенностей биосферы второй половины XX и начала XXI веков, связанных с проявлением ядерного техногенеза, когда человек в погоне за ядерной энергией на первых порах ее освоения создал, а затем рассеял огромные количества чуждых биосфере химических элементов (трансурановых) и изотопов (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{129}I и др.). Метод дендрорадиографии позволил определить временные периоды поступления этих компонентов в окружающую среду.

Издание осуществлено за счет средств ВИУ.Paris.VI 132 2014 Национально исследовательского Томского политехнического университета.

УДК 332.146.2:316.422
ББК У9(2Р)0-551

Рецензенты

Доктор геолого-минералогических наук, профессор ТГАСУ А.В. Мананков;
Доктор технических наук и кандидат биологических наук, профессор ТГУ А.М. Адам

ISBN 978-5-94154-189-8

© ФГБОУ ВПО НИ ТПУ, 2015

© Рихванов Л.П., Архангельская Т.А., Замятина Ю.Л.,
2015

© Обложка. Издательство Томского политехнического
университета, 2015

MINISTRY OF EDUCATION AND SCIENCE OF RUSSIAN FEDERATION
Federal state autonomous educational institution of higher education
“NATIONAL RESEARCH TOMSK POLYTECHNIC UNIVERSITY”

L.P. Rikhvanov, T.A. Arhangelskaya, Yu.L. Zamyatina

DENDRORADIOGRAPHY AS A METHOD OF
RETROSPECTIVE ASSESSMENT OF
RADIOECOLOGICAL SITUATION

Monography

TPU Publishing House
2015

UDC 332.146.2:316.422
BBC U9(2R)0-551

L.P. Rikhvanov, T.A. Arhangelskaya, Yu.L. Zamyatina

- R55 Dendroradiography as a method of retrospective assessment of radioecological situation / L.P. Rikhvanov, T.A. Arhangelskaya, Yu.L. Zamyatina; Tomsk Polytechnic University. – Tomsk: TPU Publishing House, 2015.– 148 p.
ISBN 978-5-94154-189-8

Dendroradiography described in the study is one of the variants of newly arising geochemical monitoring method of growth rings investigations. This method is based on the use of the unique nuclear-physical property of highly specific isotopes ($^{235}\text{U}_{92}$, $^{239}\text{Pu}_{94}$, $^{241}\text{Am}_{95}$) to divide under the action of thermal neutrons and to generate fission fragment particles, which are recorded later by special detectors. This method is known as fission (f-) radiography and has been used for a long time in geosciences for geochemical research of radioactive (U, Tr) and transuranium elements. We adapted this method to tree-ring investigation. It is patented as an estimation method of radioecological contamination of the environment (Invention patent №2265869 with priority from 13 May 2004). The monography indicates that the use of the method has made it possible to detect a number of radioecological features of biosphere connected with the nuclear technogenesis traits in the latter half of the 20th century and in the early of the 21st century, when people, in the pursuit of atomic energy, in the beginning of its development, created and then dissipated enormous amount of chemical elements (transuranium elements) and isotopes (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{129}I etc.), which were alien to the biosphere. Dendroradiography method enabled to determine time periods of incoming of these elements to the environment.

UDC 332.146.2:316.422
BBC U9(2R)0-551

Reviewers:

Doctor of geological and mineralogical sciences, professor of
Tomsk State University of Architecture and Building *A.V. Manakov*;
Doctor of technical sciences, candidate of biological sciences, professor of
Tomsk State University *A.M. Adam*;

ISBN 978-5-94154-189-8 © FSAEI HE NR TPU, 2015
© Rikhvanov L.P, Arhangelskaya T.A., Zamyatina Yu.L.
© Cover. Tomsk Polytechnic University Publishing House,
2015

ВВЕДЕНИЕ

Одной из научных проблем современного естествознания является изучение глобальных изменений природной среды и биоты за последние 1–2 миллиона лет, включая исследование геохимических и биогеохимических циклов химических элементов и соединений. Эти знания необходимы прежде всего для понимания происходящих на планете процессов и их связи с природными и техногенными факторами. Человечество пытается ответить на вопрос – в чём заключается причина изменения тех или иных параметров природной среды, в том числе изменения климата, содержания озона в озоновом слое и т.д. Общество пытается выявить характер изменений этих параметров (линейный, циклический и т.д.), понять их общую тенденцию развития и установить роль техногенных факторов воздействия на ход естественного процесса.

Для получения информации о состоянии природной среды и её изменении, в том числе биоты, необходимо использовать такие природные объекты и методы их исследования, которые могли бы дать ответ на то, что было с тем или иным показателем среды (влажность, температура, химизм и т.д.) за определённый прошедший период времени (50, 100, 1 000, 10 000 и т.д. лет).

Хорошие возможности для такого ретроспективного анализа имеют последовательно образующиеся во времени (стратифицированные) природные образования (ледники, торфяники, донные отложения, годовые кольца деревьев, ленточные глины, кораллы, сталагмиты, чешуя рыб и др.), имеющие последовательный механизм своего формирования. Подсчёт последовательно образующихся слоёв даёт возможность определиться с длительностью временного ряда такого накопления и для каждого природного объекта он имеет свои параметры. Так льды щитовых ледников (Гренландия, Антарктида) могут накапливаться от сотней тысяч и, по-видимому, до первых миллионов лет, тогда как для торфяников такой временной ряд накопления может составить первые тысячи лет, а годовые кольца деревьев могут характеризовать временной ряд от нескольких сотен и очень редко до тысячи лет.

Опубликованные материалы по таким стратифицированным образованиям дают общие представления о характере изменений тех или иных измеряемых параметров во времени, в том числе и геохимических.

Так, например, изучение содержания свинца в ледниках Гренландии показало, что его концентрация изменилась от $<0,01$ до нашей эры до $0,20 \text{ мкг л}^{-1}$ в 60-е годы двадцатого столетия (Небел, 1993). Исследование ледникового покрова Антарктики за последние 80 тысяч лет (Миклишанский и др., 1980) показало удиви-

тельный характер накопления микроэлементов за этот период времени. При этом достаточно чётко фиксируются эпохи как интенсивного, так и экстенсивного поступления в атмосферу твердых взвесей и микроэлементов, что, по-видимому, может объясняться факторами природного характера (вулканизм, гигантские пожары, ветровые бури и т.д.). За последние 2 тысячи лет наблюдается устойчивая тенденция накопления взвесей, Fe, Cr, Co, Sc, Hg и других элементов.

Торфяные залежи, мощность отложений которых в Сибири иногда достигает 11 метров (район крупнейшего в мире Большого Васюганского болота), позволяют оценить изменение геохимического фона биосферы за последние 10–15 тысяч лет. При исследовании торфов нами (Арбузов и др., 2009 и др.) особое внимание уделялось верхнему пятидесятисантиметровому интервалу, так как он характеризует, по данным ^{210}Pb , последние 100 лет формирования торфяной залежи. Именно этот интервал (рис. 1) характеризуется максимальным накоплением изученных нами 25–28 химических элементов (Межибор, 2009; Рихванов, 2011).

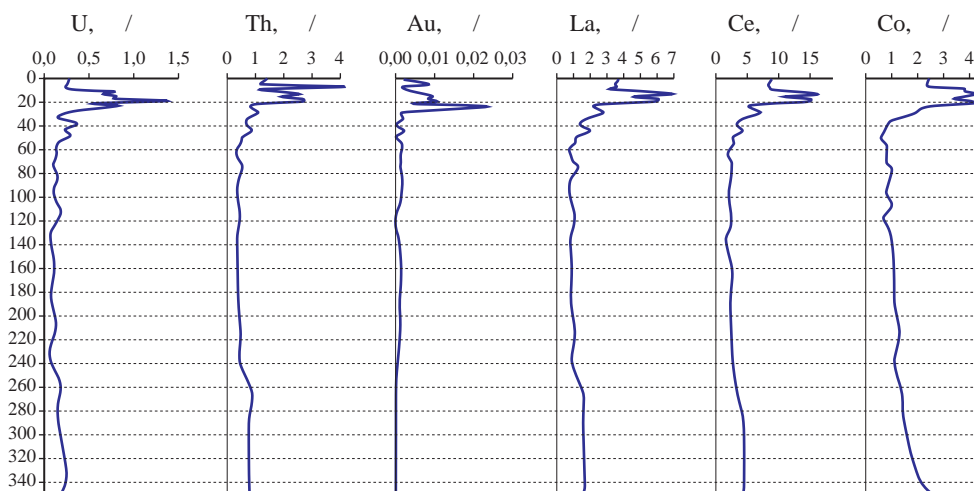


Рис. 1. Вертикальное распределение некоторых элементов-примесей в торфянике Петропавловский Рям, севернее г. Томска (по А.М. Беляевой, 2009)

При этом достаточно чётко фиксируется, что уровень и геохимическая ассоциация химических элементов зависят от места положения торфяной залежи относительно основного источника загрязнения (Межибор, 2009 и др.).

Так, в зоне влияния Сибирского химического комбината в верхней части торфяной залежи, соответствующей возрасту 1950–1970 гг., фиксируется интенсивное накопление изотопов Pu, Am (рис. 2), многократно превышающих их фоновые концентрации для Сибирского региона (0,2–0,3 Бк/кг). При этом достаточно чётко отмечается и увеличение содержания урана по сравнению с нижележащими горизонтами торфа (Gauthier-Lafaye F. e.a., 2007; Межибор, 2009).

Донные осадки озёр весьма часто используются для целей глобального изменения природной среды. Особенно широко это стало использоваться, когда появи-

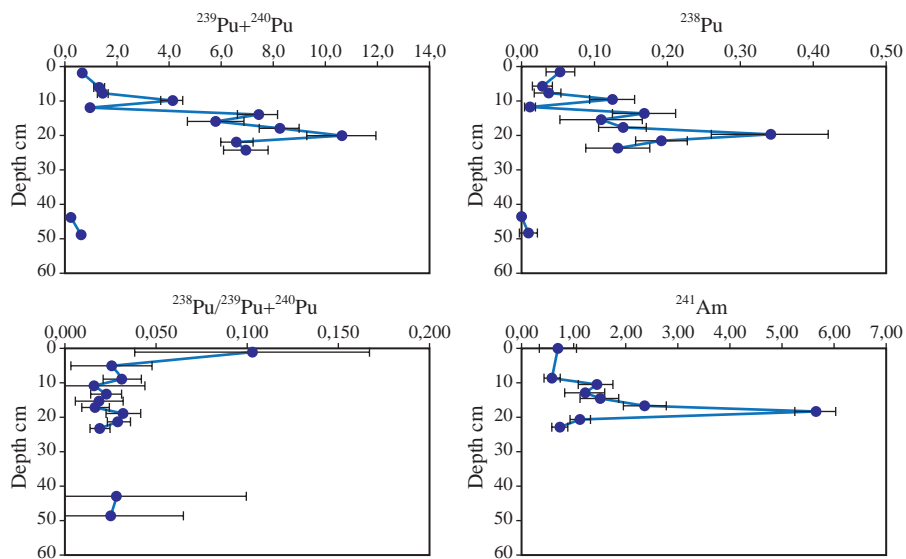


Рис. 2. Распределение изотопов Pu и Am в разрезе торфяника Петропавловский Рям (по Gauthier-Lafaye F. e.a., 2007; Межибор, 2009)

лись возможности возрастных датировок образующихся слоёв по ^{210}Pb . Имеются детальные комплексные исследования донных отложений озера Байкал (Безрукова Е.В., Карабанов Е., Кузьмин М.И., Пампура В.Д. и др.) и Телецкого озера (Калугин И.А. и др.), которые позволяют проводить палеореконструкцию климата на тысячи и сотни тысяч лет назад и тем самым дают возможность прогнозировать будущие тенденции его изменения. Весьма обстоятельная геохимическая информация получена при изучении донных отложений малых водоёмов Сибири (Страховенко, 2011). При этом, например, в степных озёрах Алтая, начиная с 1907 г. по настоящее время (рис. 3), наблюдается устойчивая динамика накопления Cd, Hg, As, Be, ^{137}Cs и других химических компонентов (Гавшин и др., 1999, Страховенко, 2011 и др.).

Натечные образования пещер, сталактиты и сталагмиты, защищённые от внешней эрозии, являются также геологическими архивами информации об изменениях, происходящих в окружающей среде с течением времени. Натечные образования в большинстве случаев представляют собой ежегодные тонкие наслоения карбоната кристаллической формы, осаждающегося из перенасыщенно-

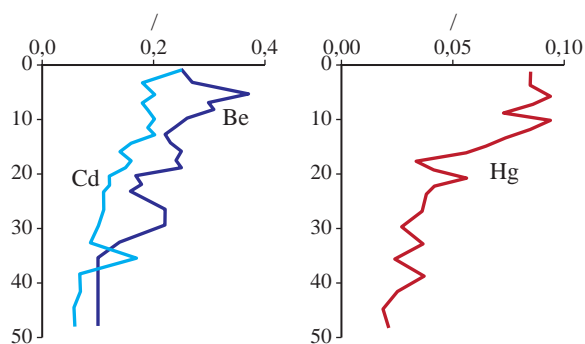


Рис. 3. Вертикальное распределение микроэлементов в донных отложениях озера Кривое (Алтайский край) (по В.Д. Страховенко, 2011)

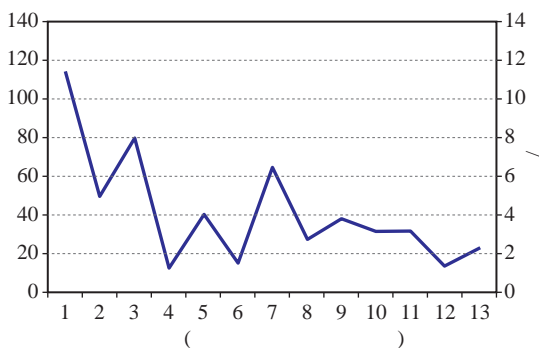


Рис. 4. Распределение содержания делящихся элементов по данным метода *f*-радиографии

ученном нами сталактите из Хакасии отражает снижение его концентрации в период роста (Рихванов и др., 2005).

Такая зависимость отражает общий спад активности, связанный с уменьшением содержания делящихся элементов в окружающей среде вследствие прекращения после 1963 г. ядерных испытаний в атмосфере, проводимых СССР, США и Великобританией. Так, D. Genty и M. Massault (1998) выявили, что ежегодные слои сталагмитов из трёх разных регионов (Бельгия, Словения, Франция) чётко отражают изменения содержания бомбового ^{14}C в атмосфере, начиная с 50-х годов.

Весьма интересные материалы были получены Benninger Larry K. и др. (1986) при изучении накопления плутония в годичных слоях кораллов. Ими был исследован интервал времени с 1951 по 1980 г. Пик концентраций Pu фиксируется в слоях, соответствующих 1959 и 1964 годам, что соответствует пику выпадения радиоактивных осадков в этом районе в 1959 и в 1964 годах.

Исследование тех или иных параметров (например, в годовых кольцах деревьев изучается ширина колец, плотность, пористость, размеры и морфология клеток, а также другие показатели камбия деревьев, в том числе информация об их химическом составе) даёт представление об их изменении во времени.

В настоящее время информация, полученная при изучении годовых колец деревьев, наиболее широко используется для целей реконструкции палеоклиматических событий (Ваганов и др., 1996, Шиятов и др., 2000 и др.), для ретроспективной оценки катастрофических событий: падения метеоритов (Vaganov e.a., 2004.); землетрясений, селеобразования, вулканизма и др. (Markus Stoffel e.a., 2010), а также для целей палеореконструкций геохимических обстановок среды обитания человека. Годичные кольца древесных растений, образуясь последовательно во времени, сохраняют в себе информацию о происходящих изменениях климата, природных катастрофических явлениях и поэтому представляют огромный интерес в качестве объектов для изучения различных процессов, происходящих в природной среде.

Е.А. Ваганов (Ваганов и др., 1996) в своей монографии приводит в качестве эпиграфа слова учёного-дендрохронолога из Швейцарии, профессора

го раствора в процессе дегазации CO_2 .

Интенсивность роста натечных образований пропорциональна количеству осадков и содержанию в просачивающейся воде катионов Ca^{2+} (рис. 4). Характер распределения эквивалентного урана (условно все делящиеся элементы (Pu, Am и др.) приведены к содержанию изотопа ^{235}U , по которому имеется эталон) в из-

Ф.Х. Швейнгрубера: «Деревья не ошибаются в оценке прошлых изменений потому, что имеют хорошую память – годовые кольца деревьев». И с этим нельзя не согласиться. Нужно только научиться снимать эту сохранённую в них информацию, в том числе и о геохимических изменениях биосферы. И это дело времени, при современных темпах развития науки и технологий можно считать абсолютной истиной утверждение, сделанное в Евангелии: «... ибо нет ничего сокровенного, что не открылось бы, и тайного, что не было бы узнано» (Мф. 10.(26)). И годовые кольца помогают нам в этом.

В настоящее время имеется большое количество публикаций, посвященных изучению накоплений различных химических элементов в древесных кольцах (Tout e.a., 1977; Hegemeuer, 2000 и др.). Весьма краткий анализ состояния геохимических исследований годовых колец деревьев для целей индикации загрязнения природной среды различными поллютантами дан в главе 2. Данной проблеме посвящены сотни публикаций; приведенный в монографии список литературы включает далеко не полный их перечень.

Сегодня можно утверждать, что в настоящий момент идёт становление нового дендрогеохимического направления в геохимических методах оценки состояния природной среды и изучении геохимической эволюции биосферы (Ваганов и др., 2013).

Годовые кольца древесных растений, формируясь последовательно во времени, фиксируют в своём составе элементный состав текущего окружения и поэтому представляют огромный интерес в качестве объектов для изучения динамики изменения геохимического состава биосферы.

При этом следует отметить, что не все исследователи считают этот метод достаточно пригодным для целей мониторинга исторических изменений. Так, Роберто Бергальи (2005) со ссылкой на J. Hegemeuer (1993) отмечает, что 9% авторов статей по дендроанализу (без уточнения, какому) не упоминали или не пытались оценивать результаты этого анализа, 27% сомневались в его достоинствах, а 24% вообще считали его малопригодным. Но все же около 40% авторов утверждали, что этот метод вполне надежен (Бергальи, 2005).

Наш опыт работы, связанный с изучением изменения геохимических параметров биосферы по годовым кольцам деревьев, позволяет утверждать, что метод дендрогеохимического анализа является весьма интересным и перспективным (Рихванов и др., 2002; Архангельская, 2004; Замятина, 2008 и др.), но в его использовании существуют определенные ограничения и методические трудности. Прежде всего, это связано с радиальным перемещением изучаемых компонентов во время роста древесины (Бергальи, 2005; Bondietti e.a., 1989 и др.), обусловленными особенностями транспорта воды внутри ствола (Carlquist, 1988), существованием различных форм органических лигандов (Lepp, 1975 и др.).

Одним из мощных факторов изменения химического состава биосферы, начиная с 1945 года, становится ядерный техногенез – техногенез, связанный с освоением ядерной энергии человеком (добыча и переработка урановых руд; обогащение урана и наработка плутония; испытание ядерного оружия во всех

природных средах, в том числе наиболее опасного его вида – испытание в атмосфере) а также работа атомных электростанций как в безаварийном, так и в аварийном режимах.

Этому вопросу в литературе, посвящённой дендрогеохимии, уделяется особое внимание. В работах E.P. Hardy e.a., 1973, R.E. Tout e.a., (1977), J.P. Garrec e.a., (1995), Н.Н. Ковалюха и др. (1995), М.Г. Бузынного и др. (1996), И.Я. Часникова и др. (1996,1998), А.И. Шеглова (1999), Г.М. Козубова и др. (2002) и т.д. на основе исследования годичных колец делаются попытки оценить динамику, интенсивность и специфичность техногенного радиоактивного воздействия на природную среду по результатам изучения древесных экосистем, включая годовые кольца деревьев. Более подробно анализ выполненных работ представлен в главе 2.

В данной монографии мы рассматриваем только один аспект дендрогеохимического научного направления, связанный с геохимией радиоактивных элементов, и то только тех, которые обладают свойством индуцированного деления: изотопа ^{235}U и трансурановых элементов (Pu, Am и др.). Последние, как известно, в детектируемо значимых количествах, появились в природной среде только после 1945 года, а до этого был только изотоп урана-235.

Для получения экологически значимой древесно-кольцевой информации (элементный состав, количественные характеристики годичных колец и др.) применяют различные методы изучения радионуклидного состава годичных колец. Но многие из них имеют низкие пределы обнаружения.

В то же время в середине XX века был разработан и внедрён в практику научных исследований ядерно-физический метод анализа – осколочная радиография (n-f Radiography, Frag Radiography), являющаяся уникальным методом анализа делящихся радионуклидов (^{235}U и трансурановых элементов: ^{239}Pu , ^{241}Am и др.). Метод позволяет с высокой точностью определять количественное содержание делящихся радионуклидов, пространственное их распределение, а также формы нахождения (концентрированные, рассеянные, структурные, неструктурные и т.д.) в любом материальном объекте. Данный метод является инструментальным и позволяет выполнять анализ без химической подготовки и разрушения пробы. Физические основы и практическое использование метода осколочной радиографии описаны в работах Р.Л. Флейшера и др. (1981), Г.Н. Флерова, И.Г. Берзиной (1979), Ю.А. Шуколюкова (1970) и др.

Для того чтобы реализовать этот метод, обязательным условием является наличие мощного источника тепловых нейтронов. Лучшим из таковых является ядерный реактор.

Национальный исследовательский Томский политехнический университет имеет свой научно-исследовательский ядерный реактор (ИРТ-Т), запущенный в 1967 году, с хорошими технологическими параметрами и достаточно высоким потоком тепловых нейтронов. Все это способствует внедрению ядерно-физических методов исследования для решения материаловедческих задач. Начиная с 1972 года на ИРТ-Т проводятся исследования минералов, пород и руд для ре-

шения прогнозно-поисковых задач в области урановой геологии и теории магмо- и рудообразования, а с 1990 года ведутся исследования и в области экологии.

На сегодняшний день это, по существу дела, единственный центр по реализации метода осколочной радиографии. С его использованием подготовлены десятки статей, диссертационных исследований и монографий. В 1991 году на базе ТПУ было проведено третье Всесоюзное радиогеохимическое совещание по направлению «Радиографические методы исследования в радиогеохимии и смежных областях». Материалы, полученные с помощью ядерно-физических методов (осколочная радиография, нейтронно-активационный анализ и др.), являются предметом обсуждения на регулярно проводимой начиная с 1996 года Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» (Томск, 1996, 2004, 2009, 2013 годы).

Методы радиографии, в том числе f -радиографии, для исследования годовых колец деревьев впервые были использованы нами в 1993 году при оценке радиоэкологической ситуации в зоне влияния Сибирского химического комбината (г. Северск). И они дали весьма интересные результаты (Рихванов, 1997, Рихванов, 2009), которые позволили нам получить патент на способ оценки радиоэко-



Рис. 5. Схематическая карта размещения точек опробования для радиографических исследований срезов деревьев

Районы опробования на f -радиографию: \blacklozenge – отбор по площади; \blacklozenge – единичный отбор; 1 – Томская область (рис. 5.2); 2 – Красноярский край (рис. 5.15; 5.32); 3 – Республика Алтай (рис. 5.7); 4 – Чехия (рис. 5.42); 5 – Иркутская область (рис. 5.20; 5.30; 5.31); 6 – Украина; \bullet – районы опробования на альфа-радиографию (Часников И.Я., 1997); $\color{red}\blacktriangledown$ – места проведения ядерных испытаний в атмосфере

логического загрязнения окружающей среды (патент № 2265869, с приоритетом от 13 мая 2004 г.). Данная разработка была отмечена серебряной медалью Международной выставки в Женеве в 2006 году, а Т.А. Архангельская – одна из авторов, молодой ученый – в 2000 году была удостоена золотой медали Академии наук РФ.

На наш взгляд, предлагаемая технология является весьма перспективным направлением в дендрогеохимии, особенно при изучении проблем ядерного техногенеза.

Радиграфическое исследование годовых колец деревьев выполнялось для спилов деревьев, произрастающих на различных территориях России и стран СНГ, а также Чехии и Италии (рис. 5). Основными модельными видами деревьев была сосна (*Pinus sylvestris*) и лиственница (*Larix sibirica*).

Исследовалось также несколько спилов широколиственных деревьев (Приморье и Италия), но материалы по ним в данной работе не обсуждаются.

Авторы благодарят сотрудников кафедры геоэкологии и геохимии, оказавших существенную помощь в написании книги. Искренние слова благодарности выражаем В.В. Жукову, за значительную помощь в оформлении монографии.

За полученные консультации по вопросам методики проведения исследований, по отбору проб для выполнения анализов, за помощь по подготовке проб и вариантам интерпретации полученных результатов, выражаем признательность научному сотруднику научно-исследовательского Института биологии и биофизики Томского государственного университета В.Д. Несветайло, директору Алтайского регионального института экологии Ю.В. Робертусу, ведущему специалисту Красноярского филиала ФГУП «Природа» В.В. Коваленко, профессору А.Г. Миронову, профессору А.В. Яблокову, профессору И.Я. Часникову, профессору И.Г. Берзиной, профессору А.М. Адам, профессору А.В. Мананкову, профессору Р.В. Голевой.

Авторы выражают искреннюю благодарность сотрудникам НТБ ТПУ Н.И. Кубраковой, О.М. Васильевой и другим за помощь в поиске литературы.

Особую признательность выражаем сотрудникам Института ядерной физики ТПУ В.И. Монацкову и А.Ф. Судыко за проведение облучения препаратов тепловыми нейтронами для получения радиографии.

Теплые слова благодарности заслуживают студенты кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ за помощь в выполнении проводимых исследований.

ДЕРЕВО КАК БИОЛОГИЧЕСКИЙ ОБЪЕКТ. ОСОБЕННОСТИ ПОСТУПЛЕНИЯ И НАКОПЛЕНИЯ В ЕГО ТКАНЯХ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ

Лесная экосистема занимает значительную часть поверхности суши и служит очень эффективным аккумулятором атмосферного загрязнения широким спектром химических элементов, в том числе и радионуклидами. Главным компонентом лесной экосистемы являются древесные растения. В целом древесные растения являются хорошим естественным мониторингом состояния окружающей среды благодаря широкому распространению, долголетию и способности образовывать годовые кольца (Шиятов и др., 2000; Ваганов и др., 2000; Hegemeuer, 2000 и др.). Изучая элементный состав древесных растений, можно оценить влияние различных антропогенных факторов на окружающую среду, в том числе радиационное воздействие (Tout R.E. et al., 1977; Щеглов, 1999; Stoffel M., 2010 и др.).

Среди древесных растений наиболее чувствительными к радиационному воздействию являются хвойные породы деревьев (Козубов и др., 2002; Федотов и др., 2006; Гераськин и др., 2006 и т.д.). Хвойные деревья имеют более высокую способность к первичному задерживанию радиоактивных выпадений из атмосферы и медленную скорость очищения от частиц, выпадающих из атмосферы, по сравнению с лиственными деревьями. Лиственные породы более устойчивы к облучению, их кроны задерживают меньшее количество радиоактивных веществ по сравнению с хвойными, а значительная часть радионуклидов, первоначально сорбированных на листьях, при осеннем листопаде перемещается из кроны на лесную подстилку. Кроме того, длительный период в течение года деревья лиственных пород находятся в необлиственном состоянии, и, следовательно, радиоактивные частицы, выпадающие из атмосферы в это время, проникают сразу под полог леса. У хвойных же древесных пород «фильтр из хвои» может эффективно задерживать радионуклиды в течение всего года (Алексахин, 1977; Щеглов, 1999, 2001; Козубов и др., 2002; Федотов и др., 2006; Гераськин и др., 2006).

Хвоя деревьев уже в течение многих лет является часто используемым и надежным объектом химического, в том числе радиационного мониторинга окружающей среды (Пискунов, 1985; Черненкова, 2002).

Таким образом, хвойные древесные растения имеют целый ряд полезных эколого-биологических особенностей (широкая экологическая амплитуда рас-

пространения, существование эффективно действующего в течение круглого года «фильтра» для радиоактивных частиц – хвои, длительное удерживание первично захваченных хвоей радионуклидов вследствие её многолетности, общая более высокая радиочувствительность), которые делают их ценным объектом для исследований по изучению радиоактивности окружающей среды.

Следует также отметить, что после того, как было установлено, что радиочувствительность сосны близка к таковой человека, хвойные виды рассматриваются как основная природная тест-система в радиозэкологических исследованиях (Федотов и др., 2006).

Хвойные древесные растения – наиболее обширная группа голосеменных растений (семена лежат открыто, не спрятаны в завязи), широко распространенных в северном полушарии, представленная такими представителями семейства Pinaceae, как сосна, ель, лиственница, пихта, кедр (Крамер и др., 1983).

Особенности формирования годичных колец древесных растений на примере хвойных видов рассмотрены ниже.

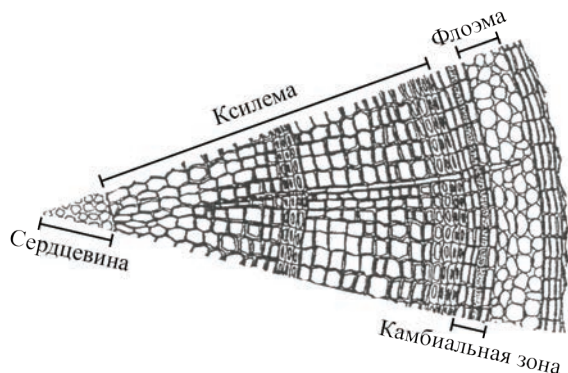


Рис. 1.1. Схематическое строение поперечного среза сосны: сердцевина, центр ядра – центральный стержень в стволе, состоящий из запасочной ткани (паренхимы); ксилема (древесина) – водопроводящая ткань, производная камбия, образованная клетками, дифференцированными по направлению к сердцевине изнутри от камбия; камбиальная зона – слой образовательной ткани между ксилемой и флоэмой. В результате клеточного деления происходит нарастание вторичной ксилемы изнутри и вторичной флоэмы снаружи от камбиальной зоны; флоэма – проводящая ткань снаружи от камбиальной зоны (по Шиятов и др., 2000)

годичных колец для нормально растущих хвойных деревьев четкие и хорошо различимые.

Микроскопическое строение годичных колец древесины у хвойных (рис. 1.2) составляет два типа клеток – паренхимные, имеющие округлую или многогран-

Годичные слои прироста древесины (или годичные кольца на поперечном спиле) хвойных являются результатом активности камбия в вегетационный период. Камбий представляет собой расположенный между древесиной (ксилемой) и лубом (флоэмой) тонкий слой образовательной ткани из мелких тонкостенных клеток, способных к делению (рис. 1.1).

В начале вегетационного периода (весной и в начале лета) у хвойных формируются крупные тонкостенные клетки, а в середине и конце лета – мелкие толстостенные клетки. В результате этого в годичном кольце образуются слои, различающиеся по размерам и форме клеток, а также по цвету и плотности ранней и поздней древесины. Границы

ную форму, и прозенхимные, сильно вытянутые, с утолщенными стенками. Трахеиды (прозенхимные клетки в форме сильно вытянутых волокон с кососрезанными концами) составляют более 90% объема древесины. Доля паренхимных клеток, образующих сердцевинные лучи, смоляные ходы и древесную паренхиму в древесине, колеблется от 10 до 5%.

Трахеиды организованы в достаточно регулярные ряды, пронизывающие часть или несколько годовичных колец. В их стенках множество окаймленных пор, через которые поднимается вода с растворенными питательными веществами. Серцевинные лучи представляют собой лентовидную совокупность запасующих и проводящих клеток, протянувшихся в радиальном направлении через древесину и осуществляющих проведение воды в этом направлении. Смоляные ходы являются длинными межклеточными каналами, заполненными смолой, которые могут располагаться в продольном и поперечном направлении ствола (Ваганов и др., 2000).

На формирование годовичных колец древесины влияет значительное число внутренних факторов (генетическая природа растения, возраст и др.) и внешних (географическое положение, климат, почва и др.), которые и определяют последующую структуру годовичного слоя (Битвинская, 1974; Ваганов и др., 1996, 2000).

Листовой аппарат у большинства хвойных растений представлен игловидной хвоей, что уменьшает площадь поверхности листа, а следовательно, и потери воды. Листовая пластинка (хвоя) покрыта защитной тканью – восковой кутикулой, а устьица глубоко погружены в ткань листа, что также предотвращает потерю воды. Через устьица и кутикулу осуществляется газообмен между атмосферой и поверхностью листа. Хвоя функционирует на ветвях дерева несколько лет. При возрастании экстремальности условий произрастания продолжительность жизни хвои обычно увеличивается. Хвоя сосны отличается повышенной радиорезистентностью по сравнению с почками, камбием и репродуктивными органами (Козубов и др., 2002; Черненкова, 2002 и др.).

Общая площадь ассимилирующей поверхности дерева сосны не ограничивается только поверхностью хвои. Известно, например, что сосна может поддержи-

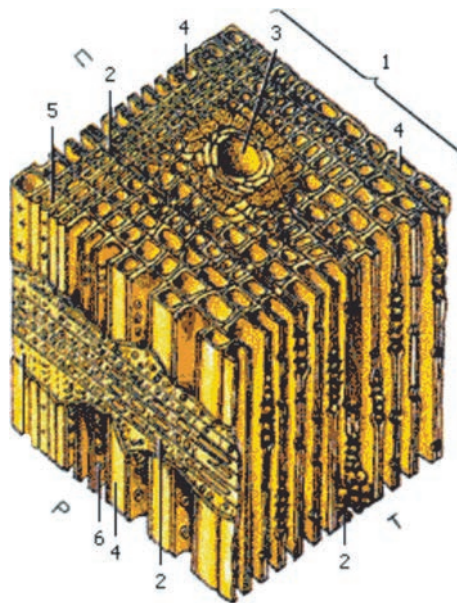


Рис. 1.2. Микроструктура древесины сосны обыкновенной: 1 – годовичный слой; 2 – сердцевинные лучи; 3 – вертикальный смоляной ход; 4 – ранние трахеиды; 5 – поздняя трахеида; 6 – окаймленная пора; П – поперечный разрез; Р – радиальный разрез; Т – тангенциальный разрез (по Ваганов и др., 2000)

вать положительный баланс питательных веществ при сохранении не более 5% общей массы хвои. Заметную роль в ассимиляционном процессе в этом случае играет зеленая кора ветвей и ствола (Абатуров и др., 1996 и др.).

Корневая система хвойных обычно расстилается по поверхности и сильно ветвится. Хвойные породы характеризуются более стабильным водным режимом по сравнению с другими древесными растениями (Крамер и др., 1983).

Дерево является чрезвычайно чувствительным компонентом природной среды к изменению её физико-химических параметров. Оно реагирует на температуру, резкое изменение давления, в том числе ударного характера, радиационное воздействие. Так, исследования Е.А. Ваганова и др. (2004) показали, что в строении годовых колец лиственницы четко зафиксировалось изменение структуры древесины в момент прохождения взрывной волны от Тунгусского метеорита (рис. 1.3).

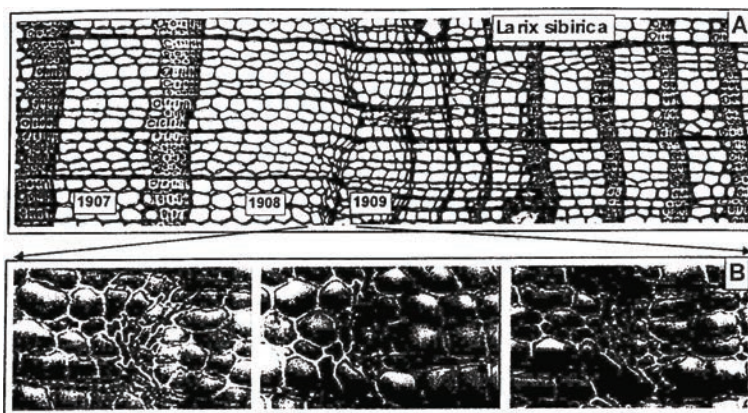


Рис. 1.3. Поперечный срез образца лиственницы, включающий годовые кольца за период 1907–1915 гг. (А) Три вида разрушенных трахеид в кольце 1908 года. (В) Кольца, сформированные в последующих годах, имеют нормальную анатомию (Vaganov et al., 2004)

О наличии отклика дерева на изменение радиационных полей может свидетельствовать такое явление, как образование «рыжего леса» в зоне Чернобыльской АЭС (рис. 1.4) и изменение скорости прироста годовых колец у сосен, что детально было изучено одной из групп ученых под руководством А. Таскаева. Установленные при этом закономерности послужили основанием для подачи заявки на патент «Способ биологической дозиметрии» (патент №1804631 от 9 октября 1992 года).



Рис. 1.4. Аэрофотоснимок рыжего леса, сделан летом 1986 года, по материалам www.chornobyl.in.ua

Поступление и накопление радионуклидов в древесных растениях.

Радиоэкологические исследования в зонах радиационных аварий, проведенные непосредственно после радиоактивных выпадений, показали, что основная часть

выпавших на лес радионуклидов осаждаются на ветвях, хвое и листьях, стволах (на коре) деревьев (Алексахин, 1977, 1992; Тяжелые естественные радионуклиды..., 1990; Щеглов, 1999 и др.).

В наибольшей степени радионуклиды, выпадающие из атмосферы, задерживаются кронами хвойных лесов. Лиственные породы активно участвуют в захвате радиоактивных выпадений только в весенне-летний период, когда максимально развита листовая поверхность.

Непосредственно после выпадения радионуклидов на поверхность древесных растений начинается их горизонтальная (переходят во внутренние ткани растений – внекорневое усвоение) и вертикальная (могут смываться осадками и отлагаться в подстилке из опавших листьев, почечной чешуи и веточек с дальнейшим переходом на почвенный горизонт) миграция. Также радионуклиды, первично задержанные кроной дерева, могут поверхностно перераспределяться по стволу дерева (интенсивность данного перераспределения зависит от строения поверхности внешнего слоя коры), при этом проникая во внутренние ткани древесных растений. В большей степени такое перераспределение наблюдается у сосны, кора которой на основной части ствола характеризуется минимальными сорбционными свойствами, в меньшей степени – у ольхи и дуба (Алексахин, 1977; Щеглов, 1999; Пути миграции искусственных..., 1999).

Основную роль в поглощении радионуклидов деревьями играют листва (хвоя) и корни (Бергалы, 2005 и др.).

Абсорбция листвой (хвоей) радионуклидов слабо освещена в литературе. В настоящее время не ясно, какие процессы и структуры действуют в случае разных радионуклидов. Имеющиеся данные об абсорбции листвой радионуклидов получены, главным образом, через аналоги с нерадиоактивными загрязняющими веществами (токсичные газы, металлы) либо в вегетационных опытах с низшими растениями (Кабата-Пендиас и др., 1989; Трансурановые элементы..., 1985).

В общем, абсорбция листьями радионуклидов, как и других элементов, зависит как от свойств самих растений (размера и формы листовых пластинок, густоты волосяного покрова листвой поверхности, степени покрытия листьев воском, характера архитектоники кроны и положения в ней листьев), так и от условий и характера загрязнений (химической формы радионуклидов и размера частиц, температуры среды, степени освещенности и др.) (Черненкоова, 2002 и др.). Непосредственное поглощение листвой может происходить через устьица или кутикулу. Проникновение в устьица растворенных радионуклидов обеспечивается несколькими механизмами, при этом определяющими факторами служат поверхностное натяжение раствора, смачиваемость и морфологическое строение пор. Проникновение через кутикулу зависит от морфологического строения поверхности и химического состава кутикулы. Чем дольше загрязняющие вещества находятся на поверхности растения, тем выше вероятность их всасывания (Кабата-Пендиас и др., 1989).

В отношении плутония (Pu) и америция (Am) в лабораторных экспериментальных исследованиях было установлено, что листьями поглощается около

1×10^{-6} Pu, нанесенного на листья в виде окиси. Доступность Am, также нанесенного в виде окиси, была в 2–5 раз выше при сравнимых размерах частиц (Трансурановые элементы..., 1985).

Корни являются главным поглощающим органом растений. На процесс поглощения корнями влияют два фактора – почва и растение. Размеры корневого поглощения радионуклидов определяются свойствами почв и процессами, протекающими в них. Почва, как правило, полно и прочно сорбирует микроколичества радионуклидов, поэтому способность разных радионуклидов поглощаться растениями тесно связана с их возможностью переходить из почвы в раствор. Различные сочетания таких факторов, как pH среды, концентрация элемента, влажность почвы, присутствие в растворе других катионов, коллоидов и воднорастворимых веществ, могут либо благоприятствовать увеличению миграционной способности и поступлению радионуклидов в растения, либо снижать его (Молчанова и др., 2001). Поступление радиоактивных элементов из почвы в растение, как и других элементов, определяется физико-химическими процессами на границе контакта поверхности корня и почвы. Главными из этих процессов являются диффузия, обменные реакции и сорбция (Красников и др., 1969).

В целом изучение поглощения радионуклидов растениями из почвы проводится на основе анализа коэффициента перехода (КП) радионуклидов из почвы в растение, который определяют как отношение концентрации радионуклидов в растении (Бк/кг сухой, сырой массы или золы) к их концентрации в почве на определенной глубине (Бк/кг сухой, сырой массы или золы). Из основных свойств почвы, влияющих на КП, следует отметить: pH, способность к катионному обмену, содержание и состав органического вещества, содержание и минеральный состав глин (Евсеева и др., 1962; Алексахин, 1977, 1992; Кабата-Пендиас и др., 1989; Пристер и др., 2003 и др.).

Главная трудность в установлении, обосновании и применении КП из почвы в растение состоит в том, что он определяется общей концентрацией радионуклида в почве. Для многих радионуклидов общая концентрация в почве мало или совсем не связана с последующим поглощением растением. Кроме того, этот коэффициент определяют для равновесных условий (Пути миграции искусственных..., 1999). В литературе нет единого мнения о принципе расчета КП химических элементов в растения для реальных почв, т.е. в условиях неоднородного распределения элемента в пределах корнеобитаемого слоя почвы.

Усвоение урана и трансураниевых элементов растениями из почвы посредством корневой системы осуществляется в незначительных количествах. При нормальных содержаниях урана в почвах ($n \times 10^{-4}$ %) его содержание в золе растений обычно равно 1×10^{-5} – 5×10^{-5} %. Таким образом, КП для урана значительно меньше единицы. Даже в пределах урановых месторождений, где концентрация урана в почвах достигает $n \times 10^{-2}$ % и даже $n \times 10^{-1}$ %, концентрация урана в золе растений равна 10^{-4} %. Только в отдельных случаях она достигает $n \times 10^{-3}$ – $n \times 10^{-2}$ %. При повышении концентрации урана в почве наблюдается повышение его концентрации в золе растений. Однако, это увеличение непропорционально содержанию урана в по-

чве (Ковалевский, 1966, 1991). Основным фактором, определяющим усвоение плутония и америция растениями из почвы, является их растворимость в почве. Трансурановые элементы отличаются степенью их доступности для растений согласно следующему ряду: $Pu < Am \leq Cm < Nr$ (Баранов и др., 1973; Трансурановые элементы..., 1985).

Относительное значение корневого усвоения по сравнению с листовым поглощением как пути поступления радионуклидов в растения зависит от нескольких факторов. Для растворимых соединений, которые в почвенном растворе остаются доступными, процессы корневого усвоения по своей эффективности равны или превышают эффективность процессов листового поглощения. Для нерастворимых элементов, которые сорбируются на частицах почвы и становятся недоступными для корневого усвоения, листовая поверхность является более эффективным местом усвоения. Для трансурановых элементов считается, что корневое усвоение незначительно по сравнению с поступлением из атмосферы. Однако это справедливо лишь в периоды, когда трансурановые элементы выбрасываются в атмосферу или подвергаются ветровому подъему. В масштабах длительного времени вклад корневого усвоения начинает увеличиваться. С течением времени значительная доля радионуклидов, первично задержанных растительным покровом, попадает в почву в результате отмирания наземной растительности, листопада, вымывания атмосферными осадками с поверхности растений и других причин (Трансурановые элементы..., 1985). Авторами некоторых работ (Щеглов, 1999, 2001; Молчанова и др., 2001; Козубов и др., 2002) отмечается, что уже спустя 2–3 года после выпадений радионуклидов именно корневое поступление становится процессом, определяющим загрязнение растений. В целом соотношение внекорневого и корневого путей поступления радионуклидов в растения (в том числе древесные) оценить очень трудно.

На процесс поглощения любых химических элементов (в том числе радионуклидов) растениями оказывают большое влияние формы нахождения этих элементов во внешней среде (различные формы имеют неодинаковую доступность для растений, а некоторые из них могут быть недоступны для них) (Ковалевский, 1991; Сапожников и др., 2006).

Растения поглощают химические элементы всеми своими органами из всех фаз внешней среды: твердой, жидкой и газообразной. С предельно высокой интенсивностью растения поглощают доступные им газообразные формы химических элементов надземными частями. Поглощение химических элементов, не образующих газообразных форм, происходит только из твердой (почва) и водной фаз. Растворенные в воде формы химических элементов поглощаются растениями со значительно большей (в тысячи раз) интенсивностью, чем из твердой фазы, контактирующей с корневыми системами.

Интенсивность поглощения растениями элементов увеличивается во всех случаях, когда они представлены легкорастворимыми минералами, и уменьшается, когда минералы являются труднорастворимыми. Растениям доступны соединения химических элементов, растворимые в воде, а также в растворах органи-

ческих или минеральных кислот, имеющих кислую реакцию, близкую к реакции корневых выделений – рН 2,0–5,0 (Ковалевский, 1966, 1991; Ковальский, 1974).

На доступность растениям химических элементов влияет размерность их минералов, контактирующих с всасывающими корнями. Это влияние также весьма существенно, так как при достаточно большой величине зерен или кристаллов химические элементы даже легкорастворимых в кислотах минералов оказываются недоступными для растений. В то же время растениям доступны химические элементы, представленные дисперсными формами (<0,01 мм) минералов, весьма устойчивых к выветриванию и не растворимых в кислотах (Ковалевский, 1991).

Также в рамках вопроса о накоплении радионуклидов древесными растениями представляется целесообразным упомянуть об исследованиях А.Л. Ковалевского (1991) в области биогеохимии растений, результатом которых стало выявление барьерного и безбарьерного типов накопления химических элементов (в том числе урана и трансурановых) различными видами, частями и тканями растений. В случае барьерного типа речь идет о наличии у растений специфических физиолого-биохимических механизмов ограничивающих поступление в них избыточных количеств химических элементов из питающей среды. Барьерное накопление ряда химических элементов (в том числе урана, плутония, америция и нептуния) в одних органах и частях растений может сопровождаться безбарьерным накоплением в других частях тех же особей, т.е. отмечена резкая дифференциация различных анатомических частей растений по типам накопления химических элементов, находящихся во внешней среде в больших концентрациях. Для большинства химических элементов безбарьерным типом накопления характеризуются небольшое число групп растений (мохообразные и лишайники) и определенные анатомические части большинства растений. К ним относятся корни травянистых, кустарниковых и древесных растений и внешние слои коры стволов древесных растений. Наибольшие концентрации тяжелых металлов (в том числе урана) наблюдались в покровных тканях корней: в корке, коре или экзодерме корней, а наименьшие – во флоэме и ксилеме, т.е. в проводящих тканях. Это, видимо, объясняется тем, что значительное количество тяжелых металлов поглощается внешними тканями корней адсорбционным путем. Автором предполагается, что именно адсорбционные процессы являются основными механизмами барьерного накопления. Они реализуются на клеточных мембранах эпидермы всасывающих корней, в специфических тканях типа узлов стеблей, в проводящей системе растений. Кроме того, барьерный механизм может также заключаться в переводе физиологически активных форм химических элементов, находящихся в клеточных и межклеточных растворах, в физиологически неактивные формы твердой фазы – биолиты (размером <1 мкм). Среди основных выводов, вытекающих из выявления и изучения системы барьерного – безбарьерного накопления химических элементов растениями, А.Л. Ковалевский отмечает, что тип накопления химических элементов, находящихся в больших концентрациях в питающей среде, зависит от фаз вегетации растений. Безбарьерное накопление ряда химических элементов (среди которых указывается и уран) характерно для заключи-

тельной фазы вегетации – после созревания и в период зимнего покоя. В этот период безбарьерное накопление может сопровождаться выделением избыточных количеств химических элементов в твердой фазе в виде биолитов – биогенных минералов в живых тканях растений. Также отмечается, что результаты, относящиеся к сложной проблеме изучения барьерных типов накопления химических элементов растениями, предварительные и требуют проверки и детализации (Ковалевский, 1991).

О существовании защитного механизма у растений, который ограничивает поступление химических элементов в растение, также упоминается в работах А. Кабата-Пендиас и др. (1989), В.Б. Ильина и др. (1991), Т.В. Жуйковой (2005) и др.

После поглощения радионуклидов корнями или листвой (хвоей) происходит их дальнейшее распределение по структурным компонентам дерева.

Распределение радионуклидов по структурным частям дерева. Особенности распределения радионуклидов по структурным частям дерева рассмотрены в литературе, где имеется материал по накоплению ^{137}Cs и ^{90}Sr в различных компонентах деревьев в условиях глобальных выпадений и послеаварийных ситуаций (как правило, в условиях чернобыльского выброса) (Алексахин и др., 1992; Щеглов, 1999; Козубов и др., 1999, 2002 и многие другие). При этом имеющиеся данные характеризуются значительной вариабельностью, что в целом свидетельствует о наличии большого числа факторов, влияющих на поступление радионуклидов в растения, и, часто, выявленные различными исследователями закономерности распределения радионуклидов в дереве имеют взаимоисключающий характер.

Для общего представления о распределении радионуклидов по структурным компонентам дерева кратко рассмотрим результаты некоторых исследований по изучению древесных растений, которые проводились после чернобыльской аварии.

В работах И.М. Булавика и А.Н. Переволоцкого было установлено, что на большей части загрязненной территории центральных районов Русской равнины максимальная концентрация ^{137}Cs отмечается в коре, затем (в порядке убывания) в ассимилирующих органах, ветках и минимальная – в древесине (в то же время внутри этих рядов наблюдаются определенные вариации, которые свидетельствуют о сложности механизмов перераспределения радионуклидов по структурным компонентам деревьев) (Булавик и др., 1994).

А.И. Щегловым отмечается, что на этапе аэрального загрязнения максимальная концентрация ^{137}Cs практически у всех пород наблюдается в ассимилирующих органах и ветвях мелких; кора наружная и ветви крупные загрязняются в меньшей степени. Минимальная удельная активность отмечается в коре внутренней и древесине. Далее, на этапе корневого пути загрязнения (спустя 2–3 года после выпадений) у хвойных пород наиболее загрязнены ^{137}Cs ассимилирующие органы и внутренние слои коры; минимально – древесина и кора наружная. Накопление древесным ярусом другого радионуклида чернобыльского выброса –

^{90}Sr – первоначально определяется теми же факторами, что и ^{137}Cs , и соответствует ему. Однако в последующем, на этапе доминирования корневого поступления, особенностью распределения ^{90}Sr по структурным компонентам можно считать его большее относительное содержание во внутренней коре и древесине (Щеглов, 1999).

Важную информацию о распределении элементов внутри дерева несут в себе годовичные кольца. В общем плане установлено, что концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в радиальном направлении (по годовичным кольцам) и по высоте (от комля к вершине) стволовой части дерева изменяется (Щеглов, 1999; Бузынный и др., 1996; Фесенко и др., 2003 и др.). Однако конкретные данные, выявленные различными исследователями, зачастую противоречивы. Например, в работе А.И. Щеглова утверждается, что в наибольшей степени радионуклидами загрязнено внешнее кольцо текущего года формирования, и это, видимо, обусловлено интенсивно идущими здесь ростовыми процессами и поступлением радионуклидов с вертикальным потоком минеральных солей, мигрирующих по камбию ствола дерева. В каждом последующем году абсолютный максимум концентрации радионуклидов перемещается в новое формирующееся кольцо, также большая концентрация в этом кольце у комля (Щеглов, 1999). Вместе с тем анализ радиального распределения в работе М. Бузынного с соавторами показывает, что радионуклидами чернобыльского выброса загрязнены, хотя и в значительно меньшей степени, годовичные кольца, сформированные в доаварийный период. Попадание туда радионуклидов происходит, видимо, с акропетальным током минеральных солей (нисходящая ветвь биологической миграции), а также по смоляным ходам (у сосны) из-за существующего в радиальном направлении градиента концентрации элементов, в том числе и радионуклидов, в мигрирующих по стволу дерева растворах (Бузынный и др., 1996).

Вопрос, касающийся закономерностей распределения радионуклидов по высоте ствола дерева, является в настоящее время еще более дискуссионным. Согласно данным А.И. Щеглова концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в кольцах одного года формирования снижается от комля к вершине. Однако исследование концентрации радионуклидов в древесине стволов некоторых пород на разной высоте – у основания ствола, на $1,3\text{ м}$, $\frac{1}{4}\text{ Н}$ (Н – высота дерева), $\frac{1}{2}\text{ Н}$ и $\frac{3}{4}\text{ Н}$, проведенное И.М. Булавиком и А.Н. Переволоцким, показало, что в большинстве случаев повышение содержания радионуклидов проявляется в верхней части ствола, т.е. в зонах с активными ростовыми процессами (Щеглов, 1999; Булавик и др., 1994). Этот вывод согласуется и с нашими данными по изучению уровня накопления делящихся радионуклидов на разной высоте дерева, которые показаны на рис. 1.5 (Архангельская, 2004). Экспериментальные данные по изучению делящихся радионуклидов в годовичных кольцах спилов, отобранных на различной высоте от поверхности земли, показывают, что с увеличением расстояния по стволу дерева увеличивается и содержание делящихся радионуклидов в кольцах дерева. Так, минимальное количество делящихся элементов содержится на высоте 50 см и максимальное – на высоте 18 метров.

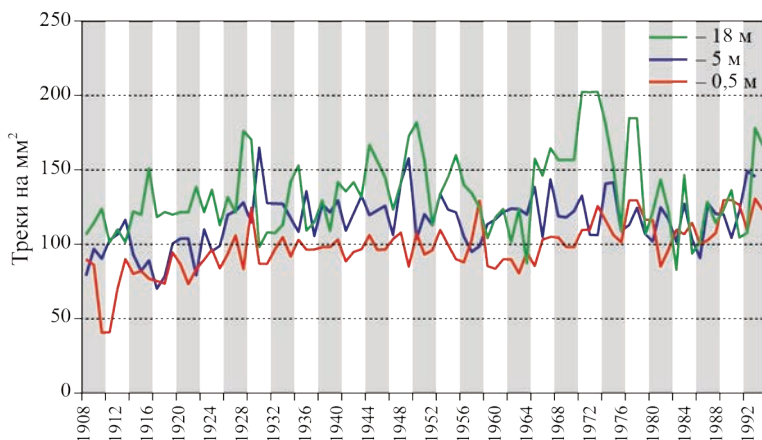


Рис. 1.5. Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезах одного дерева, отобранных на разных высотах

Для данных образцов, отобранных на разных высотах относительно поверхности земли, общая закономерность в распределении радионуклидов соблюдается, хотя наблюдаются отличия в содержании делящихся элементов по годам.

В последнее время (с начала 2000 года) опубликованы некоторые экспериментальные, а также модельные исследования закономерностей распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr по компонентам древесных растений и их ранжированию по способности к накоплению этих радионуклидов. В этих работах также отмечается сложный и неоднозначный характер распределения радионуклидов по высоте, диаметру ствола и в целом по компонентам древесных растений (хвоя, ветви, кора, древесина) (Козубов и др., 2002; Фесенко и др., 2003; Булавик, 2006).

Таким образом, из приведенных выше некоторых примеров видно, что полученные различными авторами данные о закономерностях распределения радионуклидов (цезия и стронция) носят подчас противоречивый характер. Данный факт еще раз свидетельствует о том, что распределение радионуклидов по компонентам древесных растений неоднозначно и определяется рядом сложных факторов, в частности, почвенно-экологическими условиями, формами нахождения радиоактивных элементов в выпадениях и биологическими особенностями вида.

По вопросу о распределении урана в древесных растениях у А.Л. Ковалевского отмечается, что для урана, скорее всего, имеет место акропетальный тип распределения в растениях, характеризующийся тем, что процент его содержания в растении уменьшается в направлении от корней к наземным органам (стволу, ветвям, листьям), а также от старых органов к молодым. В органах растений уран может распределяться как равномерно, так и иметь крайне неравномерное распределение в пределах одного органа (Ковалевский, 1969; Красников и др., 1969). Это особенно четко показали И.Г. Берзина с коллегами при исследованиях листового материала методом осколочной радиографии. Они установили, что уран в листьях деревьев, произрастающих вблизи урановых месторождений, имеет рассеянное распределение, повторяющее макроструктуру

самого листа, с резкими участками обогащения, над которыми образуются «звезды» треков от осколков деления урана-235 (рис. 1.6–1.8).

Проследить, как распределяются изотопы урана и плутония по годичным кольцам деревьев, позволяют исследования И.Я. Часникова, J. Garrec et al., а также наши данные. Большинство полученных материалов свидетельствуют о существовании некоторого перераспределения радионуклидов по годичным кольцам относительно года их поступления (Часников и др., 1997; Garrec et al., 1995; Рихванов и др., 2002, 2005, 2007; Архангельская, 2004).

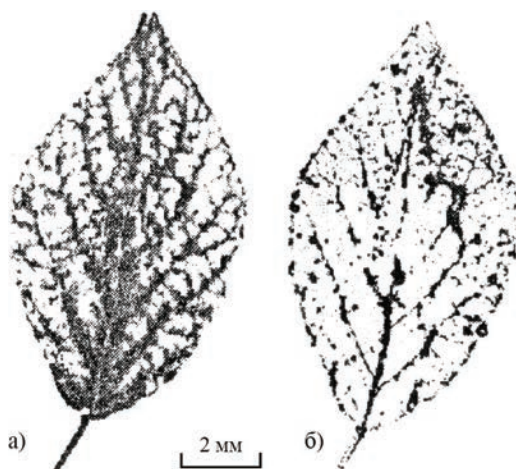


Рис. 1.6. Распределение урана в листе тополя, произраставшего вблизи отвалов уранового месторождения: а – лист тополя; б – детектор (по И.Г. Берзиной и др., 1993)

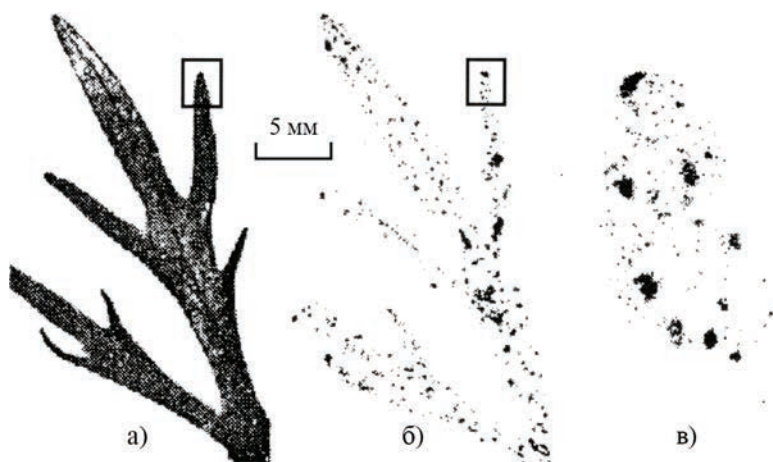


Рис. 1.7. Распределение урана в листе полыни, произраставшей вблизи уранового месторождения: а – лист полыни, б – общий вид детектора, в – часть детектора при большом увеличении. (по И.Г. Берзиной, 1993)

Наиболее ярким примером существования такого эффекта являются данные по изучению распределения плутония в годовых кольцах деревьев Японии (J. Garrec, T. Suzuki, Y. Mahara, 1995), где хорошо известно время первого массового его поступления в окружающую среду (1945). Тем не менее его аналитически определяемое количество обнаруживается в кольце 1967 (рис. 2.13, показан в главе 2). Это является одним из ограничений метода дендрохимии для ретроспективной оценки геохимического изменения биосферы, так как существует

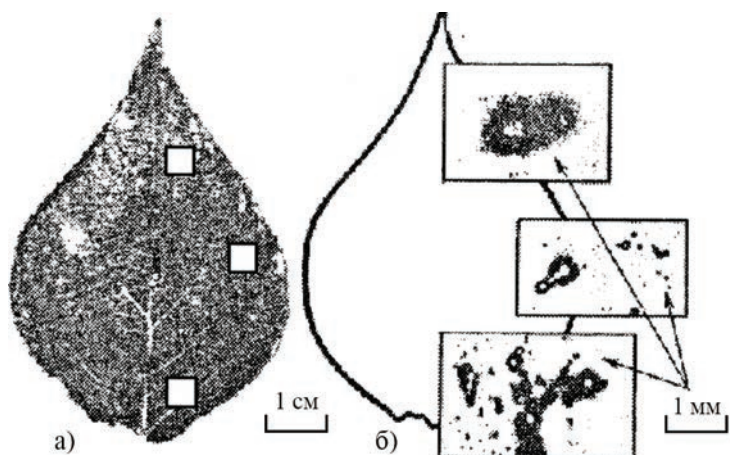


Рис. 1.8. Распределение урана в листе тополя, произраставшего в 20 км от уранового месторождения: а – лист тополя, б – детектор (по И.Г. Берзиной и др., 1993)

возможность ошибки в оценке времени поступления поллютантов в природную среду. На наш взгляд, это может играть роль только при изучении кратковременных рядов (десятки лет), но этот эффект нивелируется при исследовании долгосрочных рядов (Бергальи, 2005 и др.).

Глава 2

ДЕНДРОГЕОХИМИЯ КАК МЕТОД ОЦЕНКИ ПОСТУПЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ КОМПОНЕНТОВ В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Годичные кольца деревьев являются стратифицированными образованиями, которые, образуясь последовательно во времени, фиксируют в себе элементный состав среды своего обитания и, тем самым, накапливают информацию об изменении биосферы в течение длительного времени (Tout R.E. et al., 1977; Lepp N.W., 1975; Baes C.F., 1984; Hegemeyer J., 2000; Penninckx V., 1999; Guyette R.P. и Cutter B.E., 1994; Schweingruber F.H., 1996; Epstein, S. и Krishnamurthy R.V., 1990; Katayama Y.N. и др., 1986; Kudo A. и др., 1993; Momoshima N. и др., 1994; Okada N. и др., 1993; Aoki, T. и др., 1995.; Шиятов и др., 2000; Ваганов и др., 2000 и т.д.). Исследование годичных колец является особенно перспективным для решения задач по восстановлению истории антропогенного загрязнения окружающей среды за последние сотни лет.

На сегодняшний день существует сравнительно небольшое количество работ по изучению временной динамики поступления химических элементов вообще и радионуклидов в частности на основе изучения годичных колец деревьев.

Наиболее яркими ранними примерами использования дендрогеохимического метода для оценки поступления различных химических элементов в биосферу могут быть данные по накоплению хлора в природную среду, что особенно важно для исследования проблемы озоновой дыры, или поступления тяжёлых металлов в районах действующих перерабатывающих предприятий (Tout R.E., 1977; Abreu S.N., 2008; Robitaille G, 1981; Hegemeyer J., 1993; Watmough S.A., 1996; Ойя Г.А., 2011 и др.).

Так, R.E. Tout и другие (1977) на основании изучения срезов деревьев показали динамику увеличения концентрации хлора в древесине начиная с 1950 года за последующие 25 лет (рис. 2.1).

Не менее интересные данные были получены по поступлению фтора в районе работы алюминиевых заводов (Ойя Г.А., 2011) (рис. 2.2).

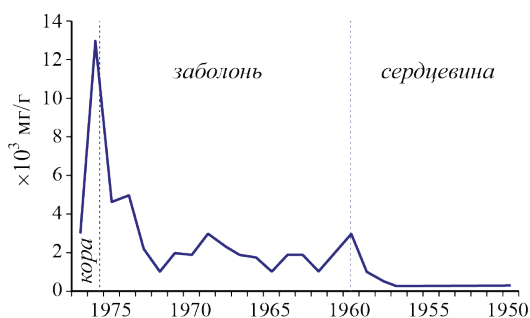


Рис. 2.1. Распределение хлора по годичным кольцам кедров (Tout и др., 1977)

Нами (Архангельская Т.А. и др., 2000) методом инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) исследованы годовые кольца лиственницы из района падения Тунгусского метеорита на ряд химических элементов (рис. 2.3). Анализ данных результатов показал, что максимальные содержания изученных элементов приходится на кольца 1907–1908 годов. Следовательно, внедрение посторонних объектов (Тунгусский метеорит) в окружающую среду отражается на составе древесины и фиксируется в годичных кольцах.

Liu Yu и другие (2009), используя метод ICP MS, проанализировали концентрации микроэлементов (Cd, Mn, P, Zn, и Pb) в годичных кольцах деревьев городской и пригородной территории г. Сиань. Концентрация каждого из пяти элементов в годичных кольцах имеет положительную корреляцию с производством металлов в данном районе.

A. Pantera и другие (2007) в своей работе представили первую попытку использования годичных колец в качестве индикатора предыдущих эпизодов загрязнения в районе Аттики в Греции, где показали количественную оценку элементов (Cu, Fe, Zn, Mn и Pb) за последние 140 лет (рис. 2.4). Все элементы, за исключением Pb, показали тенденцию к увеличению за весь период исследования. Наибольшие колебания элементов замечены в период с 1920 по 1969–1970 годы, что совпадает с основной производственной деятельностью в этом районе. Снижение концентрации всех элементов за последние несколько десятилетий может быть связано с внедрением природоохранных мероприятий, а уменьшение концентрации Pb – с прекращением выпуска в данном районе этилированного бензина.

Ю.В. Робертусом и другими (2010) были приведены исследования по возможности использования геохимических особенностей годичных колец деревьев в целях ретроспективного анализа прошлого «тяжелометалльного» загрязнения территории Горного Алтая. В ядерно-геохимической лаборатории МИНОЦ «Урановая геология» ТПУ (г. Томск) методом ИНАА проанализированы на 28 элементов образцы древесной золы годичных колец, взятых в 12 спилах лиственницы и кедра в населенных пунктах: Коргон, Кайсын, Кырлык, Абай, Огневка, Куяган, Барагаш, Верх-Ябоган, Ело, Иня, Бийка, Обога (рис. 2.5, 2.6). Содержание изученных элементов в золе лиственницы в период 1930–2009 года варьируется в значительных пределах и, как правило, превышает региональный фон в 2–5 раз, для отдельных элементов до 10–15 раз. За региональный фон условно принят период 1930–1939 годов, характеризующийся минимальным содержанием большинства элементов (табл. 2.1).

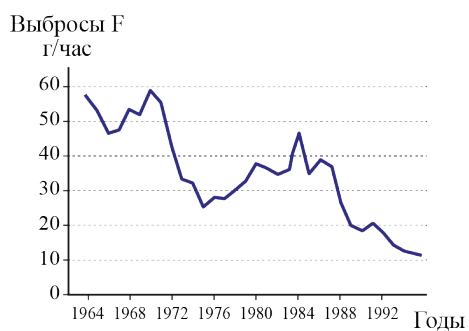


Рис. 2.2. Поступление фтора в природную среду вблизи алюминиевого завода Ардал (Норвегия) (по Ойя Г.А., 2011)

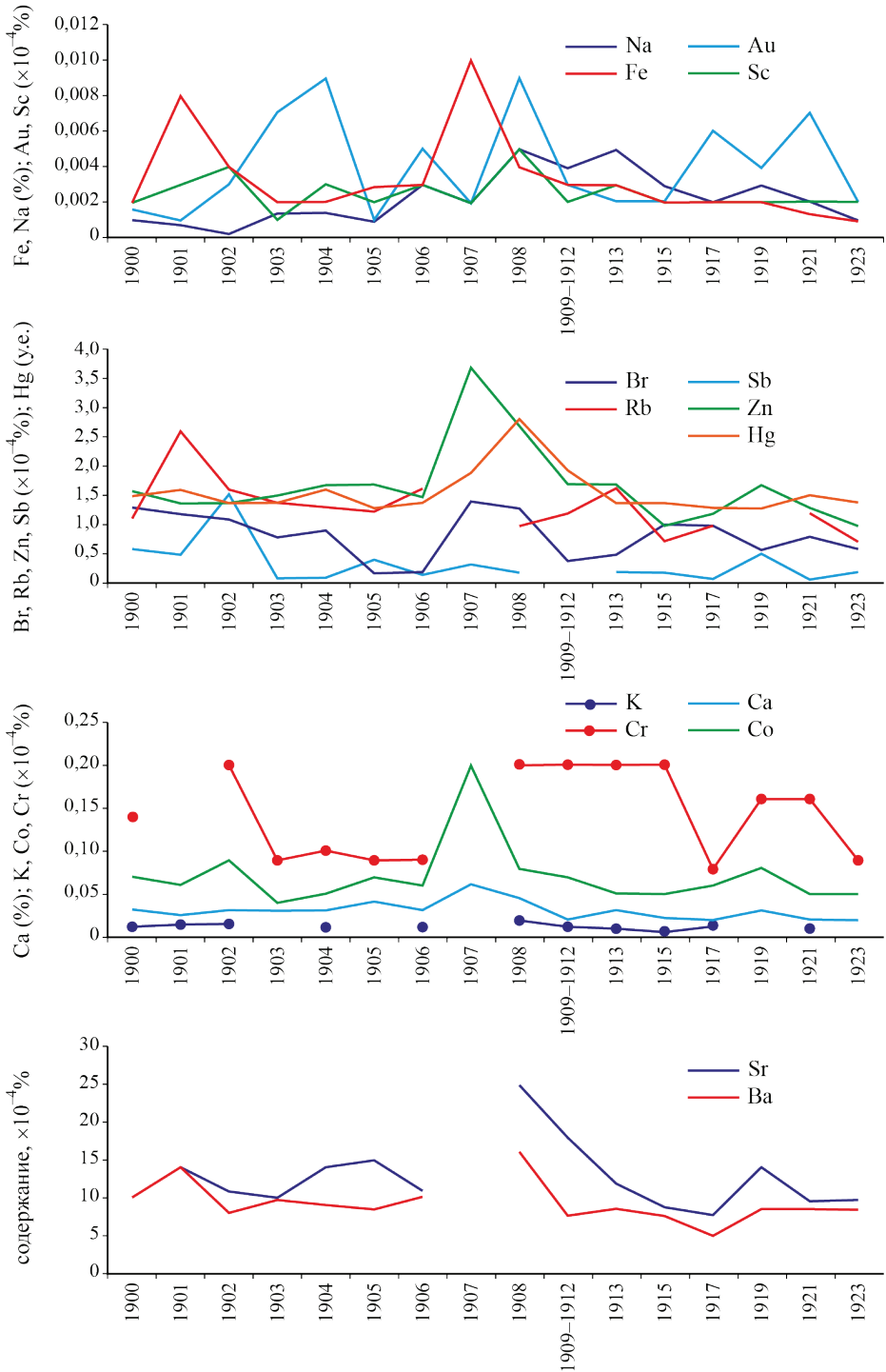


Рис. 2.3. Распределение элементов по годичным кольцам дерева из района падения Тунгусского метеорита

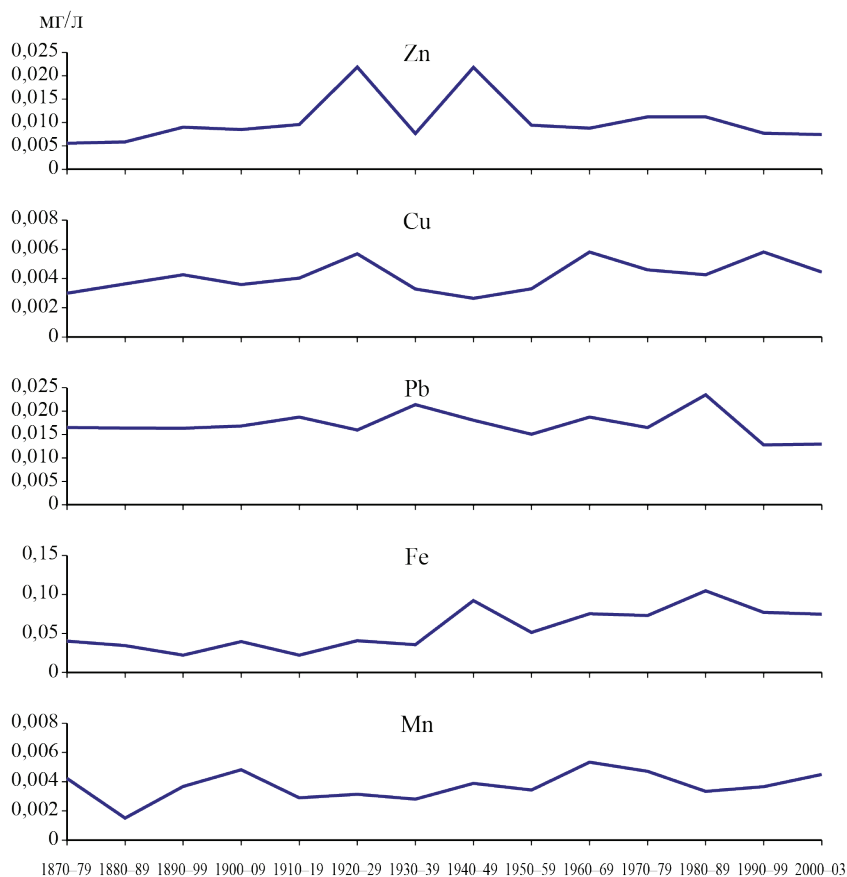


Рис. 2.4. Концентрация элементов в годичных кольцах деревьев по временным периодам (A. Pantera, 2007)

При этом достаточно чётко были установлены основные временные интервалы поступления ряда химических элементов в те или иные районы изученной территории. Пространственная локализация максимальных поступлений изученных компонентов совпадает с региональным трансграничным ореолом загрязнения снегового покрова.

Имеются также попытки оценить динамику изменения уровня накопления техногенных радионуклидов в годовых кольцах деревьев.

Akira Kagawa и другие (2001) изучили распределение ^{90}Sr в годичных кольцах деревьев Японии. Полученные данные отражают локальные и глобальные поступления данного элемента в атмосферу и отчетливо

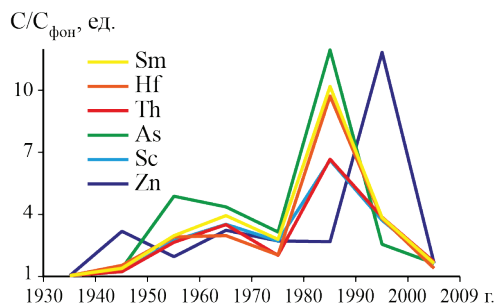


Рис. 2.5. Надфоновое содержание элементов ($C/C_{\text{фон}}$) в золе лиственницы из пункта Кайсын (по Робертусу Ю.В., 2010)

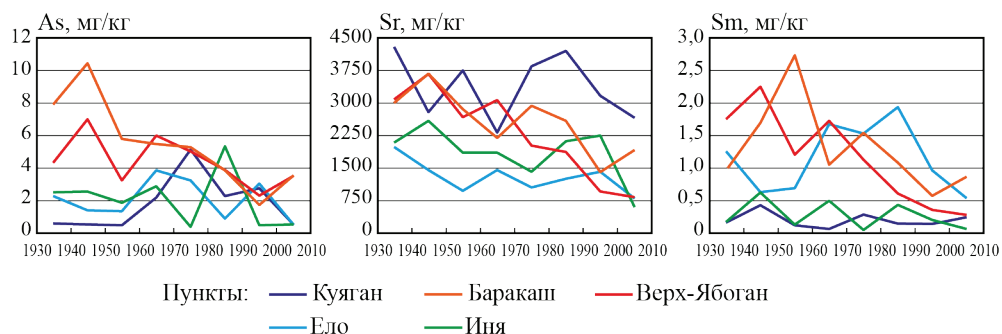


Рис. 2.6. Тренды изменения концентрации элементов в годовых кольцах лиственницы (по Робертусу Ю.В., 2010)

фиксируют взрыв 1945 года в Хиросиме (рис. 2.7).

В настоящее время проблемой оценки загрязнения древесной растительности радионуклидами, которое сопровождается ядерно-топливным циклом, а также естественными радионуклидами (в т.ч. ураном), которые в результате деятельности человека перемещены из земных недр на поверхность в значительных количествах и формируют техногенно изменённый, обычно повышенный, радиационный фон, занимаются лишь немногие исследователи (Позолотина и др., 2000; Рихванов и др., 2002, 2004, 2005, 2006, 2007; Анисова, 2006; Coleman et al., 2001; Duffa et al., 2003, 2005; Thiry et al., 2005).

В.Н. Позолотиной и другими проводилось радиоэкологическое исследование техногенных ландшафтов Южной Якутии, в рамках которого изучалось загрязнение древесной растительности ураном и радием (Позолотина и др., 2000). В ходе исследований были выявлены особенности миграции и распределения в почвенно-растительном покрове ^{226}Ra и ^{238}U , а также оценено их биологическое воздействие на древесные растения на примере ольхи кустарниковой.

В Национальном исследовательском Томском политехническом университете (под руководством Л.П. Рихванова) проводятся исследования по изучению древесных растений различных регионов (Сибири, Алтая и др.) с использованием осколочной радиографии и других методов (Рихванов и др., 2002, 2007; Архангельская, 2004; Фетисова и др., 2005, 2006, 2007).

Л.П. Рихвановым и другими (1997) была сделана первая попытка изучить уровень накопления делящихся элементов в годовых кольцах деревьев в зоне влияния Сибирского химического комбината (СХК), используя методику осколочной

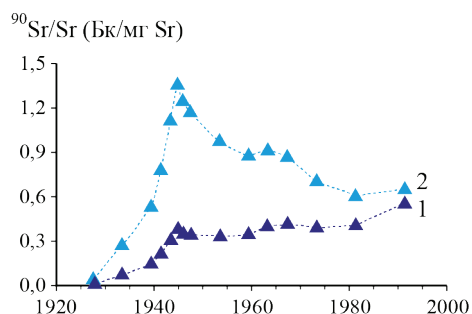


Рис. 2.7. Радиальное распределение $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ в японском кедре из района г. Хиросима: 1 – полученные данные; 2 – данные, скорректированные с учетом периода полураспада (28,8 лет) ^{90}Sr (Akira Kagawa, 2010)

Таблица 2.1

Среднее содержание элементов (мг/кг) в золе лиственницы в Западном Алтае (профили I, II)

Элементы	1930–1939*	1940–1949	1950–1959	1960–1969	1970–1979	1980–1989	1990–1999	2000–2009
Sm	1,17	1,26	1,31	1,40	1,23	1,43	0,86	0,70
Ce	14,6	16,0	14,9	17,0	14,3	17,8	9,4	9,8
Lu	0,092	0,094	0,084	0,108	0,092	0,108	0,079	0,052
U	0,49	0,55	0,47	0,66	0,45	0,36	0,27	0,46
Th	1,79	1,81	1,68	2,15	1,90	1,85	1,44	1,23
Cr	243,1	524,3	282,5	366,1	281,7	304,8	202,6	161,4
Yb	0,58	0,51	0,55	0,69	0,50	0,59	0,44	0,45
Hf	1,21	1,27	0,99	1,41	1,38	1,28	0,87	0,60
Nd	12,8	13,5	11,8	11,4	13,2	13,8	1,5	2,9
As	3,6	4,5	7,1	4,5	3,6	4,4	2,8	2,8
Ag	4,41	5,38	6,42	6,95	8,25	5,60	5,10	1,80
Br	11,5	8,1	17,3	15,1	8,9	8,1	7,7	9,3
Cs	1,46	1,72	1,78	2,42	2,96	1,96	1,88	1,31
Tb	0,176	0,205	0,190	0,224	0,175	0,174	0,127	0,082
Sc	2,89	2,91	2,64	3,20	2,73	3,51	2,24	1,79
Zn	969	785	1 454	1 200	1 023	971	2 499	1 157
Na, %	0,84	1,08	0,90	1,13	1,02	1,05	0,77	0,64
La	6,9	7,7	6,4	8,8	7,7	7,2	6,0	5,4
Sb	1,40	2,34	4,46	2,49	1,95	1,22	1,06	0,95

* – региональный фон; выделены максимальные (■) и субмаксимальные (■) концентрации.

(f) радиографии (патент №2265869). При этом было обнаружено присутствие в древесине ртути, которая накапливалась в определенные временные интервалы и отчетливо фиксировала направление основной «розы ветров» в районе ПЯТЦ (рис. 2.8, 2.9).

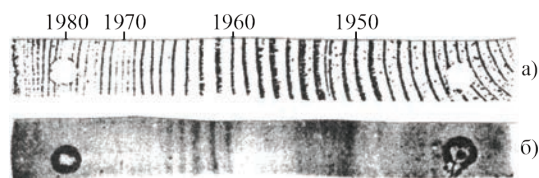


Рис. 2.8. Макрорадиография активированного образца спиля сосны из зоны влияния СХК: а) годовые кольца в дереве; б) макрорадиография. Рентгеновская плёнка, негатив. (Рихванов Л.П., 1997)

Ж.М. Анисовой изучаются эколого-биологические особенности аккумуляции урана в биогеоценозах сосновых лесов Белоруссии, в том числе определяются уровни содержания и характер распределения урана в структурных частях различных видов древесных растений (Анисова, 2006). Этим исследователем отмечен высокий уровень урана в золе сосны Белоруссии, концентрация

которого колеблется в разных частях дерева (хвоя, ветви, корни, кора, древесина) с максимальным накоплением в древесине и коре.

J.D. Edmands и другими (2001), при проведении мониторинговых исследований радиоактивного загрязнения окружающей среды, изучалось содержание различных изотопов урана в древесных растениях и при этом было зафиксировано резкое изменение изотопного отношения $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ в древесине деревьев в местах проведения подземных ядерных взрывов, что, в свою очередь, предлагается использовать в качестве индикатора при изучении радиоактивного загрязнения природной среды в результате утечки радионуклидов из хранилищ радиоактивных отходов, полостей подземных ядерных взрывов и др.

Y. Thiry и другие определяли содержание урана в древесине деревьев, произрастающих на рекультивированном участке отвала урансодержащих горных пород в Бельгии. В исследовании были показаны особенности накопления урана по

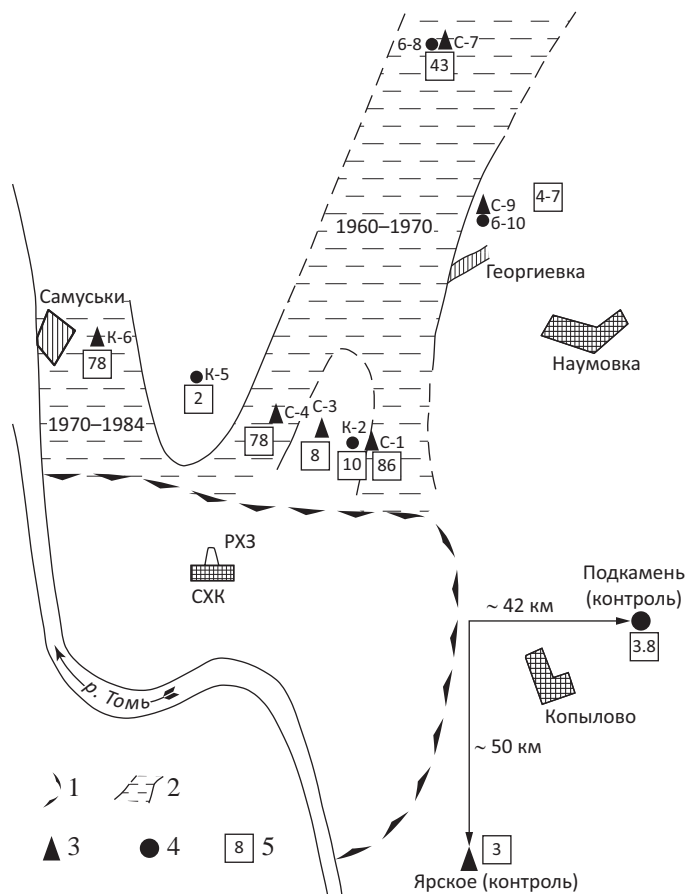


Рис. 2.9. Схематическая карта распределения ртути в годовых срезах деревьев (по изотопу Hg-203) в районе СХК: 1 – территория СХК; 2 – аномальная зона содержания ртути в деревьях. Места отбора спилов деревьев и их видовой состав: 3 – сосна; 4 – береза; 5 – количество изотопа Hg-203 (имп/сек • кг). 1960–1970 – максимальная приуроченность ртути к годовым кольцам этого возраста (Рихванов Л.П., 1997)

структурным компонентам дерева и рассчитаны коэффициенты биологического поглощения урана из почвы. Также была экспериментально показана существенная роль корневого барьера у древесных растений (Thiry и др., 2005).

Н.Н. Ковалюх и другие (1995) проводили исследования по изучению особенностей накопления радиоуглерода (^{14}C) в годичных кольцах сосен, произрастающих в окрестностях Сибирского химического комбината (Томская область). По результатам анализа годичных колец была восстановлена динамика поступления

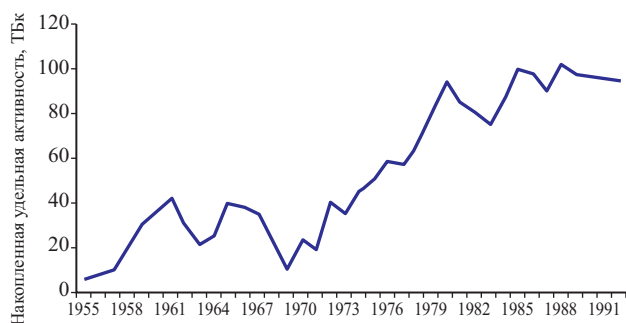


Рис. 2.10. Накопленная активность С-14 (мБк) от деятельности ядерных производств в районе СХК, реконструированная по его избыточному уровню в годовых кольцах деревьев (по Ковалюху и др., 1995)

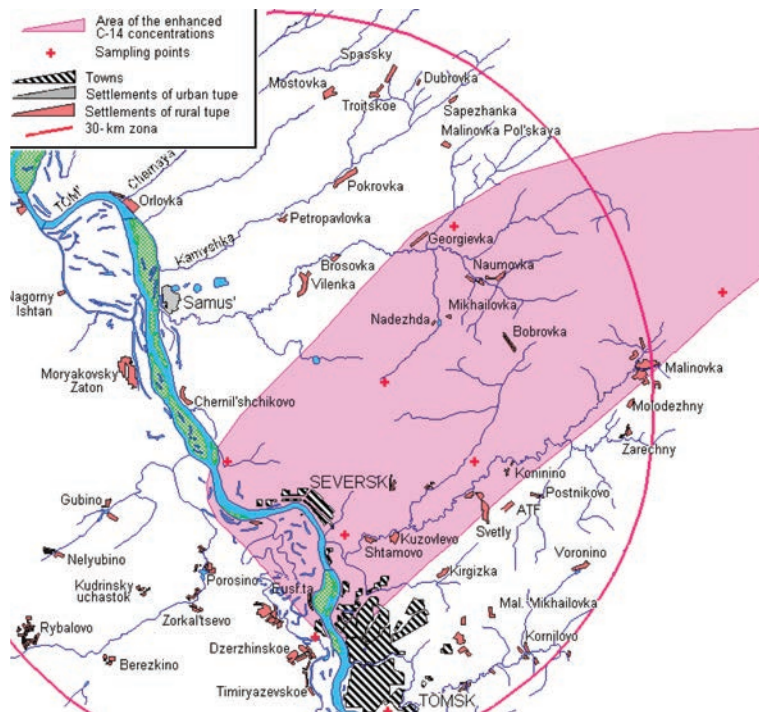


Рис. 2.11. Схематическая карта распределения С-14 в биологических объектах

радиоуглерода от производств Сибирского химического комбината и установлены основные этапы его поступления (рис. 2.10, 2.11).

М.Г. Бузынный и др. (1996) изучали распределение ^{90}Sr в годичных кольцах деревьев из зоны радиоактивного загрязнения после аварии на Чернобыльской АЭС и в зоне влияния Сибирского химического комбината Томской области. Были получены данные по многолетнему накоплению ^{90}Sr и выделены периоды максимального поступления в изучаемые деревья. Отмечено, что в процессе переноса ^{90}Sr по стволу принимают участие все годичные кольца деревьев. При этом отмечается существенное перераспределение ^{90}Sr между годичными кольцами деревьев. Так, авария 1986 года на ЧАЭС зафиксирована максимумом ^{90}Sr в годовом кольце 1987 года (срез дерева в 2,5 км от ЧАЭС) и в кольце 1985 года (срез дерева в 7,3 км от ЧАЭС). Исследованиями зафиксировано резкое (более чем в 40 раз) возрастание ^{90}Sr в древесине в период с 1950 по 1961 год, что приходится на период интенсивного испытания ядерного оружия в атмосфере (рис. 2.12).



Рис. 2.12. Распределение удельной активности ^{90}Sr по годичным кольцам дерева из района ЧАЭС (Бузынный и др., 1996)

Наиболее интересным и значимым для наших работ были исследования французских и японских специалистов (J. Garrec, T. Suzuki, Y. Mahara (1995)) по изучению содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в годичных кольцах деревьев Франции и Японии с использованием радиохимического метода анализа (рис. 2.13). В годичных кольцах ими зафиксированы глобальные выпадения $^{239,240}\text{Pu}$ во Франции и Японии, обусловленные испытанием ядерного оружия в атмосфере и аварией на Чернобыльской АЭС, а также поступления, связанные со взрывом плутониевой бомбы в 1945 году (Нагасаки, Япония).

На примере этой работы видно, что у метода дендрохимии есть существенный методический недостаток в определении времени поступления определяемых компонентов, связанный с биохимическим перераспределением поступающих в древесину химических ингредиентов, в данном случае плутония. Так, в срезе дерева в районе г. Хиросима поступление плутония должно было мак-

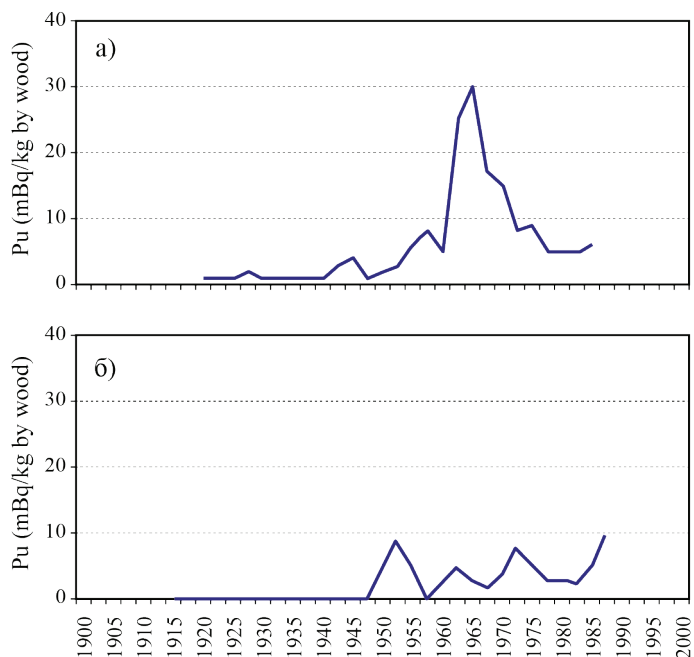


Рис. 2.13. Распределение концентраций $^{239,240}\text{Pu}$ в кольцах деревьев Японии (а) и Франции (б) (J.-P. Garrec и др., 1995)

симально зафиксироваться в годовом кольце 1945 года, что и наблюдается (американская атомная бомба на город была сброшена в августе 1945 года). Однако данный элемент в следовых количествах обнаруживается и в годовых кольцах деревьев вплоть до 1920 года. Но этого не наблюдается в срезе дерева из Франции.

И.Я. Часников и другие (1997), используя метод альфа-радиографии с использованием толстослойных ядерных фотоэмульсий, изучали накопление альфа-излучателей в годичных кольцах деревьев Казахстана, что позволило определить периоды радиоактивного загрязнения изучаемой местности (рис. 2.14, 2.15).

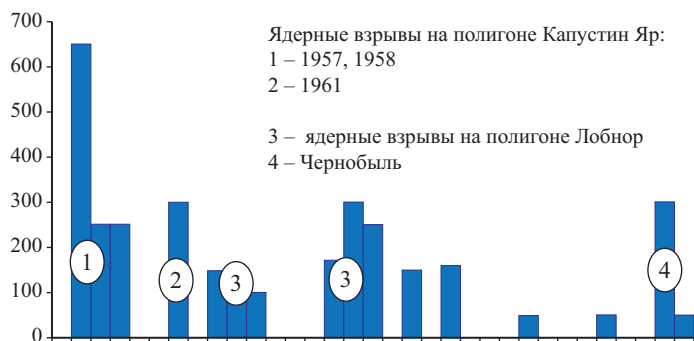


Рис. 2.14. Распределение превышения плотности потока альфа-частиц над аппаратным и природным фонами в годовых кольцах тополя в п. Урда ЗКО (по Часникову И.Я., 1997)

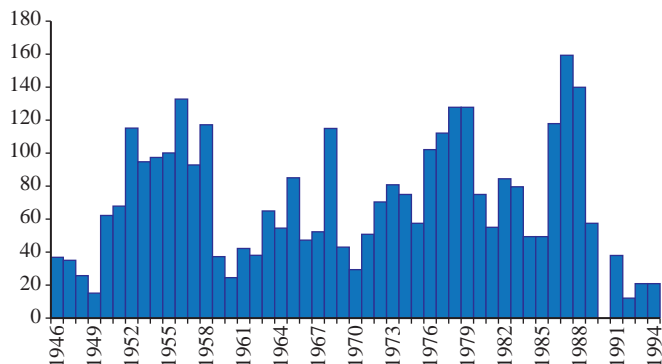


Рис. 2.15. График распределения альфа-треков на толстослойных фотопластинках по годовым кольцам срезов деревьев. Маркакольский район ВКО (по Часникову И.Я., 1997)

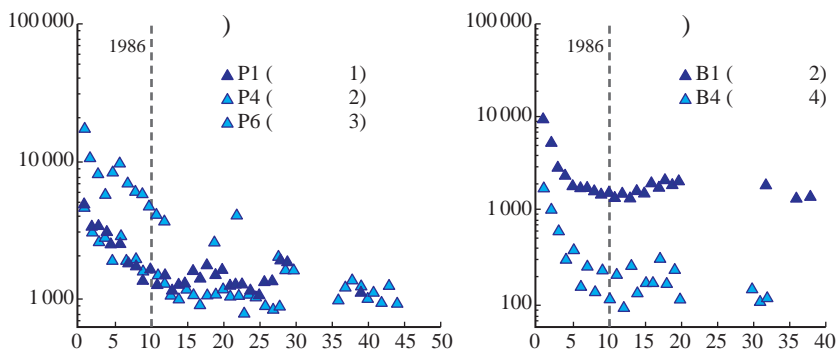


Рис. 2.16. Распределение Cs-137 (Бк/кг) по годовым кольцам деревьев сосны (а) и березы (б) (Фесенко С.В., 2003)

С.В. Фесенко и другие (2003) описали закономерности распределения ^{137}Cs по годовым кольцам 50-летней сосны и 40-летней березы, произраставших в Брянской области, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Данные, характеризующие удельное содержание

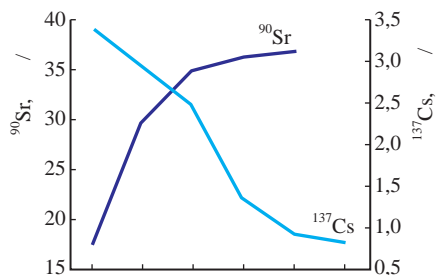


Рис. 2.17. Сезонная динамика содержания Cs-137 и Sr-90 в приросте сосны (элювиальный ландшафт, 30-километровая зона ЧАЭС)

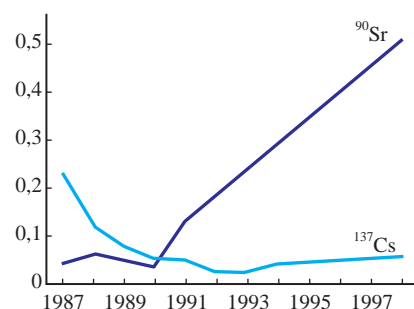


Рис. 2.18. Многолетняя динамика содержания Cs-137 и Sr-90 (кБк/кг) в древесине березы (элювиальный ландшафт, 30-километровая зона ЧАЭС)

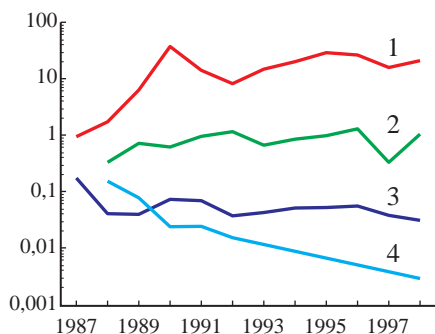


Рис. 2.19. Многолетняя динамика содержания Cs-137 (кБк/кг) в древесине сосны на различных участках: 1 – ближняя 5-км зона выпадений, автоморфный ландшафт, дерново-подзолистая супесчаная почва; 2 – дальняя зона выпадений, гидроморфный ландшафт, торфяно-подзолистая супесчаная почва; 3 – дальняя зона выпадений, автоморфный ландшафт, дерново-подзолистая супесчаная почва; 4 – дальняя зона выпадений, автоморфный ландшафт, чернозем оподзоленный тяжелосуглинистый

^{137}Cs (в Бк/кг) в годичных кольцах свидетельствуют о повышенных концентрация ^{137}Cs в кольцах, сформировавшихся после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году (рис. 2.16).

А.И. Щеглов и О.Б. Цветнова (1999, 2004) исследовали сезонную и многолетнюю динамику накопления основных радионуклидов чернобыльского выброса ^{137}Cs и ^{90}Sr в годичных кольцах сосны и березы в 30-километровой зоне ЧАЭС (рис. 2.17, 2.18, 2.19). Они показали, что сезонные концен-

трации этих радионуклидов более просты по сравнению с многолетними по форме и противоположны по характеру трендов. Многолетняя динамика содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесине неоднозначна. Для ^{137}Cs отмечается падение его содержания в древесине растений автоморфных ландшафтов и нарастание в условиях гидроморфных. Для ^{90}Sr выражен кумулятивный характер накопления в древесине, обусловленный кумулятивным характером его накопления.

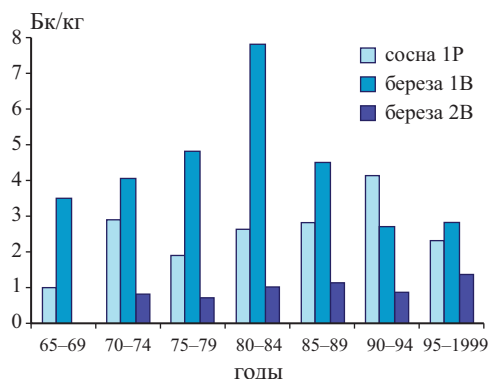


Рис. 2.20. Изменение удельной активности Cs-137 в древесинах 1Р, 2В, 2В по годам (Буткус Д., 2005)

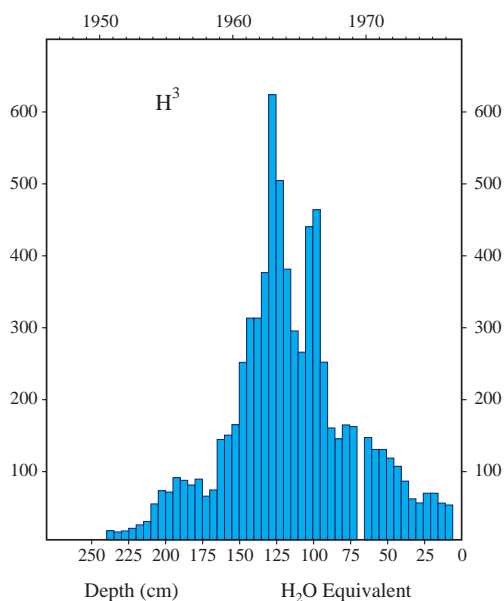


Рис. 2.21. Поступление ^3H в природную среду в период массовых испытаний ядерного оружия в атмосфере. Льды Антарктики (по «Environmental Radioactivity...», 1977)

Д. Буткус и другие (2005) изучали распределение ^{137}Cs и ^{40}K в годовых кольцах сосны и березы, произраставших в районе южной части Литвы. Они установили, что удельная активность ^{137}Cs в древесине увеличилась в 4 раза в период с 1965 по 2000 год. Увеличение ^{137}Cs возникает в результате проникновения радионуклида из хвои и коры (во время наибольшего загрязнения воздуха) либо после загрязнения почвы – через корни дерева (рис. 2.20).

Тенденция в накоплении делящихся элементов (U, Pu, Am, Np и др.) во времени является аналогичной накоплению в природных средах других техногенных осколочных элементов (C^{14} , H^3 , K^{35} , Sr^{90} , Cs^{137} и др.), образовавшихся в результате проведения ядерных взрывов. Особенно показательна в этом плане кривая накопления трития (рис. 2.21, 2.22).

Глобальные изменения в накоплении ^{14}C связаны так же с развитием атомной энергетики в целом и ядерными испытаниями. Так, на рис. 2.23 показана динамика накопления ^{14}C в волосах и крови людей в результате испытания ядерного оружия в атмосфере, а на рис. 2.24 – динамика накопления ^{14}C в тропосфере и поверхностных водах океана (Рихванов, 2009 и др.).

Т. Рахола и другие (2006 г.) провели измерения выпадений ^{137}Cs на территории Финляндии и установили, что глобальные

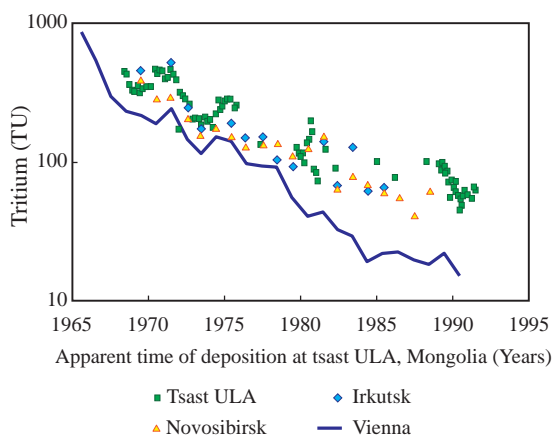


Рис. 2.22. Поступление ^3H в природную среду в некоторых районах Сибири и Австрии, по результатам изучения атмосферных осадков и снеготалой воды из ледников Монгольского Алтая (по Р. Zuzaan и др., 2004)

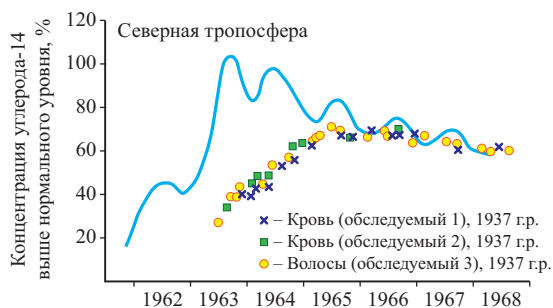


Рис. 2.23. Концентрация углерода-14 в тропосфере, а также в волосах и крови людей в Скандинавии (по Р. Грейбу, 1994)

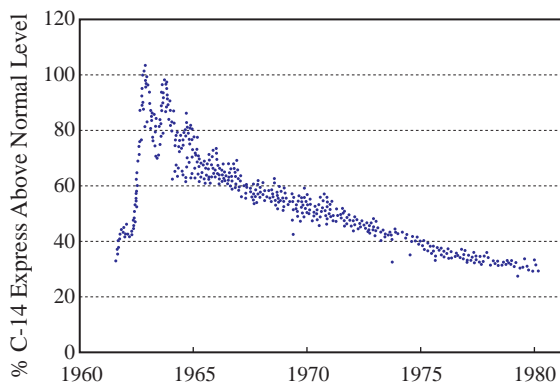


Рис. 2.24. C-14 в тропосфере и океанической поверхностной воде 1962–1981 (J. Geophys. Res. 88, 3621–3642, American Geophysical Union)

выпадения ^{137}Cs на планете, также приурочены к определенным временным интервалам. На рис. 2.25 показано изменение во времени концентрации ^{137}Cs в лишайниках и мясе оленей, а также содержания ^{137}Cs в организме оленеводов из северной Лапландии. Максимум накопления ^{137}Cs приходится на середину 60-х, что свидетельствует о глобальных выпадениях цезия на планете. Следующее увеличение накопления ^{137}Cs приходится на период, связанный с выпадением радионуклидов в результате аварии на ЧАЭС в 1986 году.

Анализ уровня накопления Pu в других стратифицированных образованиях также свидетельствует о том,

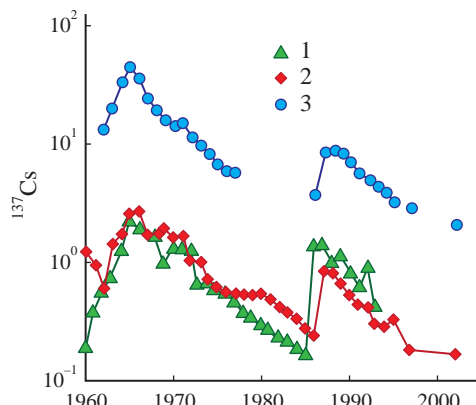


Рис. 2.25. Концентрация Cs-137 в лишайниках (1, кБк/кг сухой массы) и мясе оленей (2, кБк/кг живой массы); содержание Cs-137 в организме оленеводов (3, кБк) (Рахола Т., 2006)

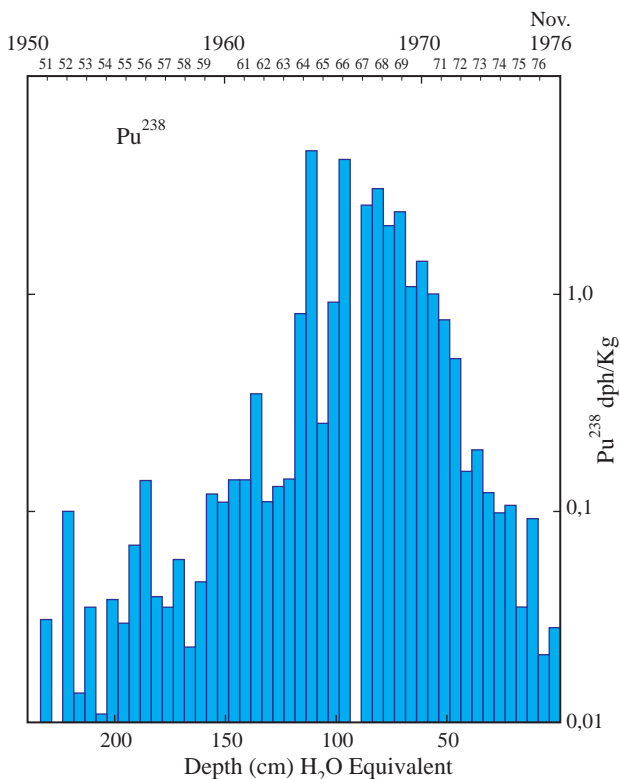


Рис. 2.26. Динамика изменения удельной активности ^{238}Pu во льдах Антарктики (по Minoru Koude и др., 1979)

что его глобальные выпадения на планете приурочены к определенным временным интервалам (Рихванов, 2009 и др.).

Анализ распределения ^{238}Pu позволяет фиксировать аварии и все события, связанные с испытанием оружия (Cutter et al., 1979). Отмечено, что период с 1955 по 1959 год во льдах Антарктики выпало максимальное количество $^{238+239}\text{Pu}$. Максимальный же пик накопления ^{238}Pu наблюдается в период с 1965 по 1966 год (рис. 2.26).

Анализ распределения Pu по годичным слоям кораллов позволил ученым воссоздать историю накопления – Pu-радиоактивных осадков в морской воде (Benninger L. и др., 1986). Этот материал свидетельствует о том, что в последовательно образующихся природных образованиях (годовых кольцах деревьев, торфяниках, ледниках, донных отложениях, кораллах и др.) будут фиксироваться все изменения химического состава биосферы. Необходимо только подобрать метод исследования. Для делящихся радионуклидов (U^{235} , Pu, Am, Np) весьма подходит метод радиографического анализа.

В заключение необходимо отметить, что годичные кольца в качестве долговременного источника информации об изменениях элементного состава окружающей среды имеют свои преимущества и недостатки при использовании их для ретроспективной оценки техногенного загрязнения окружающей среды. И с этим необходимо считаться.

Основными преимуществами являются точное и независимое датирование годичных колец, возможность получать непрерывные и длительные ряды наблюдений для сравнения, используя однократные обследования деревьев.

Ограничения связаны с тем, что к настоящему времени остается много вопросов по биологическому поглощению, передвижению и аккумуляции многих элементов (металлов, радионуклидов и др.) в древесине, что несколько тормозит использование годичных колец для оценки загрязнения окружающей среды (Garrec et al., 1995, Goor et al., 2004, Бергальи, 2005 и др.).

Глава 3

КРАТКИЙ ОБЗОР НАИБОЛЕЕ РАСПРОСТРАНЕННЫХ МЕТОДОВ РАДИОГРАФИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРИРОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Радиографические методы исследования относятся к группе ядерно-физических методов анализа (ЯФМА). К ЯФМА относятся методы, которые позволяют выявлять присутствие радиоактивных элементов (веществ) путём непосредственной регистрации радиоактивного излучения (α , β , γ) от природных или искусственных радионуклидов (альфа-, бета-, гаммаспектрометрия), находящихся в каком-либо веществе, либо по проявлению эффекта воздействия радиоактивного излучения на вещество (потемнение фоточувствительного материала, появление дефектов от следов движения альфа и других частиц в некоторых материалах, таких как нитроцеллюлозная плёнка и т.д.).

Эти методы позволяют в тех или иных сочетаниях определить присутствие радиоактивного вещества, место его локализации, вид и энергию излучения радионуклида, оценить его активность или концентрацию.

Исторически это был первый метод (Анри Беккерель, 1896), который дал возможность обнаружить явление радиоактивности и выявить, что её носителем являются соли урана (рис. 3.1).

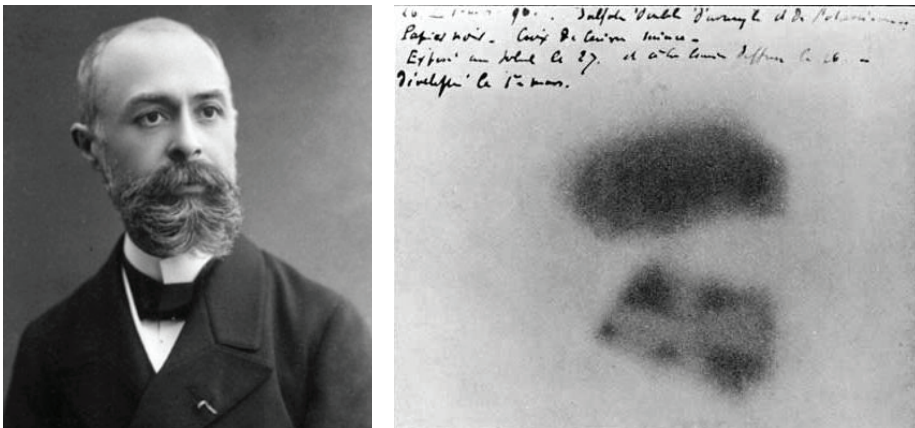


Рис. 3.1. Анри Беккерель, первооткрыватель радиоактивности и его первые радиографии (автомакрорадиографии)

Радиография – это метод ядерно-физического анализа, который позволяет обнаруживать присутствие радиоактивного вещества по эффекту его воздействия на какое-либо вещество, в первоначальном варианте на фоточувствительный материал, в результате чего на участках воздействия гамма-квантов, альфа- или бета-частиц происходит превращение галогенидов (бромидов и т.д.) серебра в металлическое серебро. При проявлении фоточувствительного слоя на негативе наблюдаются участки почернения, соответствующие месту нахождения радиоактивного источника. Плотность производимого серебра зависит от количества ионизирующего излучения (в классической фотографии – количество фотонов света, взаимодействующего с фоточувствительной серебросодержащей пленкой (Роджерс, 1972; Флеров, Берзина, 1979; Коробков, 1967; Жмодик и др., 2009 и т.д.).

Термин «радиография» дословно означает «запись излучения» (*radio* (лат.) – излучаю, *grafa* (греч.) – пишу).

Вначале этот термин применялся только при описании действия естественных радиоактивных (альфа-, бета-, гамма-) или рентгеновских излучений на чувствительный слой фотографической пластинки или эмульсии.

Позднее к этому методу стали относить всякое воздействие природного радиоактивного излучения или осколков спонтанного деления, а также радиоактивное излучение от активированных (искусственно возбужденных элементов) на какие-либо другие материалы, а не только на фотоэмульсию. Например, альфа-радиография фиксируется на нитроцеллюлозной плёнке, осколочная радиография – на слюде, лавсане или на кремниевых, германиево-кремниевых детекторах, с последующим преобразованием в цифровое электронное изображение (современная рентгенография, имиджеры и т.д.). В настоящее время разработаны методы цифровой радиографии, основанной на использовании способности некоторых люминофоров формировать скрытое изображение в зернах кристаллов люминофора, образующих покрытие пластины.

Под действием рентгеновского или гамма-излучения электроны внутри флуоресцентных кристаллов возбуждаются и переходят в квазистабильное состояние. Специальный считыватель сканирует экспонированную пластину лазерным пучком. При этом электроны высвобождаются из ловушки, что сопровождается эмиссией видимого света, длина волны которого отличается от длины волны излучения сканирующего лазера. Этот свет собирается фотоприемником и конвертируется в цифровой сигнал, преобразуемый в цифровое изображение. Одной из таких разработок является комплекс «Градиент», применяемый в промышленной радиографии.

Существует несколько подходов к классификации радиографических методов (Флеров, Берзина, 1979; Жмодик и др., 2009 и т.д.).

Классификация радиографических методов в данной монографии представлена в следующем виде:

1. Авторадиографический метод (авторадиография).
 - 1.1. Макроавторадиографический метод (макрорадиография).
 - 1.2. Микроавторадиографический метод (микрорадиография):

- а) альфа-радиография;
- б) бета-радиография.

1.3. Микрорадиография осколков от спонтанного деления U-238 и трансураниевых элементов в кристаллической структуре минералов.

2. Радиография продуктов индуцированного деления делящихся радионуклидов (U-235, Pu, Am а.е.) или радиоактивности от искусственно-полученных радиоактивных изотопов и излучений при взаимодействии с нейтронами, протонами и т.д. с нерадиоактивными элементами.

2.1. *n-f*-радиография (осколочная радиография).

2.2. *n-α*-радиография.

2.3. гамма- и бета- макрорадиография активированного нейтронами материала (нейтронно-активационная радиография).

Для понимания сущности методов и возможности их использования в дендрохимии рассмотрим некоторые основные их особенности.

3.1. Авторадиографический метод (авторадиография)

Радиография, фиксирующая радиоактивное излучение от радионуклида, который присутствует в исследуемом веществе естественной (U, Ra, Th) или искусственной (Cs-137, Co-60 и т.д.) природы с присущей ему собственной радиоактивностью называется авторадиографией (запись присущей веществу радиоактивности).

Среди авторадиографических методов можно выделить две разновидности: макро- и микроавторадиографию.

3.1.1. Макроавторадиографический метод

Радиоактивное излучение, которое фиксируется на фоточувствительном материале в виде потемнения фотоэмульсионного слоя, что свидетельствует о присутствии радиоактивного вещества неизвестной природы (α -, β -, или γ -излучения), называется макрорадиографией. На фотоматериале фиксируется суммарный эффект всех видов радиоактивного излучения. Такая радиография указывает на наличие радиоактивного вещества вообще, месте и характере его локализации (рис. 3.2, 3.3, 3.4, 3.5). Интенсивность потемнения зависит от суммарной активности радиоактивного вещества.

Как правило, наиболее распространённым материалом для получения макроавторадиографий могут быть рентгеновские пленки типа: Agfa, Kodak, PM, AF и др. Используются также фотографические пластинки и некоторые сорта фотобумаги и фотоплёнки, выпускаемые промышленностью для обычной фотографии.

Основным критерием, определяющим пригодность фотоматериалов для целей радиографии, являются высокая разрешающая способность эмульсий, их зер-

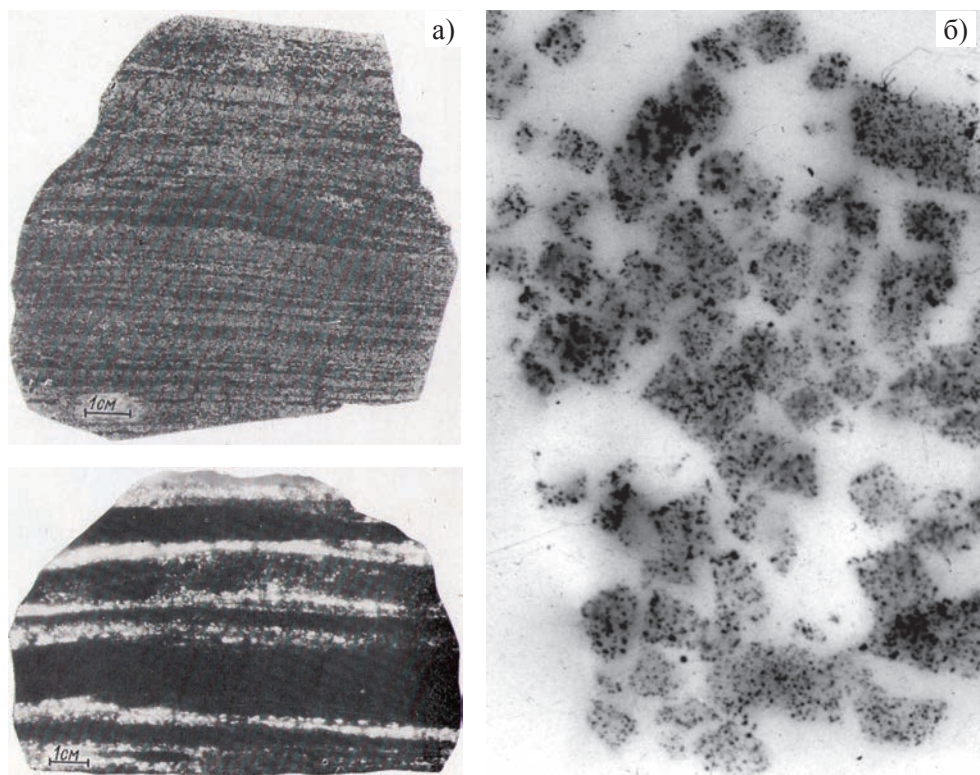


Рис. 3.2. Макроавтордиография образцов: а – слоисто-полосчатое распределение радиоактивного вещества в чёрных сланцах (в данном случае, как это устанавливается другими методами, урановая минерализация). Позитив, натуральная величина, рентгеновская пленка РМ; б – Графитовые руды Ботогольского месторождения Восточного Саяна (по А.Г. Миронову, С.М. Жмодику) с тонкой выраженностью радиоактивного минерала. Какого - сказать без дополнительных исследований невозможно. Позднее установлено, что это кристаллы ураноторианта. Негатив. Рентгеновская пленка

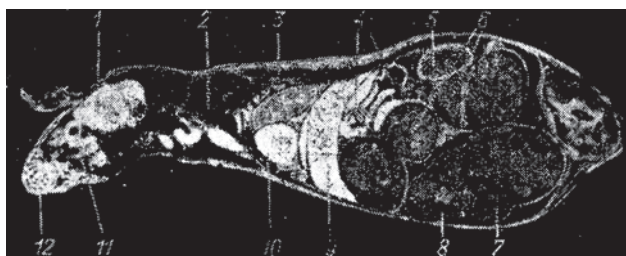


Рис. 3.3. Макроавтордиография мыши (по Э. Роджерсу, 1972). Рентгеновская плёнка. Позитив. Светлое – места концентрации радионуклида. Какой изотоп дал радиографию, установить этим методом нельзя. Это интегрированное воздействие всех видов радиоактивного излучения (α , β , γ) от всех имеющихся радионуклидов. Уменьшено в 2 раза

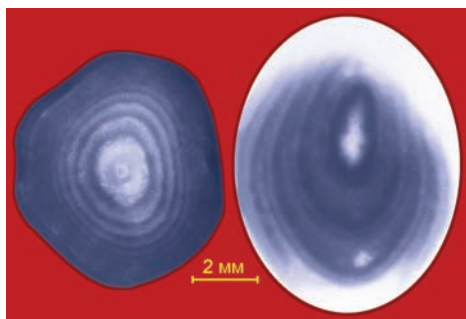


Рис. 3.4. Макроавторадиография капли замёрзшей воды (по А.Г. Миронову). Негатив. Тёмное – место локализации радионуклида. Слева – замёрзшая вода на ровной поверхности, справа – на наклонной поверхности. Наблюдается эффект разделения радиоактивного изотопа (нам известно, что в воду был добавлен тритий (^3H)). Отдельных следов бета-частиц трития в данном фоточувствительном материале не наблюдается

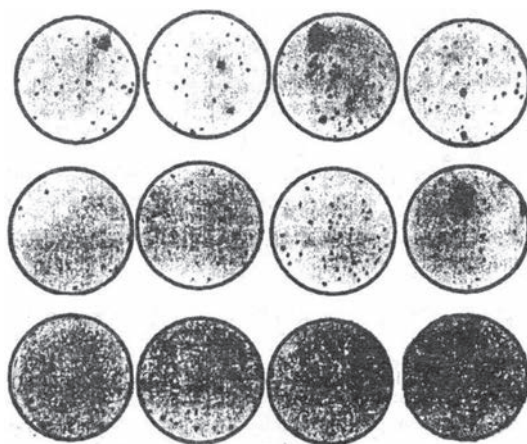


Рис. 3.5. Макроавторадиография «горячих» частиц, собранных из проб воздуха на четырёх параллельно установленных фильтрах (Радиоактивные частицы..., 1963; Рихванов, 2009)

нистость и малая вуалирующая способность. Как правило, это всё определяется опытным путём.

На рис. 2.8 приведена макроавторадиография спила дерева на аэрофотоплёнке высокой чувствительности, показывающая характер распределения присутствующего в древесине радионуклида (по данным гамма-спектрометрии установлено, что это гамма-излучающий радионуклид ^{203}Hg).

3.1.2. Микроавторадиографический метод (микрорадиография)

Если на фотоэмульсии фиксируются следы (треки) от прохождения α или β частиц с характерными для них особенностями (прямолинейные с различной длиной для α -частиц и извилисто-прерывистые для β -частиц) и мы их можем увидеть под микроскопом, то такой вид радиографии называется микроавторадиографией.

В зависимости от того, какой вид излучения при этом фиксируется, выделяют бета- и альфа-радиографии.

Для получения бета-радиографий используются специальные фотоэмульсии, нанесённые на подложку (фотопластинки) или жидкие фотоэмульсии (рис. 3.6).

Данный вид радиографических исследований используется прежде всего в медицине и биологии (Бойд, 1957; Роджерс, 1977 и др.). Практика его использования для исследования годовых колец деревьев авторам неизвестна.

Что же касается метода микро-авто-альфа-радиографии (рис. 3.7, 3.8), то он чрезвычайно широко распространён и используется во многих областях медицины, биологии, геологии, геохимии, материаловедении и т.д. (Радиография...,



Рис. 3.6. Микроавторадиография бета-излучающего радионуклида. Эмульсия Ilford G5, $\times 700$ (по Э. Роджерсу, 1972). След движения β -частицы извилистый, точечный. Длину трека трудно определить. Можно только с уверенностью утверждать, что присутствует бета-излучатель

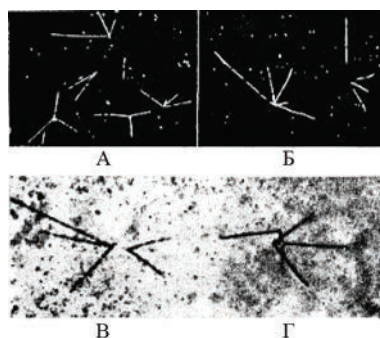


Рис. 3.7. Микроавторадиография альфа-излучающих радионуклидов в толстослойной фотоэмульсии типа А-2. Единичные и многолучевые альфа-треки. Длина трека зависит от энергии альфа-частицы. Определив по определённой методике длину треков (Баранов, Тлеубергенова, 1956 и др.), можно говорить об изотопах альфа-излучающих элементов

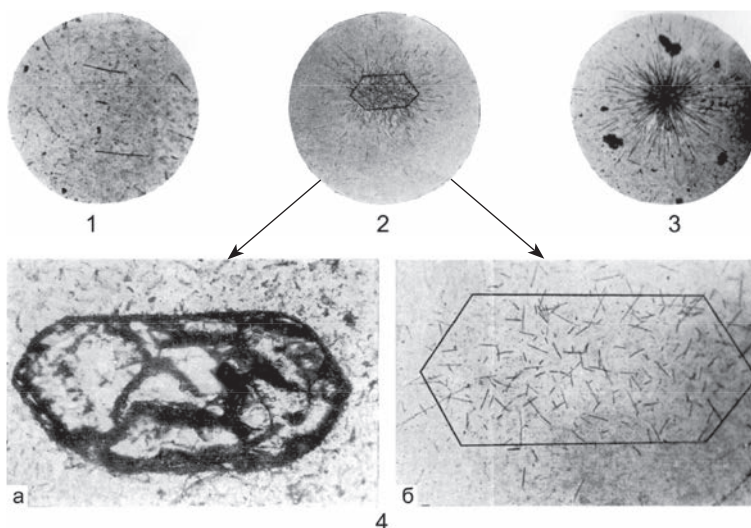


Рис. 3.8. Характер распределения альфа-треков от радиоактивных элементов в границе (по Л.В. Таусону, 1961). Жидкая фотоэмульсия А-2. 1 – редкие одиночные треки над кварцполевошпатовой массой. Содержание радиоактивных элементов низкое. Форма нахождения радиоэлементов неструктурная рассеянная; 2 – высокое содержание радиоэлементов. Характер распределения треков позволяет предполагать структурную изоморфную форму нахождения радионуклидов в цирконе (4а см. увеличенный фрагмент на рис. 4б). Слева циркон, справа альфа-радиография; 3 – чрезвычайно высокая плотность альфа-треков над микровключением собственного радиоактивного минерала

1952; Фотографический метод..., 1968 и др.). Для его реализации были созданы и создаются специальные фотоэмульсии и фотопластинки (Боннети и др., 1961 и др.).

Позднее для регистрации альфа-треков и других многозарядных ионов стали использоваться твёрдотельные детекторы (CR, LR, CN и др.) на основе нитроцеллюлозы, в том числе по способу, предложенному Л.П. Рихвановым и М.Д. Некрасовым (А.с. №423383 от 14 декабря 1973), а также полиацетатных пленок (типа CR-39) и др.

Применяя метод микро-альфа-радиографии с использованием толстослойных фотопластинок для ядерных исследований типа А-2, профессору И.Я. Часникову (1996, 1998) удалось получить информацию об основных периодах выпадения радионуклидов в Республике Казахстан (см. главу 2).

Твёрдотельные детекторы имеют некоторые преимущества перед фотоэмульсионными, в том числе они не боятся засветки, не дают вуали и могут экспонироваться достаточно длительное время. На сегодняшний день разработаны и автоматические методы подсчёта треков. Однако изометричный облик треков на поверхности детектора (рис. 3.9, 3.10) не позволяет или с трудом позволяет определить природу альфа-излучения (урановое, ториевое, плутониевое и т.д.), хотя попытки решить эту проблему имеются.

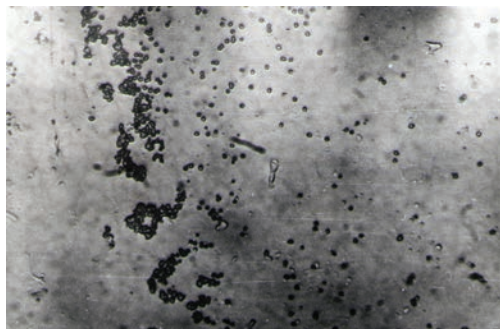


Рис. 3.9. Микроавтоальфа-радиография на нитроцеллюлозной плёнке. Экспозиция 72 часа. Увеличение $\times 350$. Неравномерный характер распределения альфа-треков в виде изометричных образований отражает характер распределения радионуклида в почве. По комплексу ЯФМА его диагностировали как Рн

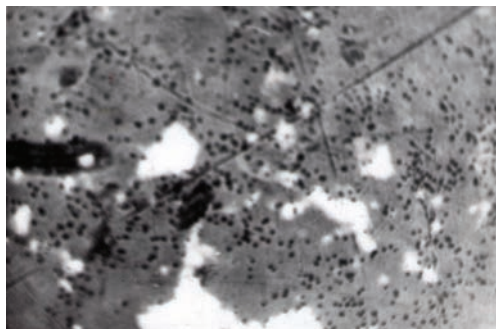


Рис. 3.10. Альфа-треки на нитроцеллюлозной плёнке, полученной из жидкого клея и нанесённой на полированную поверхность (А.С. №423383 от 11.01.1972., Рихванов Л.П., Некрасов М.Д.). Резкость наведена на треки, которые смотрятся в виде изометричных тёмных точек. Под плёнкой просматривается исследуемая матрица: серое – кварц-карбонатная масса; белое – халькопирит; Микровключения урановой минерализации находятся в ассоциации с халькопиритом. При данном увеличении ($\times 500$) они не просматриваются, но скопление альфа-треков указывает на их локализацию

3.1.3. Микрорадиография от осколков спонтанного деления U-238 и трансураниевых элементов в кристаллической структуре минералов

Весьма специфичным методом микроавторадиографии является радиография осколков от спонтанного деления U-238 и трансураниевых элементов в кристаллической структуре минералов

В 1939 году советские учёные Г.Н. Флеров и К.А. Петржак открыли явление спонтанного (самопроизвольного) деления ядра изотопа ^{238}U , специфический вид радиоактивного распада, при котором образуются два осколочных элемента (многозарядные ионы) и нейтроны деления.

Прохождение осколков в структуре вещества приводит к разрушению матрицы, например кристаллической решётки, с образованием дефекта, наблюдаемого в электронный микроскоп (след движения осколка называется треком), а при травлении матрицы специально подобранными химическими реагентами эти треки наблюдаются и в оптический микроскоп (рис. 3.11). Форма треков от осколков спонтанного деления зависит от типа кристаллической решётки (рис. 3.12), а его размеры зависят от температурных воздействий на матрицу. Этот метод широко используется для определения абсолютного возраста минералов и температурных воздействий, например температур метаморфизма пород и т.д.

Механизмы формирования треков в минералах, методика их наблюдения, использование их в различных областях естественных наук (археология, геохронология, геология и др.) детально рассмотрены в работах Ю.А. Шуколюкова. (1979), Г.Н. Флерова и И.Г. Берзиной (1979), Р.Л. Флейшера и др. (1981) и т.д.

При исследовании биологических объектов, в том чис-

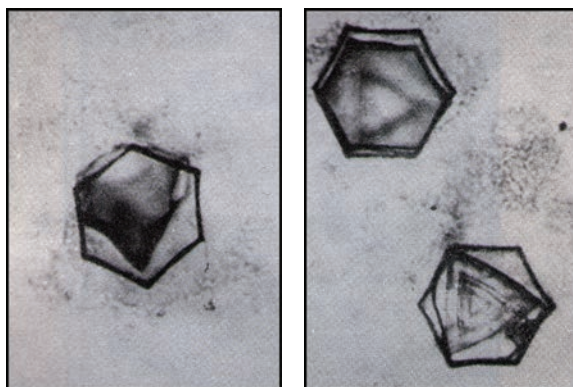


Рис. 3.11. Треки от осколков спонтанного деления ^{238}U в биотите из Ковдора (по И.Г. Берзиной и Д.П. Попенко, 1970)

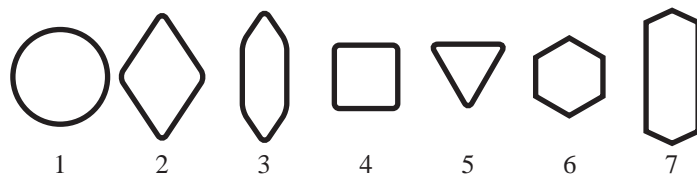


Рис. 3.12. Форма треков от осколков спонтанного деления ^{238}U в стекле и минералах (из Ю.А. Шуколюкова, 1970): 1 – обсидиан; 2 – мусковит; 3 – апатит; 4 – везувиан; 5 – биотит; 6 – флогопит с низким содержанием фтора; 7 – флогопит с высоким содержанием фтора

ле деревьев, этот метод не использовался, хотя возможно его использование для получения датировок абсолютного возраста окаменевшей древесины (возраст окремнения).

3.2. Радиография продуктов индуцированного деления делящихся радионуклидов (U-235, Pu, Am а.е.) и радиоактивности от искусственно полученных радиоактивных изотопов и излучений при взаимодействии нерадиоактивных элементов с нейтронами, протонами и т.д.

Это группа радиографических методов занимает особое положение в ряду исследования материалов, так как получение радиографий от каких-либо образований возможно только после определённого вида воздействия, например облучения нейтронами того или иного энергетического спектра и последующей фиксации результатов прошедших ядерных реакций.

Например:

1) реакция $^{235}\text{U} + n^0$ приводит к образованию двух осколков (f), которые могут быть зафиксированы в виде оставленных следов от своего движения (треков) в каком-либо специальном детекторе;

2) реакция $^{10}\text{B} + n^0$ приводит к протеканию ядерной реакции с образованием ^7Li и испусканием альфа-частицы, а последняя может быть зарегистрирована на твёрдотельном детекторе, например нитроцеллюлозной плёнке как в выше рассмотренной методике микро-альфа-радиографии;

3) химические элементы облучённой матрицы, поглощая нейтроны активируются, переходят в возбуждённое состояние и испускают гамма-кванты, которые также могут быть зарегистрированы на фоточувствительных материалах различных типов в виде макрорадиографии от гамма- или бета-излучения, но это уже радиография от искусственно активированного образца, который до облучения нейтронами не был радиоактивен.

Таким образом среди этой группы могут быть выделены следующие методы радиографических исследований:

- n - f -радиография (осколочная радиография);
- n - α -радиография;
- гамма- и бета-макрорадиография активированного нейтронами материала (нейтронно-активационная радиография).

3.2.1. n - f -радиография (осколочная радиография)

Осколочная радиография – основной метод исследования для изучения характера распределения, уровня накопления делящихся радионуклидов, к которым, как известно, относится изотоп ^{235}U , а также трансурановые элементы. Варьируя потоком тепловых нейтронов, можно достичь пределов обнаружения урана до $10^{-8}\%$.

В связи с тем, что данный метод лежит в основе всех обсуждаемых в данной монографии результатов и вынесен в её заголовок, мы описываем его в главе 4.

3.2.2. *n*- α -радиография

Данный метод, как было уже сказано выше, основан на регистрации возникающих альфа-частиц при взаимодействии нейтронов с ядрами некоторых химических элементов по типу: $^{10}\text{B} (n, \alpha) ^7\text{Li}$. Наиболее полно технология этого метода отработана для изучения геохимии бора в различных материалах, в том числе для жидкостей (Малинко С.В., Флициян Е.С., и др.). Так, З. Ен и других (1988) показали, что в воде бор может фиксироваться на уровне $10^{-5}\%$.

Представляется, что этот метод будет эффективен при изучении бора и в годовых кольцах деревьев.

3.2.3. Гамма- и бета-макрорадиография активированного нейтронами материала (нейтронно-активационная радиография)

Нейтронно-активационная радиография – один из наиболее широко используемых методов макрорадиографии искусственно активированного материала. Он достаточно прост в техническом исполнении, может фиксировать характер распределения многих активированных элементов, отличающихся периодами полураспада, знание которых позволяет селективно выбирать, в зависимости от времени «остывания» образца (время от момента облучения образца нейтронами до момента его исследования), группы исследованных элементов (Au, Ag, Eu и т.д.), а при наличии стандартных образцов можно провести и количественные их определения. Наиболее значимые и впечатляющие результаты от использования этого метода исследования в геохимии достигнуты группами исследователей под руководством А.Г. Миронова (Миронов и др., 1988 и др.) и С.М. Жмодика (Жмодик и др., 2009; Верховцева, 2006 и др.)

Одними из первых исследователей, попытавшихся привлечь активационную автордиографию (бета-автордиография) для минералогических целей, были К. Гудмен и Г. Томпсон. Они уже в 1943 году использовали этот метод для определения локализации минералов в полированных шлифах, облученных в первом в мире ядерном реакторе потоком нейтронов.

Широкое привлечение метода активационной автордиографии для геологических, геохимических и материаловедческих исследований предполагает углубленное понимание физической сущности ядерных процессов и техники активационной автордиографии и требует усовершенствования и разработки приемов и методов активирования исследованного материала, методики автордиографических работ.

а) физическая сущность активационной автордиографии

Активационная автордиография – автордиография искусственных радионуклидов, которые распадаются преимущественно с испусканием бета-частиц, гамма-квантов или путем электронного захвата (ЭЗ) с испусканием характеристического излучения.

Остановимся на основных физических понятиях, необходимых для понимания ядерных процессов и техники автордиографии.

Бета-распад – это внутриядерное превращение нейтрона в протон или протона в нейтрон с одновременным испусканием электрона или позитрона, а также электронейтральной частицы нейтрино, которая уносит недостающую часть энергии. Это обуславливает непрерывность спектра бета-излучения от нуля до некоторой максимальной величины. В случае если после бета-распада ядро оказывается в метастабильном состоянии, последующий переход на первоначальный уровень сопровождается испусканием электромагнитного излучения (гамма-излучения). Это проявляется в том, что одни радиоизотопы только бета-активны (например, Са-45, Ni-63, H-3, C-14), другие – бета- и гамма-активны (Ln-65, Sn-123, Ag-110, W-185 и др.) (табл. 3.1).

Таблица 3.1

Физические характеристики некоторых радиоизотопов, пригодных для экспериментальных геохимических исследований методом макрордиографии (составлена по материалам А.Г. Миронова и др., 1989 и Ю.Ф. Бабиковой и др., 1985)

Изотоп	Период п/распада	Тип распада	Энергия, кЭв		
			бета	гамма	рентген
⁷ Be	53,6 дней	ЭЗ (100 %)		477 (12,3 %)	0,05
⁴⁵ Ca	165 дней	бета (-)	250 (100 %)		
⁹³ Mo	3000 лет	ЭЗ (100 %)			16,9
^{110m} Ag	249,9 дней	бета (-), ИП	85 (66,7 %) 531 (31,5 %) 2893 (1,2 %)	657 (94,4 %) 706 (16,5 %) 763 (22,5 %) 884 (75,2 %) 937 (34,2 %) 1384 (26 %)	
Eu	12,4 года	бета (-)	1480 (8 %) 690 (16 %) 950 (80 %)		
¹⁹⁵ Au	183 дня	ЭЗ (100 %)		99 (10 %)	9,4

Электронный захват – это внутриядерное превращение протона в нейтрон в результате захвата ядром электрона оболочки. Чаще всего осуществляется захват электрона, расположенного на ближайшей к ядру К-оболочке, поэтому процесс часто называют К-захватом. Сопровождающий это явление переход

электрона с одного энергетического уровня на другой фиксируется испусканием характеристического излучения, дающего возможность зарегистрировать рассматриваемое внутриядерное превращение с помощью автордиографии. Примером таких радиоизотопов являются – Ti-44, Mo-93, Au-195 и др.

Говоря о взаимодействии бета-излучения с веществом, следует отметить некоторые основные моменты. Так как энергетический спектр бета-излучения непрерывен, то пробег бета-частиц данного радиоизотопа имеет неодинаковую длину и характеризуется непрямолинейной траекторией в связи с рассеиванием на атомных ядрах вещества. Потеря энергии бета-частиц связана с двумя основными процессами: ионизацией атомов вещества при столкновении бета-частиц с электронами атомных оболочек (ионизирующая способность бета-частиц примерно на три порядка ниже, чем альфа-частиц, а пробег значительно больше); взаимодействием бета-частиц с электрическим полем атомного ядра, сопровождающимся тормозным излучением.

б) регистрация излучения

Полученные автордиографические изображения основаны на способности галлоидного серебра претерпевать химические превращения под воздействием рентгеновских или гамма-лучей, а также заряженных частиц. Действие ядерных излучений на фотослой сводится в конечном счете к образованию в галоидных кристаллах (Br, I) мельчайших частиц свободного серебра, которые при последующем проявлении играют роль катализаторов и называются центрами скрытого изображения.

В принципе для автордиографии могут быть использованы те же материалы, что и для видимого света или рентгеновских лучей. Однако в настоящее время существуют специализированные эмульсии, выбор которых определяется поставленными задачами. Выделим лишь часть существующих видов пленок применяемых для автордиографии: РЗ-1 – дозиметрическая пленка, РМ-5, РМ-1 – медицинская рентгеновская пленка, РТ-5, РТ-1 – техническая рентгеновская пленка, фототехническая пленка (F050RWO), а также пленка АF-3 и ряд других.

В нашей практике для регистрации бета- и гамма-излучения чаще всего использовались пленки АF-3 и РМ, с помощью которых были получены картины распределения ряда элементов (рис. 3.13, 3.14).

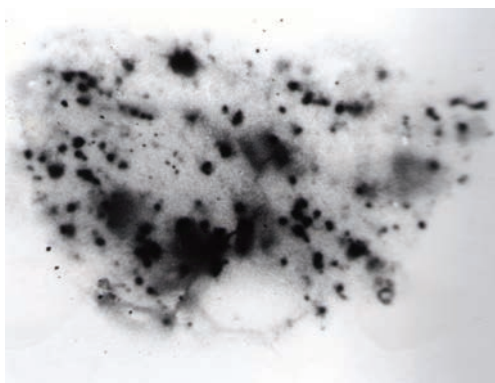


Рис. 3.13. Гамма-, бета-радиография образца после облучения его нейтронами (нейтронная радиография). Время после облучения – 20 суток. Время экспозиции на плёнке АF-3 – 24 часа. Участки потемнения соответствуют месту локализации Ag (Рихванов, 2002)

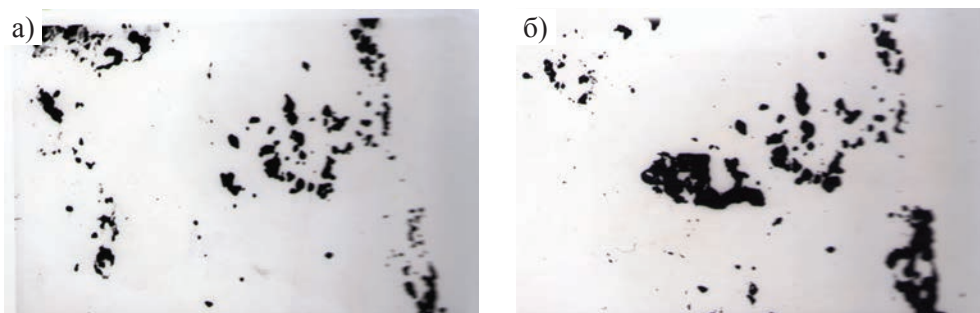


Рис. 3.14. Характер распределения урана по данным f -радиографии: детектор лавсан (а) и $Sc-Eu$ минерализации по данным нейтронно-активационной гамма-бета-радиографии. Детектор плёнка AF-3. Время остывания образца 45 суток, время экспозиции 24 часа (б). Использование двух разных видов радиографии даёт возможность увидеть сходство и различие в локализации собственно урановой, уран-редкоземельной и собственно редкоземельной минерализации. Месторождение Кумир, Алтай (Рихванов, 2002)

Существующие специальные ядерные эмульсии имеют различные характеристики и отличаются высокой разрешающей насыщенностью серебра (85%), малой толщиной (5–10 мкм), что позволяет получать качественные автордиографии при правильном выборе эмульсий или пленок и времени экспозиции.

в) экспонирование и получение автордиограмм

Выбор экспозиции определяется радиоактивностью препарата и чувствительностью фотоэмульсии.

Для определения длительности экспозиции были проведены экспериментальные определения в зависимости от радиоактивности изучаемого образца. Было установлено, что оптимальная экспозиция для одного из образцов с активностью I равна определенной величине, на основании этого с помощью пропорции, рассчитывались и другие экспозиции с другими образцами.

Экспозиция зависит также от степени контрастности автордиограммы: для контрастной радиографии с необходимой плотностью почернения 0,6–0,7 ($6-7 \times 10^8$ проявленных зерен на 1 см^2) требуется экспозиция в среднем в 2 раза выше, чем для автордиограмм, предназначенных для микрофотометрирования. При выборе времени экспозиции учитывалось, что длительная экспозиция ведет к регистрации скрытого изображения. Для устранения этого недостатка, при длительной экспозиции (более 7–10 суток) необходимо препараты помещать в специальные эксикаторы или холодильники.

Оптимальные условия экспонирования связаны прежде всего с улучшением степени контакта между поверхностью исследуемого образца и фотоэмульсией. Установлено, например, что уменьшение зазора с 3 до 0,1 мкм повышает разрешающую способность с 17 до 3 мкм (20). Для других фотоматериалов необходимы пружинные или винтовые зажимы (при работе с мелкими кристаллами, например, нами использовались пружинные зажимы или пластичные резинки).

Насыщенный серебром эмульсионный слой пластинок и пленок весьма чувствителен к механическим повреждениям и требует осторожного обращения, особенно в момент установки и снятия препарата.

Обработка экспонированных пленок производится при темно-красном свете в обычном метол-гидрохиноновом проявителе и кислотом фиксаже (нейтральном) по стандартным рецептам. Главное требование – чистота реактивов, фильтрация растворов, температурный режим и точное соответствие рецептам. Время проявления фотоматериалов определяется экспериментально, в зависимости от свежести раствора проявления.

Таким образом, в результате экспонирования образца, содержащего искусственно полученный радиоизотоп, в контакте с фотоэмульсией или пленкой после обработки получается изображение (авторадиограмма), места почернения которого соответствует участкам концентрации элемента в данном материале.

г) выбор оптимальных размеров препаратов

Препараты для авторадиографии должны готовиться с учетом типа излучателей и тех задач, которые поставлены перед исследователями.

Для бета-излучателей, особенно с низкими энергиями (H-3, C-14, Ni-63), толщина препаратов не играет существенной роли, так как пробег в веществе у них не превышает первых десятков микрометров, и поэтому глубинное излучение поглощается веществом. Разрешающая способность авторадиограмм в этом случае не зависит от толщины препаратов.

Для гамма-излучателей, в том числе и низких энергий, толщина слоя 10-кратного поглощения составляет не менее нескольких сантиметров. Для получения качественных авторадиографий необходимо готовить тонкие препараты толщиной 30–100 мкм.

Задачи, решаемые экспериментом, также влияют на выбор оптимальных размеров препарата. Например, для получения общей картины распределения искусственных радиоизотопов можно ограничиться полированием образцов любой толщины, в то время как для расчета коэффициента распределения элементов между отдельными фазами необходимы тонкие полированные шлифы для того, чтобы получить хорошее разрешение.

Кроме работы с препаратами горных пород, руд, минералов экспонироваться могут отдельные грани кристаллов (рис. 3.15), поверхности сосудов, керамические изделия, а также другие искусственно получаемые препараты. Для них необходимо учитывать свойства и поведение при облучении и создать соответствующие приспособления для проведения экспериментов.

Так, приготовление пробы почвы начинается с ее перемешивания с значительным количеством сахарного сиропа и последующего прессования в специальной пресс-форме при давлении 170–250 атмосфер (величина зерен может быть неодинакова), после чего полученную таблетку просушивают и приполировывают. После этого её можно покрывать различными детекторами.

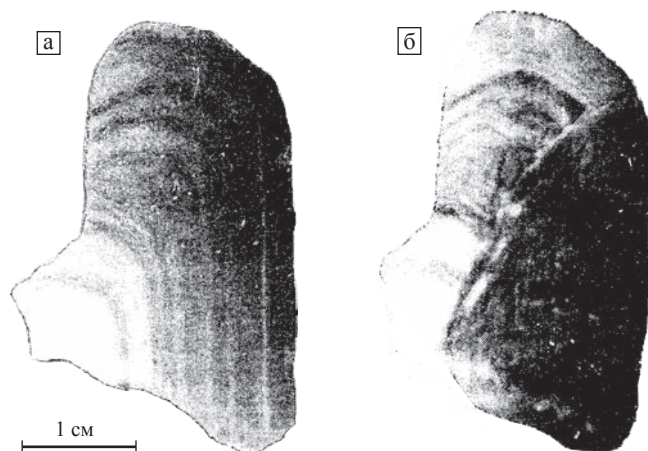


Рис. 3.15. Неоднородное (зональное) строение кристалла касситерита по данным нейтронно-активационной радиографии. Рентгеновская пленка, время остывания после облучения: а – 1,5 часа; б – 95 часов (по В.И. Поповой, 1995)

Особо мелкие кристаллы можно изучать, изготовив шашки с использованием эпоксидной смолы по методике Ю.И. Маликова (1983).

Этот метод дает понимание тонкой структуры материала, которую порой трудно выявить с использованием других приемов исследований.

МЕТОД ОСКОЛОЧНОЙ (f) РАДИОГРАФИИ И МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ЕГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПРИ ДЕНДРОРАДИОГРАФИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ

4.1. Физическая сущность метода f -радиографии

Среди радиографических методов, как мы уже отмечали выше, особое место занимает метод, основанный на регистрации осколков вынужденного деления нейтронами тяжелых элементов (урана, трансурановых элементов и, при определенных условиях, тория) – осколочная радиография (f -радиография).

Осколочная радиография может быть с успехом использована при исследовании форм нахождения делящихся элементов в любых объектах окружающей среды, в том числе в живых организмах (Барановская, 2011). При этом имеются в виду особенности и характер пространственного распределения элементов в изучаемых объектах.

Метод f -радиографии позволяет с высокой чувствительностью выявлять как пространственное распределение делящихся радионуклидов, так и одновременно определять их локальные и общие концентрации в исследуемом объекте. Например, с применением метода f -радиографии возможно выявлять радиоактивное загрязнение, аккумулированное частями растений (листьями, стволами, корнями), определять степень загрязнения местности, обнаруживать радиоактивную пыль даже при её незначительном количестве (Берзина, 1991).

Диапазон определений пространственного распределения и концентрации элементов методом f -радиографии чрезвычайно широк. Максимальная чувствительность определений составляет $n \cdot 10^{-10} \%$ для урана и $n \cdot 10^{-6} \%$ для тория (Флеров, Берзина, 1979). Пространственная разрешительная способность этого метода – сотые доли миллиметров. Метод f -радиографии является инструментальным и позволяет выполнять анализ без химической подготовки и разрушения образца.

Детектором осколков вынужденного деления в f -радиографическом методе служит специально подобранный внешний детектор, прилегающий вплотную к поверхности изучаемого объекта во время облучения. После облучения на детекторе фиксируются следы от осколков деления – треки, которые можно рассмо-

треть в электронный микроскоп, а после травления в специально подобранных растворах их можно наблюдать в виде единичных следов или скоплений в виде «звёзд» (рис. 4.12).

Комплексное использование *f*-радиографического метода с другими ядерно-физическими методами позволяет значительно расширить возможности проведения высокочувствительного анализа выявления пространственного распределения элементов при одновременном определении их локальных концентраций в любых объектах окружающей среды.

В основу метода *f*-радиографии положена реакция вынужденного деления ядер атомов тяжелых элементов (урана и трансурановых элементов, тория) под действием нейтронов и регистрация осколков деления на детекторе (Флеров и др., 1979; Флейшер и др., 1981).

При поглощении нейтрона ядра тяжелых элементов испытывают деление (реакция *n, f*) обычно на два осколка (гораздо реже три и четыре), сопровождающееся выделением значительного количества энергии, вылетом вторичных нейтронов деления и γ -квантов (рис. 4.1).

В процессе деления основная часть (около 80%) выделившейся энергии (примерно 212 МэВ на один акт деления), проявляется в виде кинетической энергии осколков деления. Благодаря этой энергии осколки могут пролететь в воздухе около 2 см (Гольдин и др., 1973; Горбачев и др., 1976 и т.д.). Для разлета осколков деления их кинетическая энергия должна превышать некоторую величину E_p , называемую порогом, или барьером деления, который обусловлен действием ядерных сил. Существование этого порога делает процесс деления энергетически возможным только для ядер лишь некоторых самых тяжелых элементов периодической системы.

Под действием тепловых нейтронов (диапазон энергии $0,5-5 \cdot 10^{-3}$ эВ) происходит деление изотопов $^{233,235}\text{U}$, $^{239,241}\text{Pu}$, $^{241,242}\text{Am}$. Эти изотопы способны делиться и под действием быстрых нейтронов, однако вероятность деления в этом случае значительно ниже: если при энергиях нейтрона порядка 10^{-2} эВ (энергия тепловых нейтронов) эффективное сечение σ деления составляет 400–500 (в барнах), то при энергиях 10^3 эВ $\sigma \approx 2-2,5$, т.е. уменьшается в 200 раз. Другие тяжелые изотопы ^{238}U , ^{232}Th , ^{231}Pa , ^{237}Np испытывают деление при захвате быстрых нейтронов (с энергией порядка 10^3-10^6 эВ) (Карякин и др., 1964; Шуколюков, 1970; Горбачев и др., 1976, Тюфяков и др., 1975 и др.).

В качестве источника нейтронного излучения для *f*-радиографического анализа, как правило, используются атомные реакторы (рис. 4.2), создающие большие потоки тепловых нейтронов, или специальные устройства (конверторы или

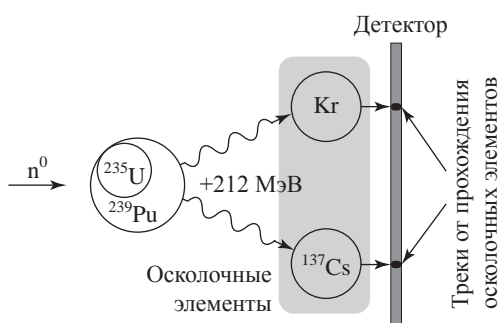


Рис. 4.1. Схема получения осколков деления и их фиксации на детекторе

сборки, например Pu-Be), на которых также нарабатываются нейтроны.

Исследовательский ядерный реактор ИРТ-Т Томского политехнического университета является единственным на территории Сибири и Дальнего Востока. Он был запущен в эксплуатацию в 1967 году. Реактор имеет 8 горизонтальных радиальных экспериментальных каналов диаметром 100 мм и два касательных канала диаметром 150 мм; 14 вертикальных каналов диаметром от 32 до 55 мм; 2-й канал имеет борно-кадмиевый фильтр; три канала установлены в бериллиевой сборке. Отдельные каналы оборудованы пневмотранспортными и механическими транспортными устройствами для доставки объектов в зону облучения и измерения. Эффективная плотность нейтронов при работе реактора на мощности 6 МВт составляет в различных каналах от $1,8 \times 10^{12}$ до 5×10^{13} нейтрон $\text{см}^{-2}\text{с}^{-1}$. Кадмиевые отношения по золоту от 4,3 до 15. Кроме того возможно получение поля гамма-излучения до 4×10^{16} Бк.



Рис. 4.2. Исследовательский ядерный реактор ИРТ-Т Томского политехнического университета

При обычном реакторном облучении в вертикальных каналах наряду с тепловыми нейтронами присутствуют и быстрые нейтроны. В этом случае мешающим элементом при определении делящихся радионуклидов по следам от осколков деления может быть торий (^{232}Th), ядра которого делятся при взаимодействии с быстрыми нейтронами. Однако вклад, который вносит торий в общее число зарегистрированных осколков деления, можно пренебречь, если его концентрация не больше чем на три порядка превышает концентрацию урана в изучаемом образце. Заметный вклад от тория появляется лишь при $C_{\text{Th}}/C_{\text{U}} \geq 10^4$, однако такое отношение в природе практически не наблюдается.

Детекторы для f -радиографических исследований. В радиографических исследованиях широко используются твердотельные детекторы. Используемые материалы должны обеспечивать высокую чувствительность и эффективность регистрации продуктов ядерной реакции, достаточную тепловую и радиационную устойчивость. Кроме того, они должны содержать минимальное количество мешающих примесей, прежде всего делящихся элементов.

Широкое практическое применение в качестве твердотельных детекторов заряженных частиц получили полимерные пленки. Используемые в качестве детекторов полимерные пленки должны удовлетворять определенным требованиям: высокая исходная прозрачность для видимого света, сохраняющаяся и после травления поверхностного слоя; объемная однородность состава и структуры;

сохранение целостности и механической прочности после травления; отсутствие рельефа, постоянство толщины; отсутствие механических включений; воспроизводимость количества и параметров треков при одинаковых условиях травления. Детектор должен иметь высококачественную поверхность (оптически ровную), чтобы свести к минимуму поверхностные дефекты, иначе микротрещины и царапины дадут при травлении многочисленные и характерные фигуры, которые будут мешать наблюдению треков и затруднять их подсчет. В табл. 1 приведены ориентировочные режимы травления некоторых полимеров, применяемые для выявления следов заряженных частиц.

Таблица 4.1

Режимы травления и легчайшие частицы, регистрируемые некоторыми твердотельными трековыми детекторами (Берзина, 1993)

Детектор	Травитель	Время травления	t, °C	Легчайшие регистрируемые частицы
Нитрат целлюлозы*	40 % NaOH	20–40 мин	60	α -частицы
Нитрат целлюлозы*	6 н. р-р NaOH	2–4 ч	23	Протоны
Ацетат	То же	12 мин	70	α -частицы
Полиэфир C ₁₇ H ₉ O ₂	»	8 мин	70	Частицы с Z = 5
Лексан (поликарбонат)*	»	8 мин	70	Частицы с Z = 6
Макрофоль	»	15 мин	60	Частицы с Z = 8
Майлар	»	10 мин	70	Частицы с Z = 8
Лавсан	40 % KOH	5–20 мин	60	Осколки деления тяжелых ядер
Формофенол	6 н. р-р NaOH	1 ч	40	Осколки деления тяжелых ядер
Поливинилхлорид	KMnO ₄ (насыщ.)	2,5 ч	85	Осколки деления тяжелых ядер
Полистирол	»	2,5 ч	85	Осколки деления тяжелых ядер
Полиметилметакрилат	»	8 мин	85	α -частицы
Полиоксиметилен	»	10 ч	60	α -частицы
Слюда (флотонит)	HF (конц.)»	20 мин	20	Осколки деления тяжелых ядер

* – выделены детекторы, с которыми у авторов имеется опыт работы.

Трековым детектором с хорошей эффективностью регистрации является полиэтиленовая лавсановая пленка (рис. 4.3).

Прозрачность этой пленки сохраняется до значения потока нейтронов $5 \cdot 10^{16}$ нейтр./см². Технология изготовления лавсана позволяет довести в нем содержание делящихся элементов до $10^{-10}\%$, что на несколько порядков ниже их содержания в земной коре, что обеспечивает получение надежных результатов

исследования тяжелых элементов в любых объектах. Лавсановые трековые детекторы имеют ряд специфических преимуществ перед другими трековыми детекторами. Во-первых, с их помощью можно осуществлять плотный контакт трекового детектора с исследуемым объектом; во-вторых, лавсан слабо активируется нейтронами. Детектор из лавсана регистрирует осколки деления тяжелых элементов (урана и трансурановых элементов), в результате избирательного травления на лавсановых детекторах продукты ядерных реакций на других элементах не выявляются. Также лавсановый детектор не регистрирует α - и β -частицы и γ -излучение (Флеров и др., 1979).

Недостатком лавсанового детектора является его нестойкость при облучении высоким потоком нейтронов ($\gg 10^{16}$ нейтр./см²). В этом случае предпочтение следует отдавать слюде (рис. 4.4), с помощью которой могут быть получены замечательные по качеству треки от осколков деления (рис. 4.5).



Рис. 4.3. Лавсановая пленка



Рис. 4.4. Синтетическая слюда

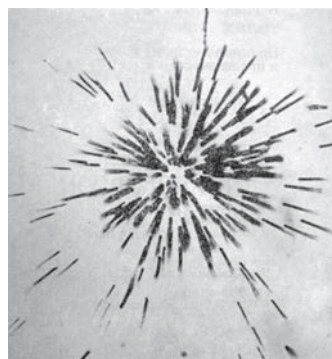


Рис. 4.5. Осколочная f -радиография на синтетической слюде. Отчетливо видны треки от осколков деления, образующих многолучевую звезду, от микровключения урана (делящегося изотопа)

4.2. Методические приемы f-радиографического исследования древесины

Последовательность всего комплекса работ при f-радиографическом исследовании древесины подразделяется на несколько этапов, которые включают отбор и подготовку образцов древесины для облучения потоком тепловых нейтронов в канале реактора и последующее изучение проэкспонированных с древесиной детекторов для определения уровня накопления и пространственного распределения делящихся радионуклидов в годовых кольцах.

Отбор образцов древесины. Для исследований отбирались образцы хвойных пород деревьев – сосны и лиственницы. Отбор проб осуществлялся в соответствии с требованиями, которые предъявляются к отбору образцов древесины в дендрохронологических и дендроклиматических исследованиях (Шиятов, 2000 и др.).

На изучаемой пробной площадке выбиралось прямоствольное дерево, внешне неповрежденное (не подвергавшееся пожару, сильной ветровой и снеговой нагрузке, рубке). При этом из условий местопроизрастания, желательным являлось постоянство почвенно-грунтовых условий (отсутствие процессов заболачивания, иссушения, смыва) и ровная поверхность.

С выбранного дерева делался поперечный круговой спил (при помощи пилы) на высоте 1,3 м от земли (толщиной 5–7 см) на полиэтиленовую пленку, так чтобы спил не касался лесной подстилки. Внешняя поверхность спила должна быть хотя бы частично с корой. После взятия спила на нем отмечались ориентиры по отношению к странам света. Отобранный спил упаковывался в двухслойный полиэтиленовый пакет, между пакетами помещалась этикетка установленного образца, где указывалась порода, дата сбора образцов и краткое описание местопроизрастания. Транспортировка образцов древесины осуществлялась в твердой таре (коробке), чтобы исключить их поломку. После взятия образцы древесины подвергались сушке до воздушно-сухого состояния.

Отбор спилов древесины осуществлялся, как правило, осенью, в сезон низкой физиологической активности.

Необходимое количество спилов определялось в зависимости от территории обследования и объекта изучения.

Подготовка образцов древесины. Отобранные для исследований спилы древесины специальным образом подготавливались для последующего f-радиографического анализа (Патент № 80570 на полезную модель с приоритетом от 20.08.08, № 80570, Замятина, 2008). Подготовка образцов включала выполнение следующих процедур (рис. 4.6):

- 1) из спилов деревьев по двум противоположным радиальным направлениям выпиливались две пластины, имеющие плоские ровные поверхности;
- 2) на поверхность полученных образцов в двух местах наносился клеевой эталон с известным содержанием урана и его изотопным отношением;

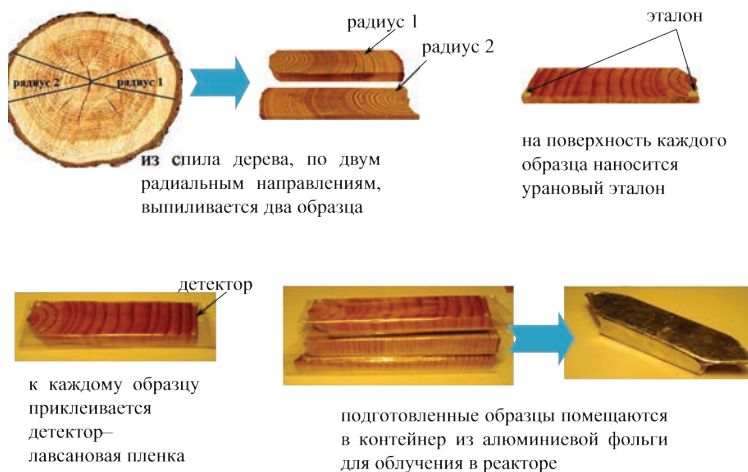


Рис. 4.6. Подготовка образцов древесины для f -радиографического анализа (методика подготовки разработана на кафедре геоэкологии и геохимии ТПУ. Патент № 80570 на полезную модель с приоритетом от 20.08.08, № 80570. Замятина, 2008)

3) после высыхания клеювого эталона на каждый образец помещался лавсановый детектор, который находился далее в плотном контакте с поверхностью образца;

4) комплект (образец-эталон-детектор) обворачивался еще трехкратным слоем лавсана с целью экранирования комплекта от внешнего загрязнения при облучении;

5) группа подготовленных образцов помещалась в специальный контейнер из алюминиевой фольги.

В качестве уранового эталона, способ подготовки которого предложен сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ, использовался силикатный клей, в который добавлено известное количество водного раствора нитрат уранила. Силикатный клей устойчив в поле нейтронного излучения, а также к температурным воздействиям. Валовое содержание урана в сухом клее определялось лазерно-люминесцентным методом. В используемом клеювом эталоне оно составляет 12,16 мг/кг, а отношение изотопов ^{235}U к ^{238}U по данным масс-спектрометрического анализа равняется 0,00432. Учитывая нарушенное соотношение изотопов, содержание урана в эталоне оценено как 7,2 мг/кг (Сарнаев и др., 1991). Эталон помещается на каждый образец, чтобы учесть возможные неоднородности нейтронного потока.

4.3. Определение уровня накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах деревьев

Для получения информации об уровне накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах, подготовленные образцы древесины облучались потоком тепловых нейтронов на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т НИИ

Ядерной физики ТПУ. После облучения и спада наведенной активности с образцов снимался детектор и выполнялись операции по химическому травлению лавсанового детектора в стандартных условиях (Флеров и др., 1979). Лавсановый детектор протравливался в 40% растворе КОН при температуре 60 °С в течение 30 минут. После травления лавсановый детектор промывался в холодной воде и сушился при комнатной температуре. После процедуры травления треки от осколков деления, зафиксированные на детекторе, доступны для наблюдения в оптическом микроскопе.

Протравленный лавсановый детектор просматривался с использованием микроскопа в проходящем свете при увеличениях в 100 и 250 раз. Предварительно у исследуемых образцов древесины определялось календарное время формирования каждого годичного кольца. Датировка годичных колец производилась в направлении от подкорового кольца к центру, т.е. обратным отсчетом календарных лет, учитывая, что одно кольцо формируется в течение одного года. Окончательная датировка годичных колец всех исследуемых образцов производилась с использованием метода перекрестной датировки, который позволяет производить точную датировку времени формирования всех годичных колец. После датировки на детектор выносился рисунок годичных колец и контуры эталона (рис. 4.7).

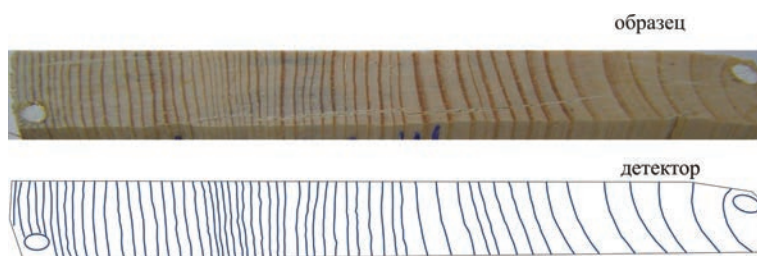


Рис. 4.7. Образец древесины и лавсановый детектор, на который вынесены контуры годичных колец и эталона

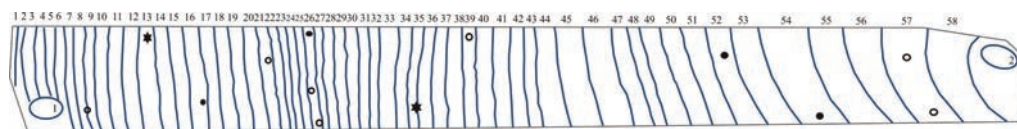


Рис. 4.8. Пример карты-схемы детектора: ★ – скопление треков в виде «звезда», ○ – скопление треков с невысокой плотностью, ● – скопление треков с высокой плотностью

Первоначально детектор обзорно изучался при увеличении в 100 раз по всей площади с целью получения общей картины распределения треков от осколков деления в каждом годичном кольце. При этом составлялась карта-схема детектора, где отмечались особенности распределения треков в каждом годичном кольце (скопления, звезды и др.) (рис. 4.8).

Затем детектор изучался при увеличении в 250 раз с целью подсчета числа треков от осколков деления в каждом годичном кольце и на участке детектора, где

зафиксированы треки от осколков деления от эталона. Для получения статистически достоверных результатов треки подсчитывались по 30 случайно выбранным элементарным площадкам в каждом годичном кольце и по пяти случайно выбранным элементарным площадкам в зоне эталона. Площадь элементарной площадки составляет $0,0289 \text{ мм}^2$. Затем определялось среднее содержание треков на элементарной площадке в каждом годичном кольце и в зоне эталоном. Далее производился пересчет средней плотности треков на 1 мм^2 с введением поправки, которая учитывает пространственную неоднородность потока нейтронов в канале реактора и определяется исходя из плотности треков над эталоном. После статистической обработки результатов по каждому кольцу, проводилось построение гистограмм распределения плотности треков от осколков деления по годам. Для некоторых образцов данные по плотности треков от осколков деления группировались по временным периодам, соответствующим 2, 5 или 10 годам. Это проводилось для тех образцов, где малая ширина годичных колец не позволяла изучать некоторые отдельные годичные кольца и в дальнейшем рассматривать динамику изменения плотности треков от осколков деления по годам в едином временном масштабе.

Для получения достоверности полученных данных, для исключения субъективной ошибки, связанной с усталостью глаз наблюдателя, подсчеты в ряде случаев выполнялись двумя исследователями на одних и тех же препаратах.

На рис. 4.9 показаны полученные кривые распределения треков в одном спиле в двух секторах, выполненные разными наблюдателями.

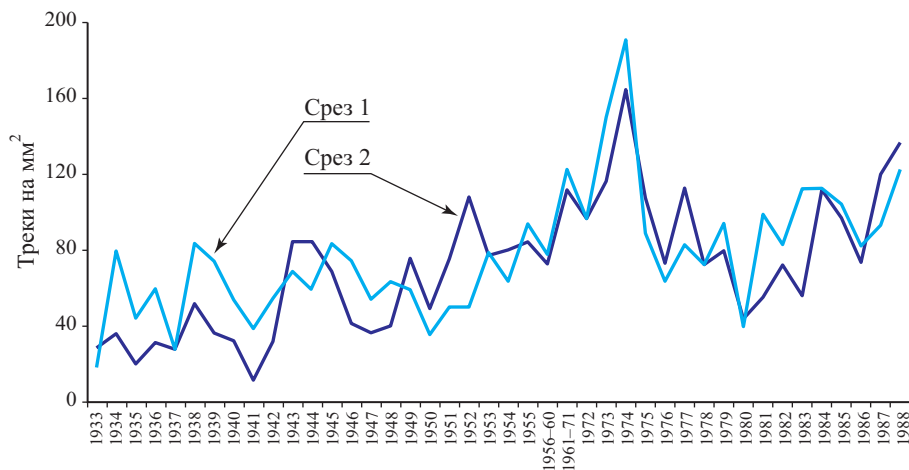


Рис. 4.9. Сравнение кривых распределения треков от осколков деления делящихся элементов, полученных при изучении двух срезов одного дерева (лиственницы) (г. Томск, пересечение ул. Тверской и пр. Фрунзе)

Для определения концентрации делящихся радионуклидов, проводился пересчет плотности треков от осколков деления, зафиксированных в каждом годичном кольце, в соответствующее ей количественное содержание, для чего

использовались данные по урановому эталону, а именно по изотопу ^{235}U (плотность треков от осколков деления, зафиксированная в области эталона и общее известное содержание ^{235}U в эталоне). При этом определяется концентрация всей совокупности делящихся радионуклидов (используемая технология не позволяет выделять каждый делящийся радионуклид отдельно), которая условно принимается за эквивалент урана (^{235}U).

4.4. Определение пространственного распределения делящихся радионуклидов в годичных кольцах деревьев

Для определения пространственного распределения делящихся радионуклидов в годичных кольцах протравленный детектор также изучался с использованием микроскопа в проходящем свете при увеличениях в 100 и 250 раз. Характер пространственного распределения треков от осколков деления по площади детектора говорит о формах нахождения делящихся радионуклидов в изучаемом образце.

Характер распределения треков на детекторе анализировался с помощью кривых статистического распределения плотностей треков в каждом годичном кольце. При равномерном распределении изучаемого элемента в исследуемом объекте кривая распределения плотностей треков имеет резко выраженный максимум. При неравномерном распределении на кривой распределения плотности треков будут наблюдаться пики, которые не описываются законами нормального распределения (Флеров и др., 1979).

Равномерный характер распределения вероятнее всего свидетельствует о молекулярно-рассеянной форме нахождения изучаемых элементов в древесине (при данной разрешающей способности метода *f*-радиографии) (рис. 4.10).

Наличие разных по размеру и форме скоплений треков с различной плотностью свидетельствует о том, что делящиеся радионуклиды находятся в виде микровключений собственных минеральных образований (оксидов и т.д.) (рис. 4.11–4.14).

Размер отображения включений делящихся радионуклидов на детекторе всегда несколько больше размеров самого включения за счет пробега осколков деления в веществе и детекторе (Берзина и др., 1990).

Особый интерес представляют многолучевые скопления треков от осколков деления в виде «звезда»

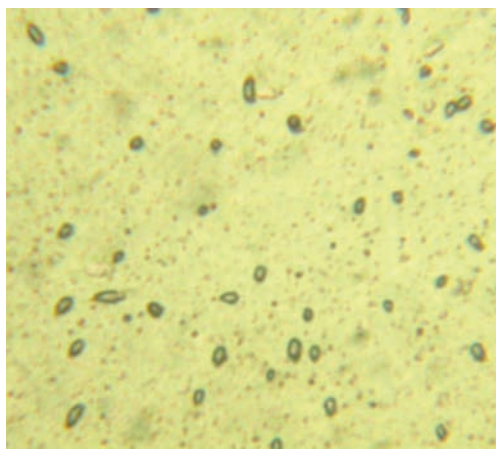


Рис. 4.10. Равномерное распределение треков от осколков деления на лавсановом детекторе, находившемся в контакте с образцом древесины; увеличение $\times 200$. Форма треков, прежде всего, определяется режимом травления

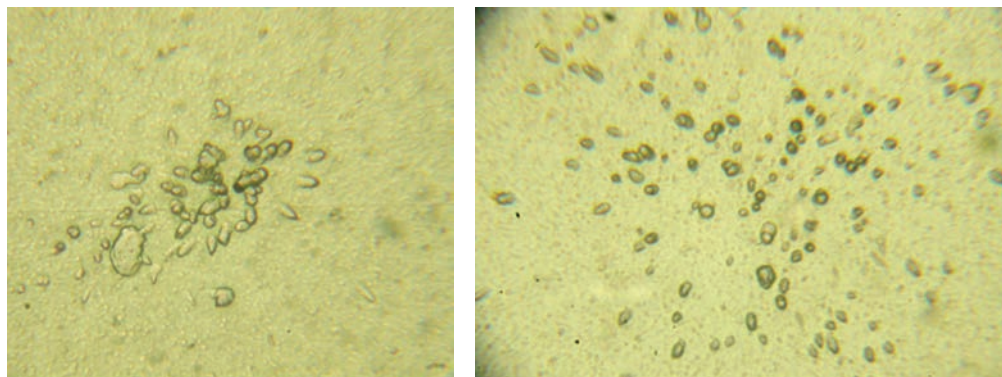


Рис. 4.11. Скопление треков от осколков деления с невысокой плотностью на лавсановом детекторе, находившемся в контакте с образцом древесины; увеличение $\times 200$

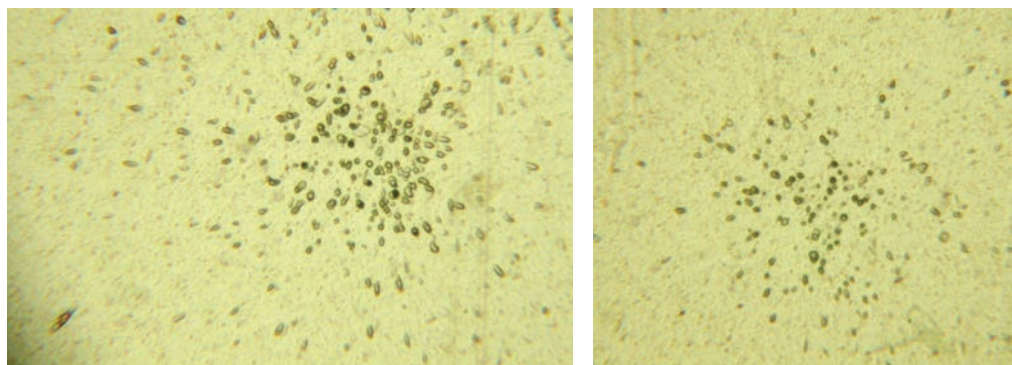


Рис. 4.12. Скопление треков от осколков деления с невысокой плотностью на лавсановом детекторе, находившемся в контакте с образцом древесины; увеличение $\times 100$

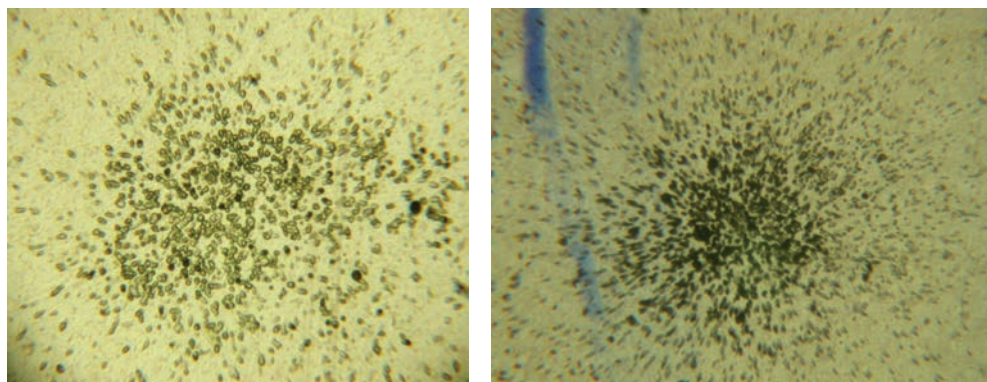


Рис. 4.13. Большое скопление треков от осколков деления с высокой плотностью на лавсановом детекторе, находившемся в контакте с образцом древесины; увеличение $\times 100$

(рис. 4.14), свидетельствующие о том, что делящийся радионуклид находился в форме собственных субмикроскопических минеральных образований (оксиды, карбониты, силикаты). Скопления треков от осколков деления в звездах не учитывались в общей выборке при подсчете средней плотности треков в годовичных кольцах. С точки зрения формального статистического подхода они относятся к выпадом. Выпады являются аномальными значениями, отличающимися от остальных значений в выборке, единичными случаями проявления активности в определенном измерении в силу различных обстоятельств. Наличие выпадом может быть обусловлено присутствием аномально высокого радиационного загрязнения (Митяев, 2006).

Присутствие скоплений треков от осколков деления в виде «звезда» в древесине является редким явлением, которое рассматривается как самостоятельный факт в данных исследованиях. Наличие звезд свидетельствует о присутствии в древесине высокоактивных «горячих частиц», которые представляют серьезную самостоятельную радиоэкологическую опасность (Рихванов, 1997, 2009 и др.).

В обобщенном виде схема проведения работ (основные операции и их последовательность) по *f*-радиографии годовичных колец представлена на рис. 4.15.

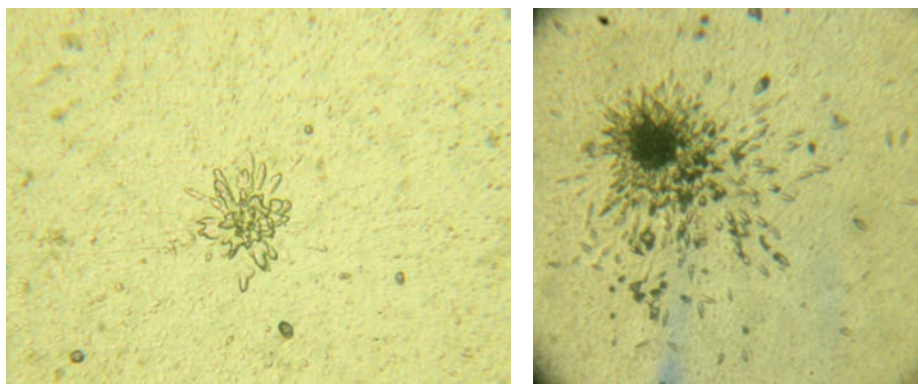


Рис. 4.14. Скопление треков от осколков деления «звезда» на лавсановом детекторе, находящемся в контакте с образцом древесины; увеличение $\times 200$



Рис. 4.15. Схема проведения работ при *f*-радиографических исследованиях образцов древесины

4.5. Статистическая обработка результатов

В работе статистическая обработка результатов проводилась с использованием программ Microsoft Excel и STATISTICA 6.0.

Для каждой выборки экспериментальных данных (30 результатов определения плотности треков от осколков деления в каждом годичном кольце) определялись показатели описательной статистики (среднеарифметическое значение \bar{x} , медиана Me , стандартное отклонение S_{x^2} , ошибка среднего $S_{\bar{x}}$, асимметрия A , эксцесс E , стандартные отклонения A и $E - S_A S_E$).

Для корректного выбора критерия сравнения двух выборок экспериментальных значений (например, выборок значений плотности треков в годичных кольцах R1 и R2, соответствующих одному и тому же году) проводился анализ характера распределения значений в выборке (оценка соответствия распределения данных одному из статистических законов: нормальному, логнормальному и др.).

Гипотеза о нормальности распределения проверялась с помощью критерия Пирсона (χ^2 -критерий) и теста Колмогорова–Смирнова (критерий λ), а также с учетом отношений показателей асимметрии и эксцесса к их стандартным отклонениям (Доерфель, 1969; Закс, 1976; Каждан, 1990; Гланц, 1999).

Для определения значимости различий между выборками значений плотности треков в годичных кольцах осуществлялось сравнение средних значений с использованием параметрических и непараметрических методов оценки, в зависимости от характера распределения значений в выборке (нормальный или отличный от нормального).

В случае нормального распределения данных (подчиняются нормальному закону распределения) использовался параметрический критерий Стьюдента (t-критерий, для сравнения средних значений). Предварительно сравнивались дисперсии по параметрическому критерию Фишера (F-критерий, для сравнения дисперсий). В остальных случаях применялись непараметрические критерии Манна–Уитни (U-тест) и двухвыборочный критерий Колмогорова–Смирнова, которые являются непараметрической альтернативой t-критерию (Закс, 1976; Каждан, 1990; Гланц, 1999; Михальчук и др., 2006).

В качестве примера статистической обработки экспериментальных результатов рассмотрим анализ данных для образца, который был отобран на территории Красноярского края в районе проведения подземных ядерных взрывов (глава 5). Анализировались исходные результаты определения плотности треков от осколков деления в годичных кольцах двух радиусов (R1 и R2) этого образца (табл. 4.2).

Общие статистические параметры выборок значений плотности треков в каждом годичном кольце R1 и R2 рассматриваемого образца представлены в табл. 4.3.

Проверка гипотезы о соответствии выборочного (экспериментального) распределения треков от осколков деления в каждом годичном кольце нормальному закону осуществлялась с применением χ^2 -критерия и критерия Колмогорова–Смирнова. Степень значимости отличия выборочного распределения от соответ-

Таблица 4.2

Результаты определения плотности треков* от осколков деления для образца лиственницы, отобранной в Красноярском крае, в районе проведения подземных ядерных взрывов

	Радиус 1 (R1)																
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
1	3	3	2	1	5	2	2	3	2	1	3	1	3	2	2	1	0
2	0	2	1	2	4	1	3	1	0	1	3	2	3	7	0	4	0
3	2	2	1	1	4	3	3	2	1	0	1	2	2	0	0	3	2
4	4	2	0	2	0	2	4	4	2	1	0	3	4	4	1	3	1
5	0	2	1	2	3	0	2	0	2	2	2	0	1	3	0	3	0
6	2	1	3	0	0	0	1	0	3	1	1	1	2	0	1	2	0
7	3	0	1	0	2	2	3	2	0	1	1	0	2	2	1	0	4
8	2	2	2	1	1	1	3	1	1	3	3	1	2	2	3	1	1
9	1	0	2	3	2	0	1	2	2	2	2	1	3	0	3	2	1
10	0	3	3	0	1	0	1	3	1	1	4	1	2	5	0	0	1
11	0	0	6	1	2	2	2	2	2	6	3	3	0	3	0	2	0
12	3	0	0	3	2	1	0	2	4	3	2	0	1	0	1	2	1
13	0	2	2	1	1	2	2	1	2	4	2	1	1	2	0	2	2
14	0	1	2	2	2	3	0	3	1	2	2	2	2	0	0	1	1
15	2	2	0	2	1	3	1	0	0	1	0	2	2	1	1	3	0
16	4	0	5	3	0	1	0	0	0	0	1	3	0	1	1	0	0
17	0	2	3	0	1	3	3	0	1	3	2	2	3	2	1	0	2
18	0	3	0	1	1	2	2	1	1	0	1	0	3	1	2	1	1
19	3	3	0	2	0	1	3	2	0	0	1	2	1	1	1	0	3
20	3	2	1	0	1	0	2	3	2	1	0	3	1	0	0	3	0
21	0	0	0	2	1	2	2	2	1	1	0	1	0	1	1	0	6
22	2	2	1	2	2	2	1	3	0	1	0	1	1	0	1	2	1
23	4	1	1	4	3	3	1	1	3	0	2	0	3	1	3	0	2
24	1	2	1	4	2	1	3	1	0	3	1	1	0	0	0	0	0
25	0	2	0	2	0	2	2	4	2	0	2	1	3	2	0	4	2
26	5	1	2	1	3	2	1	0	2	1	2	1	1	4	2	0	2
27	3	0	1	3	2	1	0	4	1	1	3	2	1	3	0	0	3
28	2	4	0	2	1	3	3	3	2	2	0	3	2	2	2	0	0
29	1	0	1	2	2	0	0	2	1	1	4	2	1	0	3	3	3
30	2	3	2	2	1	2	1	3	1	3	0	2	0	0	2	2	3
Среднее элем. пл.	1,7	1,6	1,5	1,7	1,7	1,6	1,7	1,8	1,3	1,5	1,6	1,5	1,7	1,6	1,1	1,5	1,4
Среднее (мм ²)	60	54	51	59	58	54	60	63	46	53	55	51	58	57	37	51	48

Окончание табл. 4.2

		Радиус 2 (R2)																												
		1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003												
1		3	1	4	1	2	0	0	3	0	2	3	1	3	2	1	0	1												
2		6	1	3	0	4	0	1	3	2	1	2	2	1	0	2	4	1												
3		6	2	4	0	0	1	3	1	2	0	2	0	1	1	0	0	5												
4		2	0	2	2	0	3	3	2	1	3	1	0	0	4	1	2	1												
5		0	0	2	4	3	3	1	5	3	4	0	2	0	3	2	1	0												
6		1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	2	1	1	3												
7		3	0	2	4	0	5	3	0	4	0	2	3	3	0	0	0	0												
8		3	0	1	4	3	7	3	1	4	3	2	0	3	4	1	2	3												
9		2	0	3	0	0	0	2	1	0	2	0	4	1	0	6	1	0												
10		3	6	0	1	4	0	0	3	4	1	0	2	2	1	0	2	2												
11		3	4	0	2	2	3	0	2	1	2	0	1	2	0	1	1	4												
12		0	1	2	4	1	4	1	2	1	1	0	4	2	2	0	3	2												
13		0	2	2	0	0	2	0	1	2	1	1	0	0	1	3	0	0												
14		1	0	4	0	0	2	0	3	2	0	0	1	1	6	0	4	1												
15		0	0	2	1	2	2	1	4	1	3	0	2	1	2	0	4	0												
16		2	2	2	0	1	0	0	2	2	2	3	0	1	1	3	0	1												
17		0	0	0	0	3	1	0	2	1	2	3	1	3	0	0	2	1												
18		1	0	3	0	1	0	1	1	2	1	0	0	1	1	0	0	1												
19		2	1	0	2	1	0	2	1	2	0	1	3	0	1	4	0	1												
20		2	3	0	3	1	0	1	1	1	0	1	2	0	0	2	1	2												
21		1	3	0	3	0	0	2	2	0	0	2	3	0	2	0	1	1												
22		3	3	1	3	3	0	1	3	0	4	4	8	0	3	2	0	1												
23		0	0	0	0	2	2	0	3	2	3	2	1	2	0	1	1	3												
24		0	3	2	1	2	1	0	0	2	4	2	5	0	3	1	3	0												
25		2	0	0	2	4	2	3	1	1	2	2	0	0	0	0	4	1												
26		1	1	3	2	6	2	0	3	2	1	6	3	0	0	0	2	3												
27		2	0	2	2	0	0	3	1	0	6	2	3	1	2	1	0	2												
28		2	0	4	1	1	1	0	1	0	0	2	2	3	1	0	3	1												
29		4	5	3	2	2	1	0	1	1	1	1	2	3	1	2	1	0												
30		0	0	1	0	2	1	1	1	3	1	0	1	1	0	0	1	0												
Среднее элем. пл.		1,8	1,3	1,7	1,5	1,7	1,5	1,1	1,8	1,5	1,7	1,5	1,9	1,2	1,4	1,1	1,5	1,4												
Среднее (мм ²)		63	45	60	51	59	51	37	62	53	58	51	65	43	50	39	51	47												

* количество тренов от осколков деления на элементарную площадку – 0,0289 мм²

Таблица 4.3

Оценки числовых характеристик выборок плотности треков от осколков деления в годовых кольцах образца (R1 и R2)

Радиус 1 (R1)									
	n	\bar{x}	S_x	$S_{\bar{x}}$	Me	A	S_A	E	S_E
1987	30	1,73	1,53	0,28	2,00	0,30	0,43	-1,02	0,83
1988	30	1,57	1,17	0,21	2,00	-0,03	0,43	-0,92	0,83
1989	30	1,47	1,46	0,27	1,00	1,47	0,43	2,64	0,83
1990	30	1,57	1,10	0,20	2,00	0,31	0,43	-0,03	0,83
1991	30	1,67	1,27	0,23	1,50	0,79	0,43	0,48	0,83
1992	30	1,57	1,04	0,19	2,00	-0,19	0,43	-1,07	0,83
1993	30	1,30	1,15	0,21	1,00	0,53	0,43	-0,56	0,83
1994	30	1,60	1,28	0,23	2,00	0,19	0,43	-1,05	0,83
1995	30	1,33	1,03	0,19	1,00	0,48	0,43	0,09	0,83
1996	30	1,53	1,38	0,25	1,00	1,35	0,43	2,37	0,83
1997	30	1,60	1,22	0,22	2,00	0,24	0,43	-0,80	0,83
1998	30	1,47	0,97	0,18	1,00	0,10	0,43	-0,88	0,83
1999	30	1,67	1,12	0,21	2,00	0,10	0,43	-0,89	0,83
2000	30	1,63	1,73	0,32	1,00	1,30	0,43	1,87	0,83
2001	30	1,07	1,05	0,19	1,00	0,63	0,43	-0,74	0,83
2002	30	1,47	1,36	0,25	1,50	0,30	0,43	-1,25	0,83
2003	30	1,40	1,45	0,27	1,00	1,26	0,43	1,99	0,83
Радиус 2 (R2)									
	n	\bar{x}	S_x	$S_{\bar{x}}$	Me	A	S_A	E	S_E
1987	30	1,83	1,64	0,30	2,00	0,94	0,43	0,92	0,83
1988	30	1,30	1,66	0,30	1,00	1,31	0,43	1,10	0,83
1989	30	1,73	1,41	0,26	2,00	0,12	0,43	-1,20	0,83
1990	30	1,47	1,43	0,26	1,00	0,52	0,43	-0,99	0,83
1991	30	1,70	1,53	0,28	1,50	0,85	0,43	0,53	0,83
1992	30	1,47	1,70	0,31	1,00	1,56	0,43	2,82	0,83
1993	30	1,07	1,17	0,21	1,00	0,69	0,43	-1,03	0,83
1994	30	1,80	1,21	0,22	1,50	0,66	0,43	0,15	0,83
1995	30	1,53	1,22	0,22	1,50	0,52	0,43	-0,31	0,83
1996	30	1,67	1,54	0,28	1,00	0,91	0,43	0,58	0,83
1997	30	1,47	1,43	0,26	1,50	1,13	0,43	1,98	0,83
1998	30	1,87	1,81	0,33	2,00	1,44	0,43	3,17	0,83
1999	30	1,23	1,14	0,21	1,00	0,42	0,43	-1,21	0,83
2000	30	1,43	1,50	0,27	1,00	1,22	0,43	1,53	0,83
2001	30	1,13	1,43	0,26	1,00	1,71	0,43	3,49	0,83
2002	30	1,47	1,38	0,25	1,00	0,66	0,43	-0,74	0,83
2003	30	1,37	1,30	0,24	1,00	1,07	0,43	0,82	0,83

ствующего нормального закона качественно определялась по уровню значимости p χ^2 -критерия и критерия Колмогорова–Смирнова: незначимые ($p \geq 0,100$), слабозначимые ($0,100 > p \geq 0,050$), значимые ($0,050 > p \geq 0,010$), сильнозначимые ($0,010 > p \geq 0,001$), высокозначимые ($0,001 > p$) (Михальчук и др., 2006).

Также оценивались отношения выборочных показателей асимметрии и эксцесса к их стандартным отклонениям:

$$t_1 = \frac{A}{S_A} \text{ и } t_2 = \frac{E}{S_E}$$

Если эти отношения по абсолютной величине превышают 3, то гипотеза о нормальном распределении отвергается. Полученные результаты проверки по трем критериям сведены в табл. 4.4.

Заливкой выделены показатели, которые свидетельствуют о значимом или сильнозначимом отличии выборочных распределений от нормального закона. Курсивом выделены годы, для которых характерно нормальное распределение как для R1, так и для R2.

Согласно табл. 4.4 по совокупности трех критериев гипотеза о нормальном распределении отвергается для 1996 г. R1 и для 1988, 2001 гг. R2. Значимые от-

Таблица 4.4

Показатели критериев сравнения выборочного распределения треков от осколков деления в годичных кольцах R1 и R2 с нормальным законом

	R1				R2			
	p_{χ^2}	p_{K-C}	t_1	t_2	p_{χ^2}	p_{K-C}	t_1	t_2
1987	0,08	0,16	0,70	-1,22	0,07	0,39	2,19	1,10
1988	0,02	0,04	-0,08	-1,10	0,002	0,04	3,08	1,33
1989	0,09	0,07	3,45	3,17	0,08	0,20	0,27	-1,44
1990	0,07	0,12	0,73	-0,04	0,06	0,12	1,23	-1,18
1991	0,21	0,16	1,86	0,57	0,03	0,25	1,99	0,64
1992	0,002	0,07	-0,44	-1,28	0,10	0,12	3,65	3,39
1993	0,32	0,32	1,24	-0,68	0,001	0,04	1,61	-1,23
1994	0,37	0,47	0,44	-1,26	0,06	0,05	1,54	0,18
1995	0,01	0,20	1,13	0,10	0,06	0,25	1,22	-0,38
1996	0,01	0,01	3,16	2,85	0,02	0,16	2,13	0,69
1997	0,24	0,39	0,56	-0,96	0,01	0,25	2,64	2,38
1998	0,001	0,12	0,23	-1,05	0,06	0,32	3,37	3,80
1999	0,21	0,20	0,23	-1,07	0,12	0,12	0,97	-1,45
2000	0,11	0,25	3,04	2,24	0,08	0,12	2,85	1,84
2001	0,06	0,09	1,47	-0,89	0,001	0,03	4,01	4,19
2002	0,14	0,09	0,69	-1,50	0,09	0,07	1,55	-0,89
2003	0,41	0,12	2,95	2,39	0,03	0,01	2,51	0,99

личия от нормального закона дают χ^2 -критерий и тест Колмогорова–Смирнова для годовых колец 1988 г. R1 и 1993, 2003 гг. R2. Для большинства годовых колец по совокупности трех критериев нет оснований отвергать гипотезу о соответствии выборочных данных нормальному закону.

Для сравнения средних значений плотности треков в годовых кольцах R1 и R2, соответствующих одному году, а также установления значимости отличия между ними осуществлялась проверка гипотезы о равенстве средних с учетом закона распределения треков в каждом годовом кольце.

При попарном сравнении средних значений по R1 и R2, для годовых колец 1987, 1990, 1994, 1999, 2000 и 2002 гг. использовался критерий Стьюдента, т.к. выборочные данные в этих годовых кольцах подчиняются нормальному закону и дисперсии сравниваемых выборок по критерию Фишера имеют незначимое различие. В остальных случаях более корректным является применение непараметрических U-критерия Манна–Уитни и двухвыборочного критерия Колмогорова–Смирнова. Степень значимости различия средних также определялась по уровню значимости p критерия Стьюдента, критерия Манна–Уитни и непараметрического критерия Колмогорова–Смирнова: незначимые ($p \geq 0,100$), слабозначимые ($0,100 > p \geq 0,050$), значимые ($0,050 > p \geq 0,010$), сильнозначимые ($0,010 > p \geq 0,001$), высокозначимые ($0,001 > p$) (Михальчук и др., 2006). Полученные результаты приведены в табл. 4.5. Согласно полученным данным расхождение между выборочными значениями средней плотности треков является значимым по U-критерию Манна–Уитни только для годовых колец, соответствующих 1993 г. Различия средних значений по выборкам для остальных годовых колец R1 и R2 не являются значимыми.

Таким образом, в результате проведенного статистического анализа экспериментальных данных, полученных для образца №4, отобранного на территории Красноярского края в районе проведения подземных ядерных взрывов, было установлено, что не наблюдается значимых различий в средней плотности треков от осколков деления для одинаковых годовых колец R1 и R2, за исключением годового кольца 1993 г. Данный вывод позволяет говорить о наличии общей закономерности в динамике накопления делящихся радионуклидов во времени для двух радиусов (R1 и R2) данного образца.

Подводя краткие итоги по данному разделу, следует отметить: метод f -радиографии относится к группе ядерно-физических методов и позволяет с высокой точностью определять количественное содержание делящихся радионуклидов и характер пространственного распределения, что позволяет судить о формах нахождения радионуклидов в исследуемом объекте. В применении к анализу годовых колец метод f -радиографии дает уникальную возможность визуально выявлять картину пространственного распределения делящихся радионуклидов в древесине и наблюдать динамику их накопления в прошлом и настоящем.

При использовании данного метода в работе были проанализированы образцы древесины, отобранные в различных регионах, на территориях, которые характеризуются различными источниками и историями поступления радиону-

Таблица 4.5

Показатели критериев сравнения средних значений плотности треков от осколков деления в годовых кольцах R1 и R2

	$P_{t\text{-критерий}}$	$P_{F\text{-критерий}}^*$	$P_{\text{Манна-Уитни}}$	$P_{\text{Колмогорова-Смирнова}}$
1987	0,81	0,71		
1988			0,19	> 0,10
1989			0,34	> 0,10
1990	0,49	0,19		
1991			0,91	> 0,10
1992			0,29	> 0,10
1993			0,03	> 0,10
1994	0,92	0,75		
1995			0,59	> 0,10
1996			0,79	> 0,10
1997			0,52	> 0,10
1998			0,61	> 0,10
1999	0,14	0,96		
2000	0,63	0,45		
2001			0,79	> 0,10
2002	1,00	0,92		
2003			0,96	> 0,10

* уровень значимости критерия Фишера; различия дисперсий незначимые при $p_f \geq 0,100$

кливо (зоны влияния радиационно-опасных объектов; территории, загрязненные радионуклидами от воздушных, наземных и подземных ядерных испытаний, а также в результате аварийных выбросов, зоны месторождений радиоактивного сырья и др.) (табл. 4.6 и рис. 5).

В качестве недостатков метода f -радиографии можно отметить следующее:

1. Для осуществления f -радиографического анализа необходимо облучение тепловыми нейтронами, что предполагает наличие реактора или других специальных нейтронных сборок, а это значительно увеличивает стоимость и трудоемкость проведения исследований.

2. При используемой на сегодняшний день методике проведения f -радиографического анализа древесины не представляется возможным идентифицировать и выделить вклад каждого из делящихся радионуклидов в их общем содержании в древесине. Теоретически это возможно, но требует чрезвычайно больших затрат.

Таблица 4.6

Характеристика спилов древесины, отобранных для f-радиографических исследований

Регион	№ среза	Место отбора	Порода	Кол-во годичных колец
1	1	Район падения Тунгусского метеорита (торфяник «Бублик»). Фоновое для Сибири	лиственница	140
2	2.1	Район Чернобыльской АЭС, Народичи (50 км от расположения ЧАЭС с ориентиром по западному радиационному следу)	ель	32
	2.2	Район Чернобыльской АЭС (7,3 км от расположения ЧАЭС с ориентиром по западному радиационному следу)	ель	14
3	3.1	Томская область, с. Ярское (40 км южнее г. Томска). Фоновое для юга Томской области.	сосна	60
	3.2	Томская область, д. Аникино. Фоновое для юга Томской области	сосна	38
	3.3	г. Томск (пересечение ул. Тверской и пр. Фрунзе)	лиственница	56
	3.4	Томская область. Зона воздействия СХК. (5 км от промышленного реактора)	сосна	56
	3.5	Томская область. Зона воздействия СХК. (15 км от промышленного реактора)	сосна	59
	3.6	Томская область. Зона воздействия СХК. (4 км северо-западнее д. Георгиевки)	сосна	30
	3.7	Томская область. Зона воздействия СХК. (1,8 км севернее д. Георгиевки, 50 м от дороги)	сосна	40
	3.8	Томская область. Зона воздействия СХК. (13,5 км севернее д. Георгиевки)	сосна	40
	3.9	Томская область. Зона воздействия СХК. (29-й км дороги Томск-Самусь)	сосна	50
	3.10	Томская область, д. Наумовка. Зона воздействия СХК.	сосна	37
4	4.1	Красноярский край. Остров Березовый (30-км зона, водородное и газоаэрозольное загрязнение)	береза	67
	4.2	Красноярский край. Остров Березовый (30-км зона, водородное и газоаэрозольное загрязнение)	ива	31
	4.3	Красноярский край. Лесхоз в районе с. Кононово (30-км зона, газоаэрозольное загрязнение)	сосна	115
	4.4	Красноярский край. Лесхоз в районе с. Кононово (30-км зона, газоаэрозольное загрязнение)	береза	67

Продолжение табл. 4.6

Регион	№ среза	Место отбора	Порода	Кол-во годичных колец
4	4.5	Красноярский край. Лесхоз в районе п. Козулька Фоновое для Красноярского края	ель	37
	4.6	Красноярский край. п. Емельяново	сосна	53
	4.7	Красноярский край. п. Емельяново	сосна	47
	4.8	Красноярский край. Тура, Эвенкийский АО: (контрольный), в 5-км от устья скважины ПЯВ «Метеорит-3»	лиственница	30
	4.9	Красноярский край. Тура, Эвенкийский АО: образец №2, в 350–400 м от устья скважины ПЯВ «Метеорит-3»	лиственница	72
	4.10	Красноярский край. Тура, Эвенкийский АО: образец №3, в 350–400 м от устья скважины ПЯВ «Метеорит-3», в 30–50 м от образца №2	лиственница	63
	4.11	Красноярский край. Тура, Эвенкийский АО: образец №4 вблизи устья скважины ПЯВ «Метеорит-3»	лиственница	17
	4.12	Красноярский край. Правый берег р. Енисей, напротив головы о. Березовый, в 14–15 км от места сброса вод ГХК, образец №1 (высота отбора 1,3–1,4 м)	сосна	100
	4.13	Красноярский край. Правый берег р. Енисей, напротив головы о. Березовый, в 14–15 км от места сброса вод ГХК, образец №2, в 20–25 м от образца №1	сосна	95
	4.14	Красноярский край. Правый берег р. Енисей, напротив головы о. Березовый, в 14–15 км от места сброса вод ГХК, образец №3 (высота отбора 6 м)	сосна	90
	4.15	Красноярский край. Правый берег р. Енисей, напротив головы о. Березовый, в 14–15 км от места сброса вод ГХК, образец №4, в 20–25 м от образца №3	сосна	80
	4.16	Красноярский край. Усть-Ангарское урановое месторождение, образец №1 (в 7–8 м западнее кромки ствола разведочной шахты)	сосна	58
	4.17	Красноярский край. Усть-Ангарское урановое месторождение, образец №2 (в 14–16 м южнее кромки ствола разведочной шахты)	сосна	50
5	5.1	Италия, г. Комо		61
6	6.1	Приводораздельная часть полуострова Муравьева-Амурского	пихта	90

Окончание табл. 4.6

Регион	№ среза	Место отбора	Порода	Кол-во годичных колец
7	7.1	Иркутская область. Южная окраина пром. площадки АЭХК	сосна	55
	7.2	Иркутская область. 11 км на юго-восток от пром. Площадки	сосна	37
	7.3	Иркутская область. 4 км на юго-восток от пром. площадки	сосна	31
	7.4	Иркутская область. 3 км на запад от пром. площадки	сосна	21
	7.5	Иркутская область. Рифт-3 (1 км на восток)	сосна	82
	7.6	Иркутская область. Рифт-3 (3 км на запад)	сосна	34
8	8.1	Усть-Канский район Республики Алтай. с. Коргон	сосна	50
	8.2	Майминский район Республики Алтай. Окраина с. Союзга	сосна	50
	8.3	Турачакский район Республики Алтай. с. Турачак	сосна	45
	8.4	Кош-Агачский район Республика Алтай. с. Джазатор	лиственница	159
	8.5	Фоновый район Горного Алтая. Река Каралолша	лиственница	269
9	9.1	Чехия. г. Ческа Липа	сосна	43
	9.2	Чехия. В 10 км в юго-восточном направлении от г. Часлав, Центральная Чехия	сосна	71
	9.3	Чехия. В 3 км на юг от д. Чейковице, Южная Моравия	сосна	62
	9.4	Чехия. Пршибрамское урановое месторождение	сосна	121

ОЦЕНКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ НА ТЕРРИТОРИЯХ РАЗЛИЧНОЙ СТЕПЕНИ ТЕХНОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ

5.1. Оценка глобальных изменений биосферы от испытаний ядерного оружия в атмосфере

Для того чтобы выделить техногенную составляющую радиоактивного загрязнения на любой изучаемой территории, необходимо знать фоновое значение, характерное для этой территории. В настоящее время не существует точной и однозначной формулировки понятия радиационного фона территории, а также методов его расчета. Авторы различных источников предлагают разные определения для данной величины. В некоторых источниках предлагают считать, что это все значения, лежащие до фона глобальных выпадений (Израэль, 1990). Другие исследователи считают, что это усредненное значение исследуемого параметра для обследуемой территории на данный момент времени (Орлов и др., 1992). В данной работе поддерживается второе определение с некоторыми поправками.

В работе для определения фоновых значений выбирались отдельные районы, которые можно принять как условно фоновые для изучаемого региона с точки зрения общей благополучной радиационной обстановки территории. В качестве таких условно фоновых районов были выбраны территории, характеризующиеся только глобальными выпадениями, т.е. при формировании техногенного загрязнения этой территории участвовали радиоактивные продукты, поступающие на земную поверхность только в составе глобальных выпадений в результате испытаний ядерного оружия в прошлом. Выбранные районы являются свободными от влияния локальных источников техногенного радиоактивного загрязнения окружающей среды или их влиянием можно пренебречь.

Плотность и характер распределения треков от осколков деления изотопов ^{235}U , Pu, Am, Np и др. в годовых кольцах среза дерева из фонового района Сибири, а таковым был срез с болота «Бублик» (р. Нижняя Тунгуска, район падения Тунгусского метеорита), показаны на рис. 5.1. В связи с крайне малой мощностью годовых колец подсчет треков производился по интервалам в 10 лет. Наблюдается устойчивая тенденция увеличения уровня накопления делящихся элементов с конца прошлого века, достигающая максимума в 80-х годах XX века. Такая динамика изменения радиоэкологической ситуации по делящимся радионуклидам,



Рис. 5.1. Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезе дерева (лиственница) из фонового района Сибири: р. Тунгуска, болото «Бублик»

несомненно, связана с началом испытания ядерного оружия. Для определения фонового уровня делящихся элементов в доядерный период в образце из района падения Тунгусского метеорита были выделены несколько интервалов, в пределах которых были подсчитаны средние содержания урана (Архангельская, 2000; Архангельская и др., 1998). Установлено, что в период с 1840 по 1899 год среднее содержание делящихся элементов (так как в этот период в природной среде отсутствовали трансурановые элементы (Pu, Am и др.) в значимых количествах), в данном случае урана, в древесине составляло 0,06 мг/кг. В период с 1900 по 1945 год их содержание увеличилось до 0,09 мг/кг, с 1946 по 1960 год – до 0,1 мг/кг, с 1961 по 1980 год – до 0,2 мг/кг.

Принимая во внимание, что до 1945 года делящиеся элементы в природе были представлены только ^{235}U , можно принять за фоновое его содержание в районе падения Тунгусского метеорита уровень, равный 0,06–0,09 мг/кг урана (Рихванов и др., 2002).

Изучение характера распределения треков от осколков деления урана (до появления трансурановых элементов в 1945 году) в срезе сосны из района с. Ярского, выбранного в качестве фонового для юга Томской области (рис. 5.2), выявило весьма показательную картину накопления урана (до 1945 года) и суммы делящихся элементов (после 1945 года) в годовых кольцах исследованного дерева (рис. 5.3).

Средняя плотность треков в интервале 1935–1945 годов составила 38 треков на 1 мм^2 , что соответствует содержанию урана 0,05 мг/кг. Полученная цифра близка к таковой, установленной для района падения Тунгусского метеорита (0,06–0,09 мг/кг). Временной период с 1946 по 1961 год характеризуется резким

накоплением делящихся элементов (уран + Pu, Am, и др.) в годовых кольцах деревьев. Среднее содержание эквивалентного урана для данного временного интервала составляет 0,26 мг/кг, что превышает фоновый (доядерный) уровень более чем в пять раз.

После 1961 года уровень накопления делящихся элементов вновь понижается, в интервале времени с 1962 по 1994 год среднее содержание эквивалентного урана составляет около 0,07 мг/кг, что близко к фоновому содержанию радиоэлемента. На всем этом интервале наблюдается крайне однородное распределение треков от осколков деления радионуклидов.

Подобная картина распределения делящихся элементов (рис. 5.4) наблюдается в срезе дерева из д. Аникино (фоновый район Томской области). Максимальное накопление радиоэлементов в этом районе приходится на середину 50-х годов,

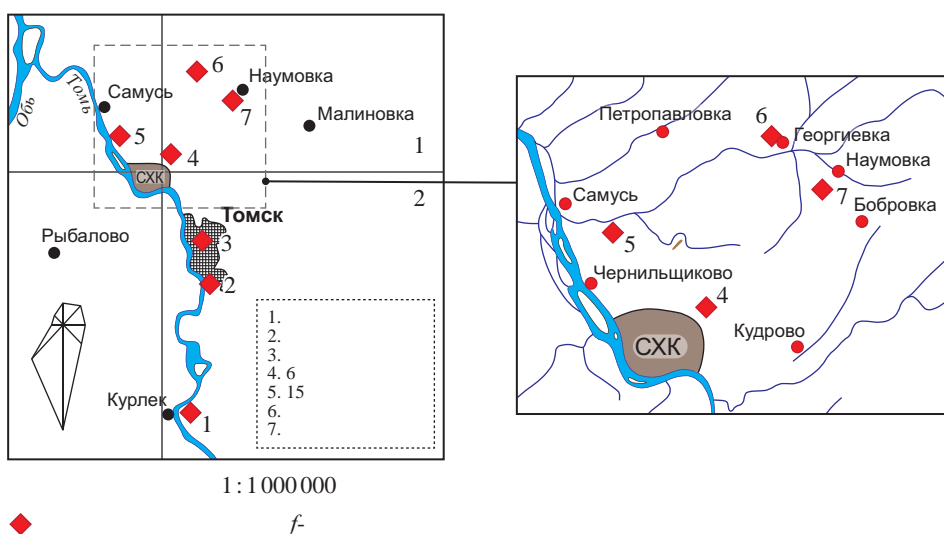


Рис. 5.2. Схематические карты размещения точек опробования для радиографических исследований срезов деревьев на территории Томской области



Рис. 5.3. Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезе дерева (сосна) фоновой области Томской области: с. Ярское

после чего уровень накопления делящихся элементов понижается до фоновых значений и вновь увеличивается начиная с 1987 года.

Емельяновский район, в соответствии с оценкой радиационной ситуации на территории Красноярского края за 2005 год, характеризуется как территория с благополучной радиационной обстановкой (Государственный доклад..., 2007). В связи с этим п. Емельяново (районный центр Емельяновского района) выбран в качестве условно фоновой территории для этого района.

Для оценки регионального фоновый уровень содержания делящихся радионуклидов в древесине хвойных деревьев отобрано по одному спилу с двух рядом стоящих сосен (спил № 1 и № 2) в 6–10 км на север от п. Емельяново. Результаты изучения характера распределения треков от осколков деления в годичных кольцах отобранных образцов показывают превышения плотности треков на фоне общей динамики в периоды проведения испытаний ядерного оружия в атмосфере (с 1952 по 1981 год), сопровождавшихся выбросом огромного количества радиоактивных продуктов, в том числе значительного количества неразделившихся урана и плутония, которые рассеялись в стратосфере в глобальном масштабе и в дальнейшем выпали на земную поверхность (рис. 5.5).

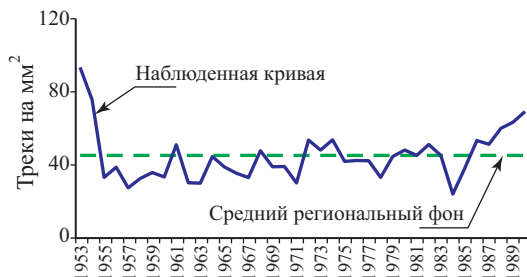


Рис. 5.4. Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезе дерева (сосна) фоновой района Томской области: с. Аникино

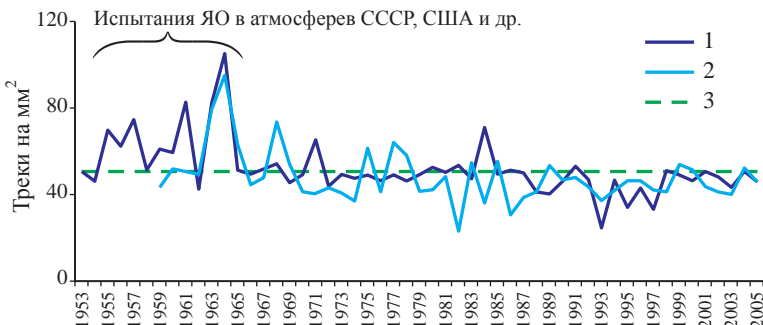


Рис. 5.5. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосен, п. Емельяново, Красноярский край: 1 – образец № 1Е; 2 – образец №2Е (отобран в 20–25 м от образца № 1Е); 3 – среднее содержание по всем годичным кольцам образцов № 1 и № 2 (50 ± 7 треков/мм²)

На основе полученной совокупности данных для образцов № 1 и 2 вычислен современный средний региональный фоновый уровень, который включает глобальную составляющую радиоактивного загрязнения изучаемой территории. По плотности треков это значение находится на уровне 50 ± 7 треков/мм², что в пересчете на содержание урана (по изотопу ²³⁵U) составляет $0,06 \pm 0,008$ мг/кг. Полу-

ченное значение рассматривается как региональный фоновый уровень содержания делящихся радионуклидов в древесине для территории юга Красноярского края.

Принятое значение регионального фонового уровня содержания делящихся радионуклидов в древесине для территории юга Красноярского края $0,06$ мг/кг сопоставимо со значением фонового содержания делящихся радионуклидов в древесине, которое нами определено для района падения Тунгусского метеорита – $0,06$ – $0,09$ мг/кг (рис. 5.1).

Ческа-Липа находится в северо-западной Чехии и, судя по данным многолетнего радиационного мониторинга, практически не была подвергнута локальным выпадениям радионуклидов; Ческа-Липа может считаться условно фоновой для территории Чехии (Атлас загрязнения Европы цезием..., 1998; Zprava o vysledcich sinnosti..., 2006).

При оценке регионального фонового уровня был отобран спил сосны, произраставшей в 10 км в юго-западном направлении от г. Ческа-Липа. Результаты по распределению треков от осколков деления делящихся радионуклидов, накопленных в годичных кольцах отобранного спила, показаны на рис. 5.6.

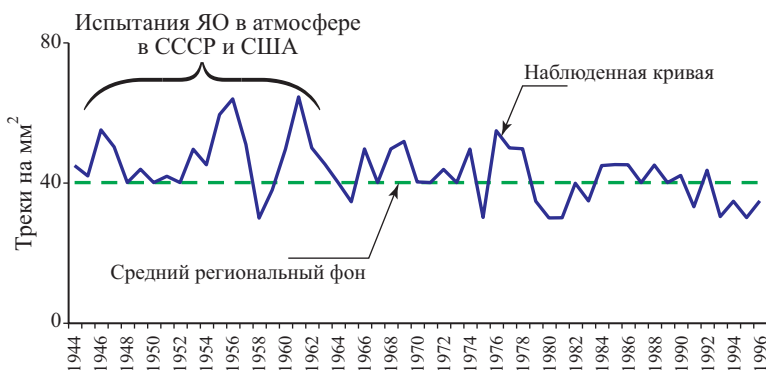


Рис. 5.6. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, г. Ческа-Липа, Чехия

Анализ полученных результатов показывает основные превышения плотности треков, которые свидетельствуют о повышенном накоплении делящихся радионуклидов, зафиксированных для периода основных испытаний ядерного оружия.

Средняя плотность треков по годичным кольцам изученного образца составляет 40 ± 6 треков/мм², что соответствует среднему содержанию урана (по изотопу ²³⁵U), равному $0,05 \pm 0,007$ мг/кг. Это значение может быть принято за региональный фоновый уровень накопления делящихся радионуклидов в древесине на территории Чехии

Необходимо отметить, что принятое значение регионального фонового уровня содержания делящихся радионуклидов в древесине для территории Чехии близко к значению регионального уровня фона, которое зафиксировано для территории

юга и севера Красноярского края (0,06 мг/кг).

Ю.В. Робертусом (рис. 5.7) была проведена ретроспективная оценка выпадения делящихся радионуклидов на территории Республики Алтай (РА) методом осколочной радиографии годовых колец деревьев. Всего в период 1995–2000 годов в республике было отобрано 9 спилов различных хвойных пород (табл. 4.6).

Ранее проведенными исследованиями (Ю.В. Робертус и др.) установлено, что в период наземных и воздушных испытаний ядерных устройств на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) через территорию РА прошли, по разным оценкам, радиоактивные следы 22–40 взрывов (Мешков и др., 1995; Робертус и др., 2004). Основной вклад в формирование радиоактивного

загрязнения территории, по данным Н.А. Мешкова и др. (1999), внесли взрывы на СИП 12 и 23 августа 1953 года, 23 октября 1954 года, 24 августа 1954 года, 18 августа, 9 и 14 октября 1962 года. В период проведения на полигоне подземных ядерных взрывов (1963–1989 годов) на территории РА, отстоящей от СИП на расстоянии 300–650 км, также были зафиксированы следы отдельных взрывов, в частности, в 1965 и 1969 годах. В этот же период в южной части РА неоднократно выявлялись аномальные повышения радиационного фона, предположительно обусловленные испытаниями ядерных устройств на полигоне Лобнор, находящемся в 1 200 км юго-западнее Республики Алтай (Рихванов и др., 2002).

Множественное пространственное совмещение следов радиоактивных облаков в условиях их «растаскивания» горно-долинными воздушными потоками, а также неоднократное наложение глобальных атмосферных выпадений (ГВ) обусловили интегральный характер современных концентраций техногенных радионуклидов (ТРН) на территории республики. Его большая неоднородность обусловлена пестротой локальных выпадений ТРН, неравномерностью ГВ и процессами их последующего перераспределения. На выпадение и перераспределение ТРН локальных и глобальных выпадений в большой степени влияли разнообразные природные условия РА, в частности, орографические и климатические особенности. Наблюдаемый мозаично-очаговый характер распределения ТРН, главным образом ^{137}Cs , в целом совпадает с расчетными следами отдельных взры-



Рис. 5.7. Схематическая карта размещения точек отбора срезов деревьев для радиогрифических исследований на территории Республики Алтай: 1 – Майминский; 2 – Чойский; 3 – Туррачакский; 4 – Шебалинский; 5 – Чемальский; 6 – Усть-Канский; 7 – Онгудайский; 8 – Усть-Коксинский; 9 – Улаганский; 10 – Кош-Агачский административные районы

вов и очагами прошлого радиоактивного загрязнения территории РА (рис. 5.8).

Учитывая все вышеизложенное, мы предположили, что годовые кольца деревьев на территории Республики Алтай несут информацию о времени прохождения многих радиоактивных следов и, в отдельных случаях, об интенсивности их радиационного воздействия на объекты окружающей среды.

Анализ полученных кривых распределения плотности треков от осколков деления U-235, Pu, Am и других техногенных радионуклидов по годовым кольцам деревьев на территории РА, а также диаграмм, показывающих усредненную

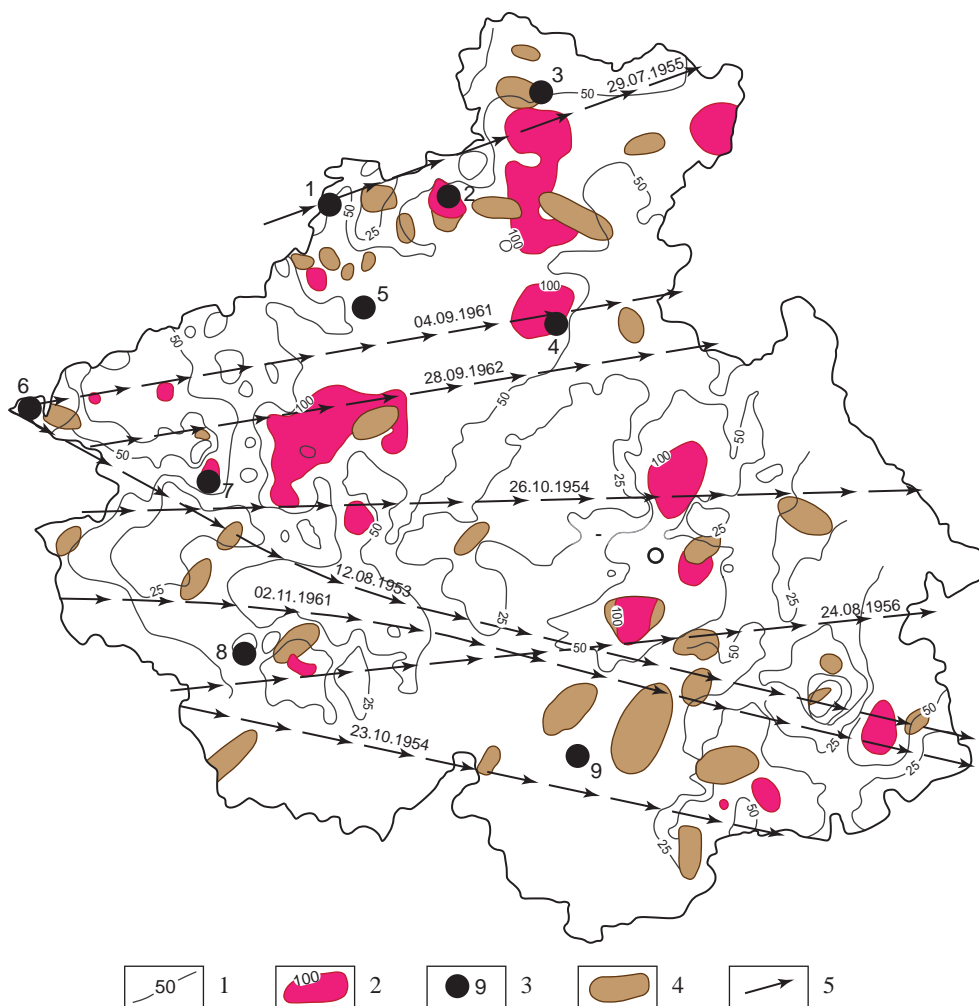


Рис. 5.8. Схема техногенного радиоактивного загрязнения территории Республики Алтай
 1 – изоплотности загрязнения почв ^{137}Cs ($\text{мКи}/\text{км}^2$); 2 – участки с загрязнением почв ^{137}Cs , превышающим фон глобальных выпадений в 2 раза и более; 3 – места взятия спилов деревьев на изучение методом осколочной радиографии; 4 – очаги прошлого радиоактивного загрязнения почвенного покрова; 5 – предполагаемые осевые зоны радиоактивных следов некоторых ядерных взрывов на СИП в 1949–1962 гг. (по Ю.В. Робертусу и др., 1993, 2004)

плотность треков от осколков деления ядер и эквивалентные содержания урана, рассчитанные по временным интервалам для всех делящихся элементов по эталону с известным содержанием урана-235, свидетельствует о возрастании в 2–3 раза количества делящихся элементов в окружающей среде по сравнению с доядерным этапом развития человеческого общества (до 1949 года) и о заметном, нередко аномально высоком, поступлении делящихся элементов в отдельные годы.

Так, например, в районе с. Коргон, находящемся на минимальном удалении от СИП, значительное поступление делящихся элементов фиксируется в 1949, 1953, 1955, 1959, 1961, 1973, 1976, 1982 и 1986 годах (рис. 5.9).

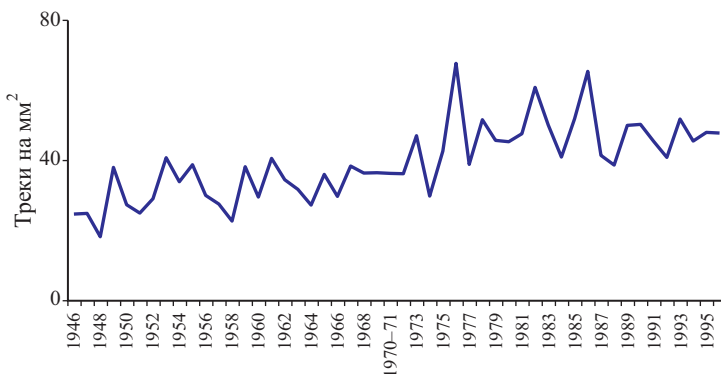


Рис. 5.9. Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезе сосны Усть-Канского района Республики Алтай (с. Коргон)

Первые четыре пика достаточно хорошо коррелируют со временем проведения наземных и воздушных ядерных испытаний на СИП, тогда как экстремумы 1973, 1976, 1982 годов, по-видимому, связаны со следами ядерных взрывов на полигоне Лобнор. Пик, приходящийся на 1959 год, когда испытаний на СИП не проводилось, вероятно, отвечает перераспределенным выпадениям на радиоактивном следе взрыва 17.01.1958 года. Повышенная плотность треков в кольце 1986 года может свидетельствовать о глобальном выпадении чернобыльских радионуклидов. Характерно, что максимальная плотность треков отвечает времени первого термоядерного взрыва (1953) и проведения серийных ядерных взрывов в 1961 году.

В районе с. Соузга, вблизи административного центра РА – г. Горно-Алтайска, повышенные значения количества треков от осколков деления трансурановых элементов отмечаются в кольцах 1951, 1953, 1955, 1960, 1963, 1965, а также 1979, 1983 и 1989 годов. Первые шесть пиков отвечают времени проведения атмосферных и подземных (1965) ядерных взрывов на СИП, при этом максимальный пик отвечает времени проведения наиболее мощного из них термоядерного взрыва 1953 года. Последние три из вышеперечисленных пиков предположительно обусловлены ядерными испытаниями на полигоне Лобнор (рис. 5.10).

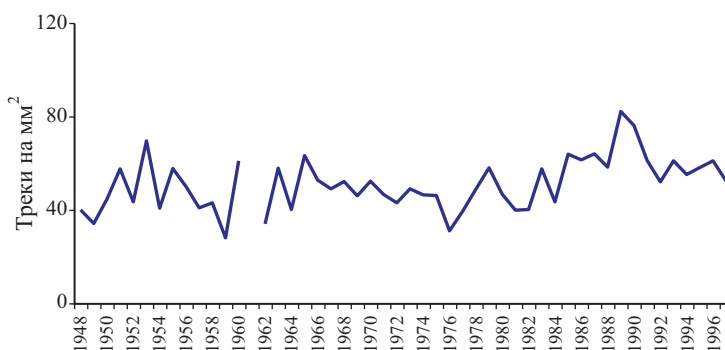


Рис. 5.10. Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезе сосны Майминского района Республики Алтай (окраина с. Союзга)

Весьма показательны результаты для Алтайского региона, полученные при изучении среза дерева из района Горного Алтая (слияние рек Тюнь и Джазатор), которые показывают картину накопления делящихся элементов с 1926 по 1995 год (рис. 5.11). Среднее содержание делящихся элементов в период 1926–1963 годов составляет 0,16–0,18 мг/кг, в период с 1964 до 1973 оно увеличивается до 0,26 мг/кг. Максимальное увеличение концентрации делящихся элементов в этом районе начинается с 1970-х годов до конца 90-х с максимумом накопления в конце 80-х годов. Высокие фоновые содержания, по-видимому, отражают радиогеохимические особенности пород этого района. Троекратное увеличение делящихся элементов в период с 1974 по 1984 год связано, на наш взгляд, с проведением взрывов на полигоне Лобнор (рис. 5.11). Так же следует отметить, что вышеперечисленные временные пики повышенных выпадений делящихся элементов в годовых кольцах изученных деревьев в целом удовлетворительно совпадают с расчетными радиоактивными следами и архивными данными по аномальным повышениям радиационного фона на территории РА в период 1949–1962 годов (Робертус и др., 1993). Следовательно, метод осколочной радиографии годовых колец деревьев может успешно применяться для датировки локальных и глобальных выпадений техногенных радионуклидов, а также в це-

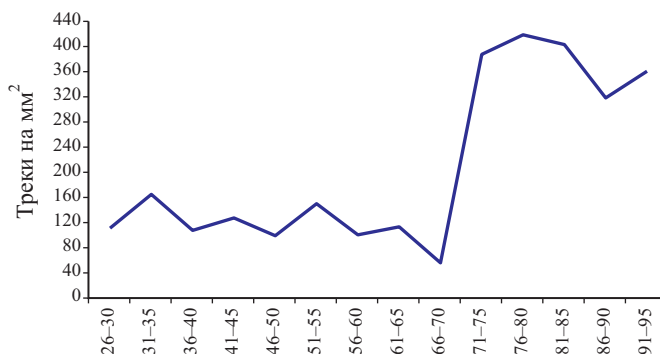


Рис. 5.11. Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезе дерева Кош-Агачского района Республики Алтай (с. Джазатор)

лях реконструкции следов прохождения радиоактивных облаков на территории РА (Рихванов и др., 2002).

Характер распределения делящихся элементов в срезе дерева из района с. Турачак носит неравномерный характер (рис. 5.12). Весьма отчетливо здесь фиксируется один из первых экскавационных взрывов в 1965 году. Аномальные повышения радиоактивного фона от этого взрыва были зафиксированы в Майме, с. Целинном и др., то есть след прошел севернее с. Турачак. Значительные поступления делящихся элементов фиксируются в 1955, 1961, 1963, 1964, 1965, 1966 годах и хорошо отражают время проведения атмосферных и подземных ядерных испытаний на СИП. Повышение в начале 70-х годов, по-видимому, обусловлено ядерными взрывами 1972–1973 годов на полигоне Лобнор. Среднее содержание эквивалентного урана в период 1964–1973 достигает 0,13 мг/кг. С конца 70-х годов накопление делящихся элементов носит относительно равномерный характер на уровне 0,05–0,06 мг/кг урана.

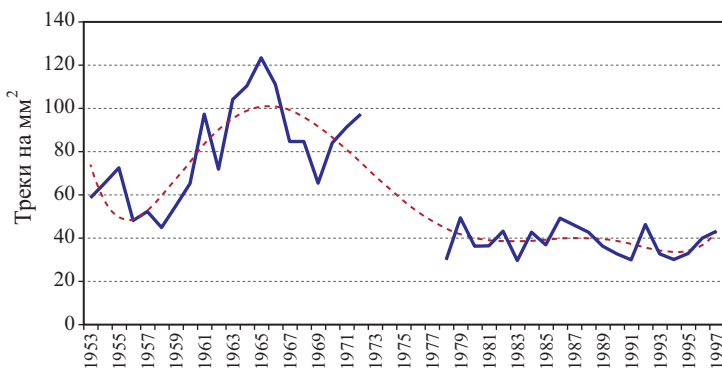


Рис. 5.12. Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезе дерева Республики Алтай (с. Турачак). Наблюдаемая и сглаженная кривая

Полученные результаты по изучению годовых срезов деревьев методом осколочной (f) радиографии из районов, являющихся фоновыми, показывают, как изменялся глобальный уровень накопления делящихся элементов (урана) до 1945 года, а затем урана и трансурановых элементов (с начала первых испытаний ядерного оружия и начала работы ядерных производств) в природной среде.

Таким образом, первоначальный уровень накопления урана в доиндустриальный период развития Сибири составлял 0,06 мг/кг, в Чехии – 0,05 мг/кг. Активные промышленные освоения Сибири (строительство и начало эксплуатации транссибирской железной дороги, горнодобывающих предприятий и т.д.) привели к общему повышению глобального уровня накопления урана, в районе падения Тунгусского метеорита – до 0,09 мг/кг, т.е. в 1,5 раза. Увеличение делящихся элементов в природной среде, в данном случае изотопа ^{235}U , мы связываем, прежде всего, с интенсивным использованием каменного угля, который постоянно в тех или иных концентрациях содержит уран, в том числе иногда в существенных количествах (Арбузов и др., 2007, и т.д.).

Начало испытания ядерного оружия в атмосфере увеличило глобальный фон в удаленном от мест испытания районе к началу 60-х годов до 0,1–0,12 мг/кг. В районе с. Ярского отмечается возрастание фона более чем в пять раз за счет глобальных выпадений от многочисленных испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне, а также единичного взрыва (1954 г.) на Тоцком полигоне.

Сибирский региональный фон делящихся альфа-излучающих радионуклидов U-235 (только он вносил вклад в его формирование), Pu, Am, Np, которые появились в природной среде после 1945 года, увеличился более чем в три раза по сравнению с фоном конца XIX – начала XX века.

5.2. Поступление радионуклидов в биосферу от подземных ядерных взрывов

В настоящее время накоплен довольно обширный экспериментальный материал, позволяющий оценить радионуклидный состав загрязнения атмосферы и других природных сред, которое сформировалось после проведения ядерных взрывов. Все эти работы и прежде всего эти результаты связаны со взрывами атмосферными либо подземными, при которых происходили вскрытия котловой полости (взрывы с выбросом). Работ, посвященных изучению поступления радионуклидов от глубинных (камуфлетных) подземных ядерных взрывов (ПЯВ), очень мало (Артамонова, 2013). При этом на долю камуфлетных ядерных взрывов приходится 96% от общего количества всех проведенных ПЯВ в бывшем СССР с 1965 по 1988 год (Мирные ядерные взрывы..., 2001). Следует также отметить, что условия образования радиоактивного потенциального источника загрязнения окружающей среды при камуфлетном ПЯВ существенно отличаются от образования и распределения радиоактивных продуктов при других взрывах. При камуфлетном взрыве разрыв ядерного заряда осуществляется под землей без образования воронки. Такие взрывы в некоторых случаях сопровождаются выходом на дневную поверхность газообразных радиоактивных продуктов взрыва ($^{85,90}\text{Kr}$, ^{137}Xe , $^{103,106}\text{Ru}$ и др.), а также радионуклидов, имеющих газообразных предшественников (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{140}Ba и др.) (Мирные ядерные взрывы..., 2001; Ядерная энциклопедия, 1996). В отдельных случаях (в Республике Саха) имел место аварийный выброс радионуклидов на земную поверхность. Были выявлены значительные загрязнения окружающей среды ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr и трансурановыми элементами ($^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am) (Яковлева и др., 2003; Собакин и др., 2004; Чомчоев, 1996 и др.).

В одной из зарубежных работ (Carrigan and others, 1996) на основании экспериментальных исследований утверждается, что от любого ПЯВ, проведенного без видимых технологических нарушений, с течением времени будет осуществляться поступление радионуклидов на земную поверхность. В результате камуфлетного взрыва под землей образуется шаровая полость, за границами которой находится зона дробления и трещин (рис. 5.13). Далее расположена зона

более слабых механических эффектов (дробление, смещение пород, трещинообразование и т.п.) (Кривохатский и др., 1971). При взрыве образуются осколочные элементы, а также остается неразделившейся значительная часть делящегося материала заряда ($^{235,234}\text{U}$ и ^{239}Pu). Считается, что основная масса радиоактивных веществ остается в границах полости и находится в расплаве, представляя собой «хранилище радиоактивных отходов» (продуктов деления, непрореагировавшей части ядерного заряда, продуктов активации химических элементов, составляющих горную породу) (Мирные ядерные взрывы..., 2001; Ядерная энциклопедия, 1996; Кривохатский и др., 1971).

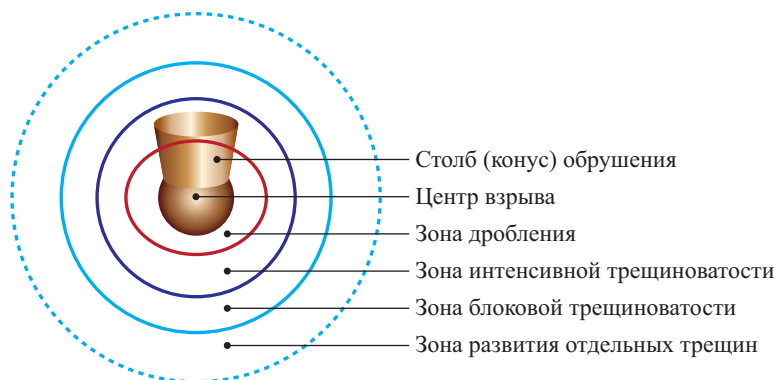


Рис. 5.13. Схематическое строение центральной зоны камуфлетного ПЯВ (по данным Мирные ядерные взрывы..., 2001)

В настоящее время отсутствуют надежные методы долгосрочных прогнозов поведения таких радиоактивных веществ. Эти объекты являются потенциальными источниками миграции радионуклидов, в том числе особо опасных долгоживущих альфа-излучающих нуклидов в подземные воды и другие объекты окружающей среды. Поэтому на таких объектах необходимо проведение постоянного радиационного контроля.

Следует также добавить, что в последнее время появились работы, ставящие под сомнение представление о герметичности взрывных полостей. В публикациях Е.В. Козорезова, Ю.А. Израэля говорится о случаях разгерметизации образующейся при взрыве котловой полости, которая сопровождается прорывом и распространением в окружающую среду радиоактивных продуктов (Козорезов и др., 2005; Израэль и др., 2005).

Также следует отметить, что проведение ПЯВ может спровоцировать различные внутриземные изменения, например, изменение режима подземных вод и др. В результате этих процессов может происходить вымывание радиоактивного материала и его последующая миграция за пределы зоны взрыва. В результате вовлечения радиоактивных веществ в миграционные потоки подземных вод и газов участки радиоактивного загрязнения недр могут возникнуть уже на значительном удалении от зоны самого взрыва. Это находит подтверждение в работах зару-

бежных авторов, где приводятся фактические данные о загрязнении подземных вод в результате проведения ПЯВ и обнаружена миграция ряда радионуклидов, в том числе ^{239}Pu , с коллоидной фракцией природных вод на расстояние в 1,3 км в течение 15 лет (Tompson and others, 2002; Kersting and others, 1999).

На Семипалатинском полигоне из мест проведения ПЯВ наблюдается миграция ^3H (Птицкая, 2004), радиоактивных изотопов европия и др. (Лукашенко, устное сообщение на совещании в Семипалатинске, 2010), а также деформация поверхности земли в виде ее провалов.

Нами, с использованием годовых колец деревьев, проводились радиоэкологические исследования в районах ПЯВ на территориях Красноярского края и Иркутской области.

ПЯВ на территории Красноярского края.

На территории Красноярского края всего, по официальным данным, было проведено девять ПЯВ (рис. 5.14). Все девять ПЯВ на территории края были камуфлетными. Наличие участков ПЯВ на территории Красноярского края рассматривается как фактор, который отягощает радиационную обстановку на территории края (Государственный доклад..., 2007; Мажаров и др., 2006).

По данным ВНИИПромтехнологии и бывшего ГПП «Енисейнефтегазгеология» (Государственное геологическое предприятие Госкомгеологии РСФСР, г. Красноярск, осуществлявшее бурение скважин для закладки ядерных зарядов) во время проведения взрывов на территории края выбросов радиоактивных продуктов не было (Справка о подземных ядерных взрывах..., 1994).

Следует отметить, что в последний раз обследование радиационной обстановки на участках ПЯВ, проведенных на территории края, было выполнено в конце 80-х – начале 90-х годов. Современная радиационная обстановка на этих участках неизвестна. Между тем проведение некоторых ПЯВ («Метеорит-3», «Кратон-2», «Кимберлит-3», «Рифт-4») в Красноярском крае осуществлялось на расстоянии всего нескольких десятков километров от населенных пунктов (Справка о подземных ядерных взрывах..., 1994). В настоящее время, участки проведения ПЯВ из-за близости к населенным пунктам являются доступными для посещения населением и служат местом отбора дикоросов (ягод, грибов и др.).



Рис. 5.14. Карта-схема мест проведения ПЯВ на территории Красноярского края. Г-3 – «Горизонт-3», 1975 г.; М-2 – «Метеорит-2», 1977 г.; М-3 – «Метеорит-3», 1977 г.; КР-2 – «Кратон-2», 1978 г.; К-3 – «Кимберлит-3», 1979 г.; П-1 – «Плутон-1» («Батолит-1»), 1980 г.; Ш-2 – «Шпат-2», 1981 г.; Р-1 – «Рифт-1», 1982 г.; Р-4 – «Рифт-4», 1982 г. (по данным Мирные ядерные взрывы..., 2001)

В связи с этим целесообразно периодическое обследование современной радиационной обстановки на территориях, прилегающих к местам ПЯВ.

Нами было проведено исследование по изучению многолетней динамики радиационной обстановки на участке проведения камуфлетных ПЯВ «Метеорит-3» и «Кимберлит-3». Участок проведения этих взрывов «Метеоритный» находится в Эвенкийском АО (Красноярский край), Илимпейском районе, в 35–40 км от районного центра – п. Тура. Взрыв «Метеорит-3» был проведен 21 августа 1977 года, а взрыв «Кимберлит-3» – 6 сентября 1979 года. Мощности используемых зарядов составляли 8,5 кт и 6,5 кт тротилового эквивалента соответственно, при глубине заложения заряда 600 м в обоих случаях. Скважины этих взрывов находятся на расстоянии 300 м друг от друга (Справка о подземных ядерных взрывах..., 1994; Мирные ядерные взрывы..., 2001).

Для исследовательских работ были отобраны спилы лиственницы на участке «Метеоритный», который расположен в юго-западном направлении от п. Тура (в 35–40 км) на берегу реки Н. Тунгуска между притоками ручьев Ганальчин и рекой Люлюнка (по лонии р. Н. Тунгуска – 825-й км). Схема расположения точек отбора спилов показана на рис. 5.15.

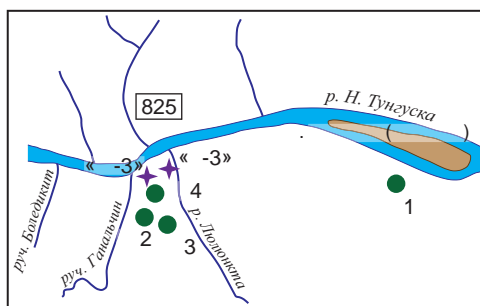
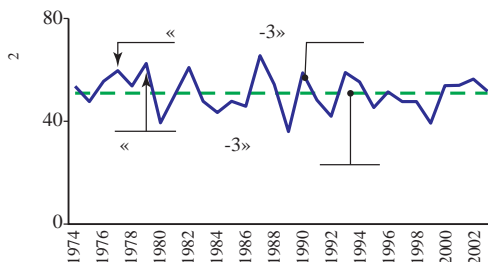


Рис. 5.15. Карта-схема расположения мест отбора спилов лиственницы для проведения радиографических исследований на территории п. Тура Эвенкийского АО. Точки опробования: №1 – 5 км от устья скважины ПЯВ «Метеорит-3»; №2 – 350–400 м от устья скважины ПЯВ «Метеорит-3»; №3 – 30–50 м от образца №2; №4 – вблизи устья скважины ПЯВ «Метеорит-3»; «М-3» – устье скважины ПЯВ «Метеорит-3», «К-3» – устье скважины ПЯВ «Кимберлит-3»

Контрольный (фоновый) уровень для изучаемой территории был определен на основе образца №1. Наблюдаемая картина распределения треков от осколков деления свидетельствует о равномерном распределении треков в годичных кольцах в течение всего периода роста дерева (с 1974 по 2003 год); каких-либо аномальных превышений не выявлено (рис. 5.16).



На основании полученных данных вычислен средний уровень содержания делящихся радионуклидов в древесине контрольного образца, который по плотности треков находится на уровне 51 ± 7 треков/мм², что в пересчете на содержание урана (по изотопу ²³⁵U) составляет 0,06 мг/кг. Полученное значение практически точно совпадает со значением регионально-

Рис. 5.16. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах лиственницы, п. Тура, Эвенкийский АО: образец №1 (контрольный), отобранный в 5 км от устья скважины ПЯВ «Метеорит-3»

го уровня фона, которое было вычислено для фоновой территории Красноярского края (50 ± 7 треков/мм²).

Для деревьев, произраставших на удалении от устья скважины (образцы №2 и 3), наблюдается сходная картина накопления делящихся радионуклидов (рис. 5.17 и 5.18).

С небольшим смещением (на 2–4 года) каждое из деревьев зафиксировало максимальное поступление этих нуклидов в известные, по литературным данным, периоды наиболее активных испытаний ядерного оружия в атмосфере (1952, 1954, 1958, 1961, 1962, 1976) (Источники и эффекты ионизирующего излучения..., 2002). Для образца №2 максимумы накопления наблюдаются в периоды с 1956 по 1957 год и с 1966 по 1967 год (до 127 ± 25 и 121 ± 17 треков/мм² соответственно); для образца №3 значительные превышения фонового уровня наблюдаются в 1963, 1965 и 1970 года (до 193 ± 33 , 161 ± 38 и 140 ± 25 треков/мм² соответственно). Эти данные свидетельствуют, что в на основе *f*-радиографии годичных колец в окружающей среде зафиксировано поступление радионуклидов.

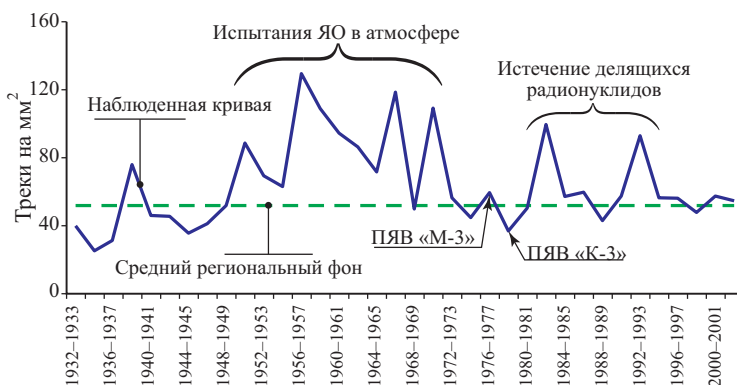


Рис. 5.17. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах лиственницы, п. Тура, Эвенкийский АО: образец № 2, отобранный в 350–400 м от устья скважины ПЯВ «Метеорит-3»

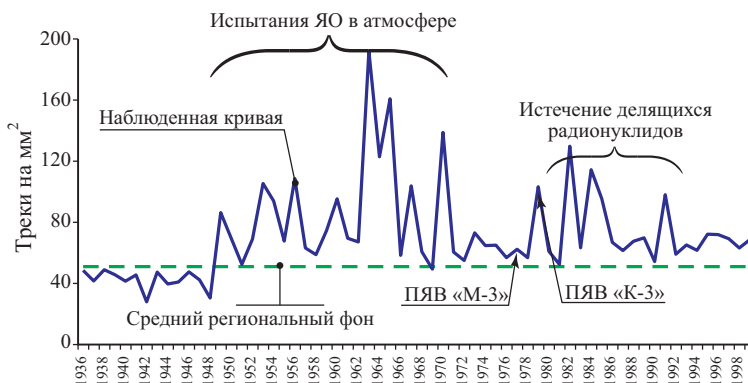


Рис. 5.18. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах лиственницы, п. Тура, Эвенкийский АО: образец № 3, отобранный в 350–400 м от устья скважины ПЯВ «Метеорит-3», в 30–50 м от образца № 2

Также зафиксировано дополнительное поступление радионуклидов, которое с высокой степенью вероятности связано с проведенными в 1977 и 1979 годах ПЯВ «Метеорит-3» и «Кимберлит-3». В обоих образцах зафиксировано увеличение плотности треков в 1982 году, причем в образце №3 оно характеризуется достаточно высоким значением, равным 130 ± 21 треков/мм², а также в период начала 90-х годов (1991 г. – образец №3, 1992–1993 гг. – образец №2). По данным образца №3 поступление радионуклидов в дерево также происходило в 1979 и 1984–1985 годах. Таким образом, все повышенные относительно фоновой плотности треков в период с 1979 по 2003 год позволяют предположить, что из полости ПЯВ с течением времени в окружающую среду поступают некоторые количества радионуклидов.

О выходе радионуклидов из полости ПЯВ также может свидетельствовать уровень накопления делящихся радионуклидов в спиле дерева (образец №4), отобранного в непосредственной близости от устья скважины (рис. 5.19).

Анализ приведенных данных свидетельствует о том, что практически весь период развития данного дерева, который начался уже после проведения взрывов «Метеорит-3» (1977 г.) и «Кимберлит-3» (1979 г.), характеризуется общим повышенным содержанием делящихся радионуклидов по всем годичным кольцам относительно фоновой уровня. Зафиксированные значения плотности треков изменяются в интервале от 60 до 95 треков/мм², при среднем значении 78 ± 12 треков/мм², что достоверно выше средней плотности треков в древесине контрольного образца.

Таким образом, в результате выполненных исследований были получены данные, свидетельствующие о дополнительном поступлении в окружающую среду делящихся радионуклидов (²³⁵U, ²³⁹Pu) после проведения камуфлетных ПЯВ («Метеорит-3», «Кимберлит-3») на территории Красноярского края.

ПЯВ на территории Иркутской области. На территории России было проведено более 100 подземных ядерных взрывов, и два из них – в Иркутской области.

Используя наработанный опыт по изучению радиозоологической ситуации в различных районах, по материалам «НТП Сосновгеос» (г. Иркутск), были проведены исследования срезов деревьев Иркутской области, находящихся вблизи зоны проведения подземного ядерного взрыва «РИФТ-3» (рис. 5.20).

Подземный ядерный взрыв «Рифт-3» был произведен в 1982 году в Осинском районе, в 50 км к северу от районного центра п. Оса. Мощность ядерного устройства – до 10 кт ТЭ. Взрыв осуществлен в скважине на глубине 860 м. На

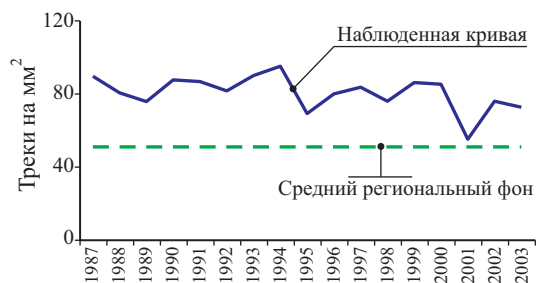


Рис. 5.19. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах лиственницы, п. Тура, Эвенкийский АО: образец №4, отобранный вблизи устья скважины ПЯВ «Метеорит-3»

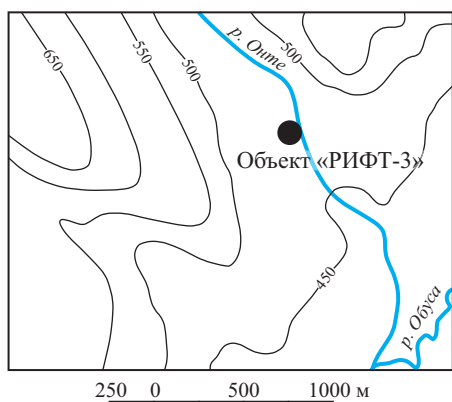


Рис. 5.20. Схема расположения объекта «Рифт-3»

расстоянии 160 км, в г. Иркутске, он был зафиксирован как землетрясение силой 3 балла (Мясников и др., 2000).

Анализ полученных данных по двум срезам сосны, отобранном в 1 и 3 км от места проведения эксперимента (рис. 5.21) свидетельствует о том, что в доядерный этап развития общества (до 1945 года) уровень и характер накопления делящихся элементов в годовых кольцах деревьев (в данном случае только изотоп урана-235, который постоянно присутствует в природе) характеризуется минимально низкими значениями и крайне однородным распределением. Среднее

содержание эквивалентного урана в данное время составило 0,06 мг/кг.

Период активного испытания ядерного оружия в атмосфере (1945–1963 гг.), когда в природную среду поступили новые делящиеся радионуклиды (плутоний, америций, нептуний) и дополнительное количество урана-235 нашло слабое отражение в годовых кольцах деревьев. Это свидетельствует о том, что на данной территории в этот период не происходило каких-либо значимых выпадений радиоактивных осадков от испытания ядерного оружия, а некоторое увеличение уровня накопления делящихся элементов связано с общим глобальным изменением фона.

Совершенно иная картина в распределении делящихся элементов начинает фиксироваться в период 1964–1998 годов. Уровень накопления делящихся элементов, по сравнению с более ранними временными периодами, увеличился в 2–2,5 раза, и содержание делящихся элементов увеличилось с 0,06 мг/кг до 0,15 мг/кг урана. При этом характер распределения характеризуется крайне высокой неоднородностью.

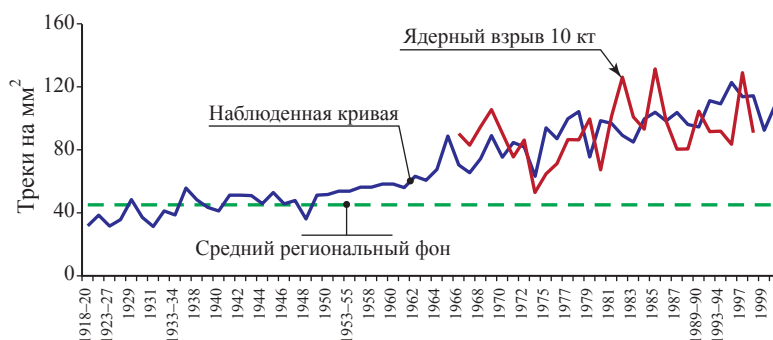


Рис. 5.21. Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезе дерева (сосна) Иркутской области (РИФТ-3: 1 км на Восток, 3 км на Запад)

Максимум накопления делящихся элементов в годовых кольцах среза, расположенного в трех километрах от места эксперимента, отмечен в годовых кольцах 1969, 1982, 1985 и 1997 годов, а в срезе, отобранном в 1 км, максимумы накопления приходятся на 1965, 1969, 1978, 1995–1996 года.

Полученные данные могут свидетельствовать только о том, что в годовых кольцах периода с 1965 по настоящее время происходит накопление делящихся элементов. При этом с момента проведения ядерного взрыва произошло перераспределение элементов по годовым кольцам, и это перераспределение продолжает происходить. Эти материалы еще раз убедительно подтверждают вывод о том, что любой подземный ядерный взрыв рано или поздно найдет свое отражение на поверхности, и о том, что места проведения подземных ядерных взрывов, захоронений радиоактивных отходов находят отражение в геохимических полях (Рихванов, 2003 и др.)

Можно предполагать, что в данных районах произошло истечение продуктов ядерного взрыва в природную среду. Каковы масштабы их поступления, в данном случае оценить не представляется возможным. Для этого необходимы систематические радиозоологические исследования и отбор спилов деревьев на значительном расстоянии.

5.3. Поступление радионуклидов в биосферу от предприятий ядерно-топливного цикла

В Сибирском регионе в бассейне рек Обь, Енисей расположены три крупных предприятия ядерно-топливного цикла (ПЯТЦ), которые в период 1950–1995 годов оказывали существенное влияние на природную среду. Деятельность этих объектов привела к формированию специфических геохимических районов, обусловленных ядерным техногенезом (Рихванов, 1997; Рихванов, 2009; Трапезников и др., 2007, Позолотина и др., 2008, Уткин и др., 2004 и т.д.). Нами исследовались территории, прилегающие к Сибирскому химическому комбинату (СХК), Красноярскому горно-химическому комбинату (КГХК) и Ангарскому электролизному химическому комбинату (АЭХК). В этих исследованиях был использован метод дендрорадиографии.

Район воздействия Сибирского химического комбината (СХК). Спецификой Томской области является то, что на ее территории, в непосредственной близости от города Томска, находится один из крупнейших в мире объектов ядерного топливного цикла – Сибирский химический комбинат (СХК). Его многолетняя деятельность привела к загрязнению природной среды техногенными радионуклидами, создала особую структуру радиогеохимического поля вокруг СХК (рис. 5.22, 5.23) и, наряду с природными факторами, обусловила особенности радиозоологической обстановки в регионе (Рихванов и др., 2000).

Техногенными факторами, обуславливающими радиозоологическое состояние природной среды Томской области, особенно в ее южной части, являются: выбросы радиоактивных газоаэрозолей; сбросы радиоактивных вод в поверх-

ностные водотоки и водоемы; закачка жидких, в том числе высокоактивных, радиоактивных отходов в горизонты песков на глубины 250–460 м.; выпадение радионуклидов от испытания ядерных устройств; использование в научных и производственных целях источников радиоактивного излучения.

Вокруг главного источника радионуклидного загрязнения фиксируются устойчивые зоны повышенных концентраций по сравнению с региональным фоном многих изученных компонентов, в том числе в пылеаэрозольных выбросах кобальта – 60, в воде фтора, а в годовых кольцах деревьев, в отдельные временные периоды, отмечено накопление ртути (рис. 2.8) и т.д. (Рихванов, 1997).

Для оценки радиэкологического состояния на территории Томской области, в зоне влияния СХК (рис. 5.2), был изучен характер накопления и распределения индуцировано делящихся элементов в срезах деревьев по годичным слоям.

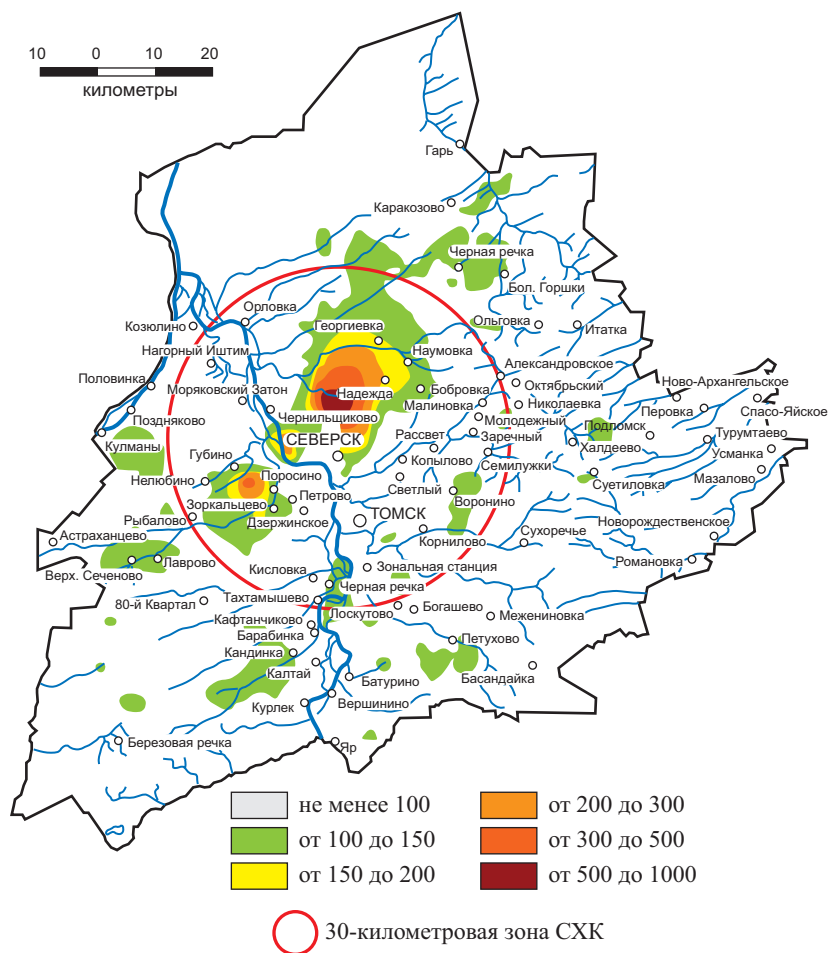


Рис. 5.22. Схематическая карта плотности загрязнений $Cs-137$ (mKi/m^2) территории вокруг Сибирского химического комбината по результатам аэрогамма-съемки на сентябрь 1993 г. (Рихванов, 1997)

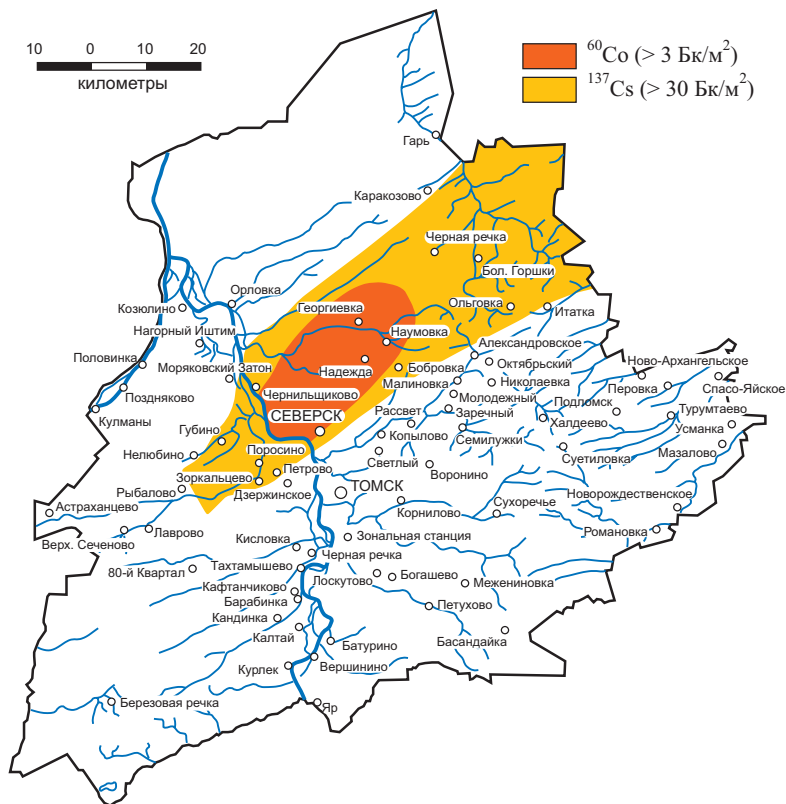


Рис. 5.23. Схема распределения $Co-60$ и $Cs-137$ в пылеаэрозольных выпадениях на чердаках домов (по материалам Г.Г. Глухова, В.Г. Меркулова и др.) (Рихванов, 1997)



Рис. 5.24. Плотность треков от осколков деления $U-235$ и трансураниевых элементов в срезах деревьев Томской области, отобранных на разных удалениях от промышленного реактора: 1 – наблюдная кривая (5 км от реактора); 2 – наблюдная кривая (15 км от реактора); 3 – средний фон для Томского района (см. рис. 5.3)

Особенности распределения треков от осколков деления радионуклидов в годовых кольцах деревьев, расположенных в северо-восточном секторе влияния СХК, показаны на рис. 5.24, 5.25. Как видно из графиков, характер накопления делящихся элементов в годовых кольцах деревьев крайне неоднородный по всему стволу дерева.

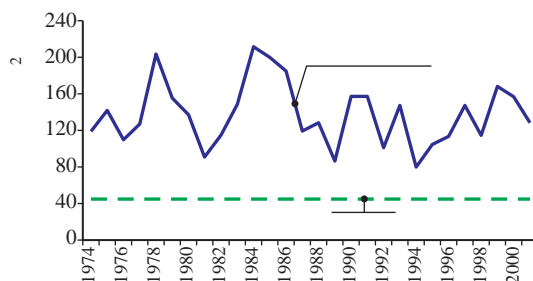


Рис. 5.25. Плотность треков от осколков деления ^{235}U и трансурановых элементов в годовых кольцах дерева из д. Георгиевка Томской области

Отмечается устойчивая тенденция увеличения плотности треков от годового кольца, соответствующего 1940 году (40 треков/мм²) до 160 треков/мм² в годовом кольце 1995 года, что соответствует эквивалентному содержанию урана $0,06$ и $0,21$ мг/кг соответственно; т.е. наблюдается повышение содержания в $3,5$ раза. Этот высокий уровень накопления делящихся элементов сохраняется в годовых кольцах из района с. Георгиевка, в которых плотность треков от осколков деления ядер колеблется от 90 до 185 треков/мм², что соответствует эквивалентному содержанию урана $0,11$ и $0,28$ мг/кг.

В районах расположения ПЯТЦ уровень накопления имеет устойчивую тенденцию к увеличению, что свидетельствует о постоянном поступлении делящихся элементов в окружающую среду и принципиально отличает динамику накопления делящихся элементов по сравнению с фоновыми районами (рис. 5.26).

Об этом свидетельствуют данные по сравнительному анализу уровня накопления делящихся элементов в годовых кольцах срезов деревьев, расположенных в разных секторах воздействия ПЯТЦ (рис. 5.27). Так, до 1960 года практически не устанавливаются различия в уровнях накопления делящихся элементов в годовых кольцах хвойных деревьев и, более того, в интервалах времени 1948–1960 годов, уровень их накопления, за счет глобальных выпадений от испытаний ядерного оружия в атмосфере, в секторе вне зоны влияния ПЯТЦ более высокий.

Начиная с 1960–1963 годов картина принципиально изменяется. Уровень накопления делящихся элементов в годовых срезах деревьев вне сектора влияния СХК остается на среднем глобальном уровне, тогда как в секторе постоянного воздействия СХК концентрация делящихся элементов, судя по плотности треков от осколков деления, увеличилась более чем в 2 раза.

Это, на наш взгляд, объясняется тем, что начиная с 1961 года на СХК начинают работать на полную мощность все пять промышленных реакторов по производству плутония, а также все другие производства ядерного топливного цикла, что приводит к хроническому поступлению делящихся элементов в природную среду в тех или иных количествах.

Анализ кривой распределения треков от осколков деления в срезах дерева из центра города Томска (пересечение пр. Фрунзе и ул. Тверской, лиственница)

свидетельствует о том, что наблюдается плавное нарастание плотности треков. Плотность треков нарастает от соответствующего фоновому содержанию эквивалентного урана в деревьях Сибири (0,06 мг/кг) в период с 1933 по 1945 год до 0,09 мг/кг, с 1946 по 1953 год и далее до 0,11 мг/кг за период с 1954 по 1963 год. Среднее содержание эквивалентного урана с 1964 по 1987 год возросло в 2,4 раза и уже составило 0,14 мг/кг. Особо на себя обращает внимание увеличение содержания урана эквивалентного в 1972–1977, 1987–1988 годах с максимумом его накопления во всех срезах в 1974 году, когда средняя плотность треков составила

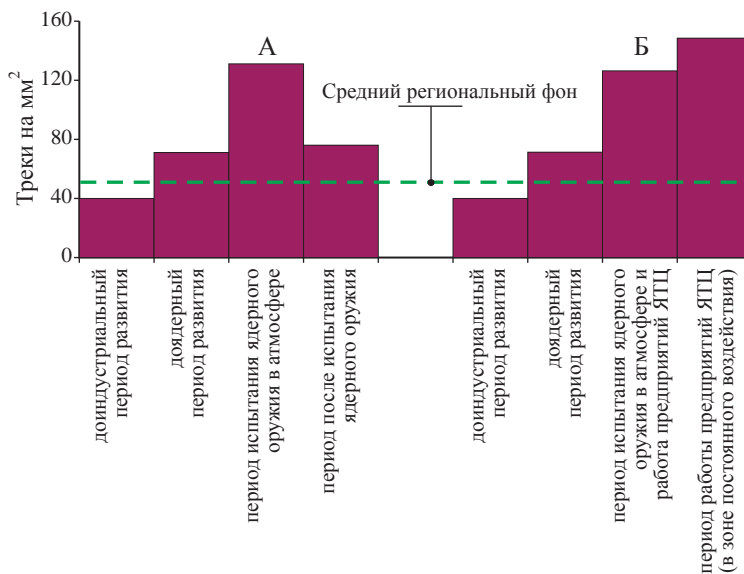


Рис. 5.26. Генерализованная схема изменения уровня накопления делящихся элементов в годовых кольцах срезов деревьев в России: А – в районах глобального радиационного загрязнения; Б – в районах с локальными источниками радиационного загрязнения типа предприятий ядерно-топливного цикла

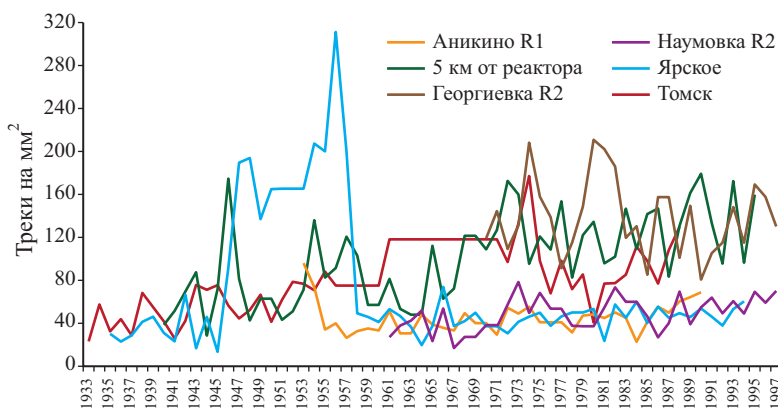


Рис. 5.27. Характер распределения треков от осколков деления радиоэлементов в годовых кольцах деревьев из разных секторов влияния ПЯТЦ

170 треков на мм^2 , что соответствует содержанию эквивалентного урана около $0,24 \text{ мг/кг}$ (рис. 5.28).

Высокая плотность треков от осколков деления радионуклидов в годовых кольцах дерева из центральной части г. Томска с максимумом накопления в 1974 году свидетельствует о том, что в этой части города в этот период происходило выпадение пылеаэрозольных осадков, содержащих делящиеся элементы. Уровень их накопления близок к таковому, который зафиксирован в годовом кольце дерева из с. Ярское, а объясняется прохождением радиоактивного облака от ядерного взрыва в атмосфере в 1956 году.

Источник такого воздействия, зафиксированный в данном случае, определить сложно. Так, признаки выпадения радиоактивных пылеаэрозольных образований от ядерного взрыва на полигоне Лобнор (Китай) в 1974 году отчетливо фиксируются в г. Новосибирске (В.В. Селегей, 1997). По г. Томску аналогичная информация отсутствует. В то же время в годовых срезах деревьев, соответствующих 1972–1975 годам, из зоны влияния СХК (район с. Георгиевка) также отмечается более высокий уровень делящихся элементов (рис. 5.25), тогда как в срезах из фонового района (с. Ярское) аналогичных повышений не отмечается (рис. 5.3).



Рис. 5.28. Плотность треков от осколков деления $U-235$ и трансурановых элементов в срезе дерева (лиственница) из района г. Томска (пересечение пр. Фрунзе и ул. Тверской)

Район воздействия Ангарского электролизного химического комбината (АЭХК). Одним из объектов предприятий ядерного топливного цикла, в районе которого нами были отобраны образцы для исследований, является Ангарский электрохимический комбинат (АЭХК), находящийся в Восточной Сибири, на 100 км западнее озера Байкал. АЭХК представляет собой составную часть промышленного потенциала атомной энергетики России. Благодаря постоянному развитию и модернизации технологических процессов и оборудования комбинат прочно удерживает свои позиции в ряду аналогичных предприятий ЯТЦ. Основным направлением деятельности комбината является производство обогащенного гексафторида урана и его обогащение для нужд атомной энергетики. Завод по обо-

гашению урана выпустил первую продукцию в октябре 1957 года, а к 1978 году увеличил проектную мощность в 2 раза (по информации, размещенной в сети Интернет).

Спилы сосен отбирались в различных точках относительно объекта исследования: на окраине промышленной площадки в четырех километрах на юго-восток; в 11 км на юго-восток; в 3 км на запад.

Особенности распределения треков от осколков деления радионуклидов в годовых кольцах деревьев, расположенных в секторе влияния АЭХК, показаны на рис. 5.29. Анализ кривых распределения треков от осколков деления в срезах этих деревьев, находящихся на различных расстояниях от АЭХК, свидетельствует о том, что наблюдается уверенное нарастание плотности треков начиная с конца 70-х годов, т.е. с момента увеличения проектной мощности в 2 раза. При этом достаточно хорошо выделились две группы срезов сосен. Первая группа включает в себя срезы деревьев с района промышленной площадки АЭХК и района, находящегося в 4-х км на юго-восток, тогда как вторая группа образована срезами деревьев, находящихся в 11 км на юго-восток и в трех километрах на запад.

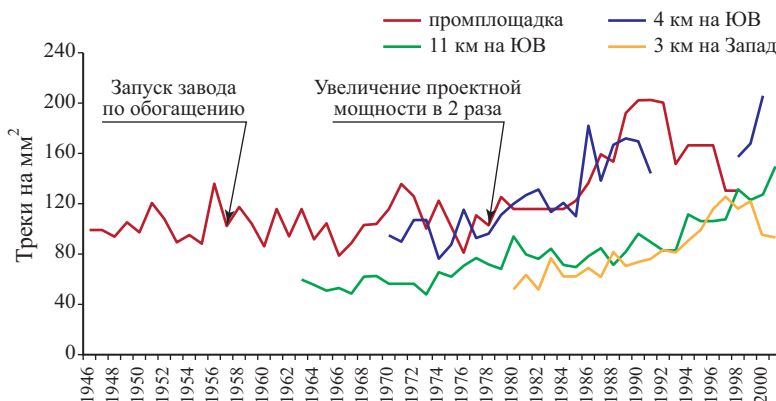


Рис. 5.29. Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезах деревьев в районе АЭХК

Эти группы характеризуют как разную степень техногенного воздействия, находясь на различных расстояниях и направлениях от источника воздействия, так и, возможно, разный геологический субстрат, определяющий первоначальный доядерный уровень концентрации изотопа урана-235.

Плотность треков от осколков деления делящихся элементов (в тот период времени – это только уран-235) в годовых кольцах деревьев (сосна в районе промышленной площадки) в доядерный период развития человеческой цивилизации составляла около 100 треков/мм², что соответствует содержанию урана 0,14 мг/кг. Это несколько выше, чем ранее нами установлено для деревьев из других районов (Архангельская и др., 2001), что, по-видимому, отражает специфику геологического строения данного региона.

В период активного испытания ядерного оружия в атмосфере (1949–1963) плотность треков от осколков индуцированного деления в среднем увеличилась до 110 треков/мм², что соответствует концентрации эквивалентного урана (не только урана, а всей суммы других делящихся радионуклидов, прежде всего Pu и Am) 0,15 мг/кг. Данный уровень содержания эквивалентного урана сохраняется до 1978 года.

Временный период с 1979 по 1998 год характеризуется резким увеличением количества треков от осколков индуцированного деления до 160 треков/мм², что соответствует концентрации эквивалентного урана 0,22 мг/кг.

Начало этого роста плотности треков от осколков деления совпадает с увеличением мощности разделительного производства в два раза.

Небезынтересно отметить, что начиная с 1992–1993 годов плотность треков от осколков деления в годовых срезах дерева, отобранного из района промышленной площадки, имеет устойчивую динамику к снижению, что, по-видимому, отражает уменьшение производительности комбината до его первоначальной мощности. Аналогичная тенденция, но начиная с 1996–1997 годов отмечается и по срезу, отобранному в 3-х км западнее предприятия. Тогда как в срезах других деревьев этого не наблюдается. Объяснение этому, вероятно, нужно искать в особенностях летучести гексафторида урана.

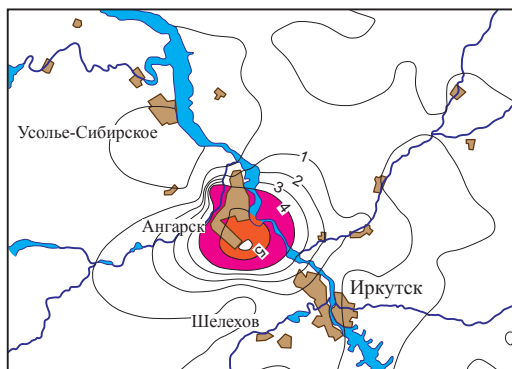


Рис. 5.30. Схематическая карта уровня накопления урана (условные единицы) в почвах в районе г. Ангарска (по данным В.И. Медведева, НТП «Сосновгеос», г. Иркутск)

род, содержащих рудные концентрации этого элемента (Посус-де-Калдас, Бразилия и др.). Средний уровень накопления в почвах России и мира – 2 мг/кг (Рихванов, 1996; Рихванов, 1997), тогда как в районе г. Ангарска его концентрация фиксируется на уровне 10 мг/кг и более.

Аномалия по фтору в снеговых планшетах не столь впечатляющая, на фоне таковой в районе Иркутского алюминиевого завода (г. Шелехов), но достаточно контрастна.

О том, что предприятие, занимающееся разделением изотопов урана (АЭХК), находит отражение в геохимических полях, свидетельствуют и данные по уровню накопления урана в почвах и фтора в снеговых планшетах (рис. 5.30, 5.31).

Район г. Ангарска, в котором расположен АЭХК, характеризуется наличием сильной геохимической аномалией урана в почвах. Насколько известно авторам, такие природные аномалии чрезвычайно редки и известны только в районах, где почвы формируются за счет по-

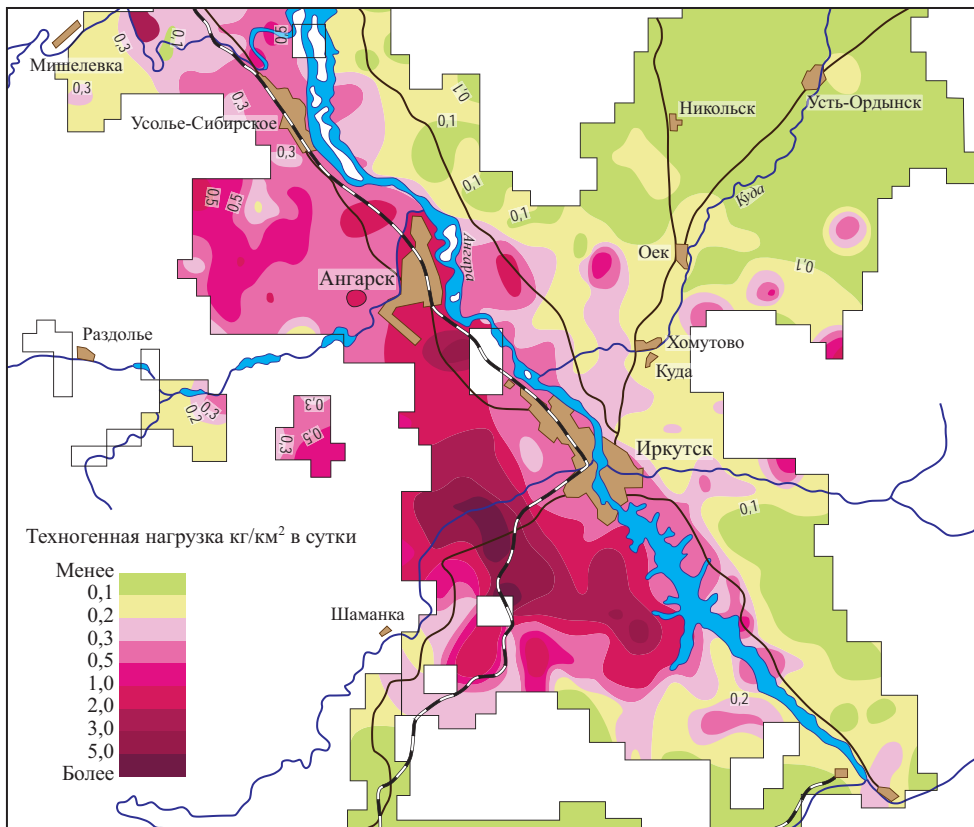


Рис. 5.31. Карта выпадения F (кг/км² в сутки) с пылеаэрозолями на поверхность в районе Иркутско-Ангарской промышленной зоны. По данным В.И. Медведева и др. (НТП «Сосновгеос»)

Можно с высокой степенью вероятности предполагать, что в природных средах района АЭХК будут нарушаться изотопные отношения U-238 к U-235, как это установлено нами в районе г. Томска (Рихванов, 1997), а также некоторые другие геохимические особенности, характерные для районов размещения ПЯТЦ. Но все это требует специального изучения.

Район воздействия горно-химического комбината (ГХК). Радиоактивное загрязнение окружающей среды, обусловленное деятельностью ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК), продолжается длительное время.

Спецификой ГХК является то, что основной сброс радионуклидов на объекте осуществляется в р. Енисей. Аэрозольное загрязнение природной среды в этом районе должно быть много ниже, что, в общем-то, и подтверждается различными радиозоологическими исследованиями. В этом регионе, прежде всего, идет загрязнение донных отложений р. Енисей и его поймы, что весьма хорошо показано в исследованиях новосибирских (Сухоруков и др., 2004) и других групп исследователей (Болсуновский, 1998 и др.).

Основным источником радиоактивного загрязнения являются газоаэрозольные выбросы и жидкие сбросы в р. Енисей. В настоящее время имеется значи-

тельное количество публикаций по оценке уровня радиоактивного загрязнения окружающей среды поймы р. Енисей, подавляющая часть которых посвящена оценке влияния на окружающую среду только сбросов ГХК (Сухоруков и др., 2004). По оценке газоаэрозольных радиоактивных выбросов ГХК опубликованы лишь немногочисленные данные.



Рис. 5.32. Схематическая карта размещения районов опробования (♦) для радиографических исследований срезов деревьев на территории Красноярского края

Для проведения экспериментальных исследований были отобраны спилы древесины в зоне возможного влияния газоаэрозольных радиоактивных выбросов ГХК – на незатапливаемом участке правого берега р. Енисей в окрестностях с. Большой Балчуг (Сухобузимский район) (рис. 5.32). Спилов сосен были изготовлены из двух деревьев, произраставших на расстоянии 20–25 м друг от друга, на различной высоте от уровня земли (табл. 4.6).

Для образцов древесины, отобранных на высоте 1,30–1,40 м (образец № 1 и 2), наблюдается сравнительно одинаковое накопление делящихся радионуклидов в годичных кольцах (рис. 5.33). Для каждого образца выделяются периоды повышенного накопления радионуклидов относительно регионального фонового уровня (50 ± 7 треков/мм², вычислен для фоновой территории Красноярского края, вне зоны влияния ГХК), которые приходятся на временные промежутки, когда производились испытания ядерного оружия в атмосфере (с 1952 г. по 1981 г.; в 1981 г. официально закончились испытания в атмосфере), а также одновременно осуществлялась деятельность ГХК (с 1958 г.).



Рис. 5.33. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосен (высота отбора 1,3–1,4 м), д. Большой Балчуг, Красноярский край: 1 – образец № 1; 2 – образец № 2 (отобран в 20–25 м от образца № 1); 3 – средний региональный фон

В изучаемых образцах не зафиксировано каких-либо значительных превышений по концентрации треков в годовичных кольцах, которые бы позволяли однозначно выделить дополнительный вклад ГХК в период с 1958 по 1981 год, когда одновременно в окружающую среду поступали радионуклиды от испытаний ядерного оружия и от деятельности ГХК.

При сравнительном анализе результатов, полученных для спилов древесины, отобранных на высоте 6,00–6,10 м (образец № 3 и 4), наблюдается схожая между образцами картина по динамике накопления делящихся радионуклидов в годовичных кольцах (рис. 5.34).



Рис. 5.34. Распределение треков от осколков деления в годовичных кольцах сосен (высота отбора 6,0–6,10 м), д. Большой Балчуг, Красноярский край: 1 – образец № 3; 2 – образец № 4 (отобран в 20–25 м от образца № 3); 3 – средний региональный фон

Согласно полученным данным годовые кольца образцов № 3 и 4 характеризуются более интенсивным накоплением радионуклидов (в 1,2–2,7 раза), чем древесина образцов № 1 и 2 (высота отбора – 1,30–1,40 м). Необходимо отметить, что в изученных образцах максимальные концентрации треков от осколков деления (в период с 1952 по 1981 год) зарегистрированы именно в тех годовичных кольцах, которые соответствуют перечисленным выше годам проведения самых интенсивных испытаний ядерного оружия, что, по-видимому, свидетельствует об активном усвоении радионуклидов в этот же год через крону из атмосферы и отсутствии миграции радионуклидов между годовичными кольцами. Наблюдаемые различия в динамике накопления радионуклидов между образцами, отобранными на уровне земли (1,30–1,40 м) и кроны (6,00–6,10 м), позволяют предположить, что более достоверную регистрацию атмосферного загрязнения в хронологическом аспекте обеспечивает древесина на уровне кроны.

Возраст изучаемых деревьев позволяет определить «доядерный» уровень (с 1906 г. до 1945 г.) накопления делящихся радионуклидов в древесине деревьев, произрастающих на изучаемой территории. Его среднее значение по плотности треков составляет 37 ± 7 треков/мм², что соответствует содержанию урана (по изотопу ²³⁵U) $0,04 \pm 0,01$ мг/кг. В период, после окончания всех испытаний ядерного

оружия и до наших дней наблюдается отчетливое увеличение среднего уровня накопления радионуклидов в древесине по сравнению с «доядерным» периодом, в среднем в 1,8 раз (по плотности треков в среднем до 63 ± 7 треков/мм², что соответствует содержанию (по изотопу ²³⁵U) $0,07 \pm 0,02$ мг/кг).

Все зафиксированные превышения концентрации треков над региональным фоновым значением (50 ± 7 треков/мм²) в период после окончания всех испытаний ядерного оружия могут быть связаны с деятельностью ГХК. Происхождение пиков, зарегистрированных во временном интервале с 1982 и до 1992 года, объяснить крайне сложно, так как значительная часть материалов, характеризующих радиационную обстановку в зоне наблюдения ГХК в период, предшествовавший остановке проточных реакторов в 1992 году, либо недоступна, либо приведена в различных труднодоступных источниках. Отдельные случаи превышения содержания радионуклидов после 1992 г. могут являться результатом вторичного радиоактивного загрязнения приземной атмосферы, которое сформировалось в результате ветрового подъема и разноса почвенной пыли, насыщенной радионуклидами, с загрязненных участков поймы р. Енисей.

На основании полученных данных по всем образцам, установлена общая динамика радиогеохимической обстановки на изучаемой территории (рис. 5.35).

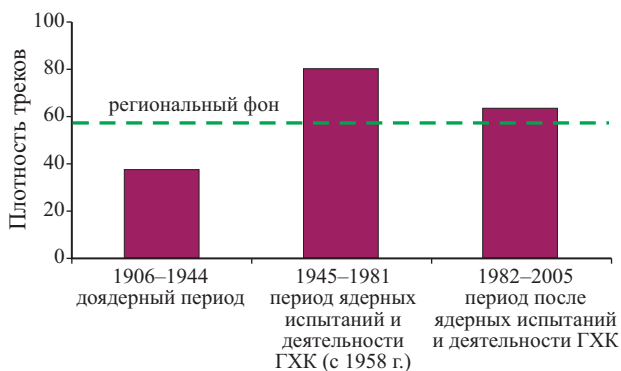


Рис. 5.35. Динамика радиогеохимической обстановки в зоне влияния ГХК по данным f-радиографического анализа годовых колец сосен

5.4. Проявленность в годовых кольцах деревьев радиоактивных выпадений от Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) на территории Украины и Чехии

Чехия. Территория воздействия аварии на Чернобыльской АЭС. Авария на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) привела к экологической катастрофе глобального масштаба (рис. 5.36). После аварии произошло поступление во все природные объекты окружающей среды большого количества радиоактивного материала, состав которого был как в виде мелкодисперсных частиц и аэрозолей (например, ¹³¹I, ¹³³I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs и т.д.), так и в виде микрочастиц относительно крупного размера (например, частиц топлива и наиболее тугоплавких элементов – ²³⁸Pu, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Pu и др. (Атлас загрязнения Европы цезием..., 1998; Пути миграции искусственных..., 1999). Вследствие продолжительности выброса и постоянного изменения метеоусловий (направления и скорости ветра и т.д.) произошло загрязнение значительных территорий в Европе. Больше всего пострадали территории Белоруссии,

Украины и европейской части России. Вместе с тем ряд территорий, еще более удаленные от ЧАЭС, также оказались загрязненными. Причиной этого, как правило, являлись осадки, выпавшие в момент прохождения «радиоактивных облаков». Большое количество радиоактивных осадков фиксировалось в Восточной и Центральной Европе (Атлас загрязнения Европы цезием..., 1998 и др).

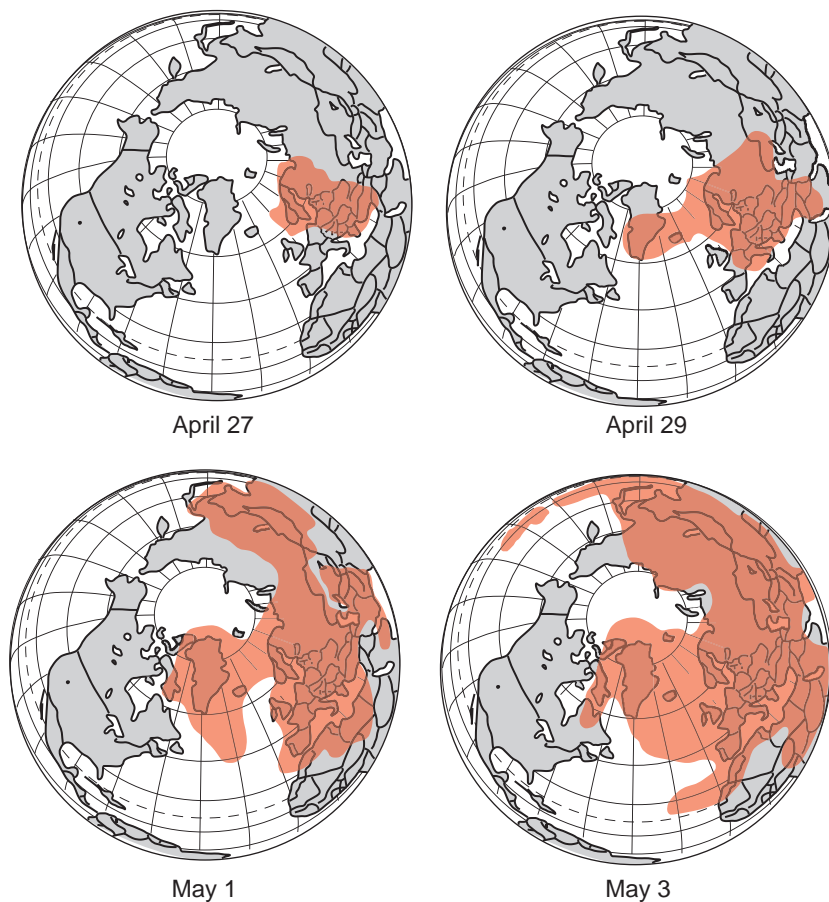


Рис. 5.36. Чернобыльская катастрофа, случившаяся 26 апреля 1986 г. К третьему маю радиоактивное загрязнение от поврежденного реактора распространилось более чем на половину Северного полушария (по данным американской спутниковой съемки). Увеличение интенсивности окраски соответствует увеличению плотности выпадения радионуклидов

Поскольку в результате аварии произошло загрязнения обширных территорий бывшего Советского Союза, а также многих других стран Европы, то это вызвало необходимость детального изучения радиоактивного загрязнения местности. Это является необходимым для последующей оценки миграции радионуклидов в окружающей среде и их воздействия на человека, а также для принятия решений о необходимости мер по предотвращению влияния последствий аварии на население.

Основная масса информации, которая накоплена в результате изучения последствий аварии, относится к цезию и стронцию. Значительно меньше сведений имеется о делящихся радионуклидах (Pu, ^{235}U и др. трансураниевые элементы). Между тем в состав чернобыльских радиоактивных выпадений входили «горячие частицы», состав которых на 20–25 % представлен Pu, U и др. (Иванов и др., 1994; Израэль, 1996, 2001; Рихванов, 1997 и др.).

В данной работе были проведены исследования годовых колец деревьев по изучению содержания в них именно делящихся радионуклидов методом радиографии на территории Чехии, в пределах которой, в числе других стран Центральной Европы (Польша, Австрия, Венгрия, Германия), было зафиксировано выпадение чернобыльских радиоактивных осадков (Атлас загрязнения Европы цезием..., 1998; Hulka a kol., 2007).

Для исследований использовались спилы сосен, которые были отобраны вблизи г. Часлав и д. Чейковице. Данные населенные пункты расположены в районах Чехии, где отмечается повышенная относительно глобального уровня плотность загрязнения цезием после аварии на ЧАЭС (Атлас загрязнения Европы цезием..., 1998).

Возраст деревьев, с которых были взяты спилы для исследования, позволяет изучать распределение зафиксированных в древесине делящихся радионуклидов в образцах с 1930 по 2003 год (образец № 1 – г. Часлав) и с 1942 по 2003 год (образец № 2 – д. Чейковице).

Результаты по распределению делящихся радионуклидов в отобранных образцах сосны из г. Часлав показаны на рис. 5.37.



Рис. 5.37. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, образец № 1; г. Часлав, Чехия

Полученная динамика показывает, что в целом проявляется тенденция увеличения содержания делящихся радионуклидов в периоды испытания ядерного оружия в атмосфере, а также в период с 1985 по 1989 год, когда произошла авария на ЧАЭС.

Таким образом, «дочернобыльское» загрязнение, которое было обусловлено выпадениями в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере, отразилось в повышенной плотности содержания треков в годовых кольцах в периоды: с 1945 по 1948 год, с 1953 по 1956 год, с 1963 по 1964 год. Выбросы от Чернобыльской аварии 1986 года также нашли проявление в уровне накопления делящихся радионуклидов, о чем свидетельствует увеличение средней плотности треков в период с 1985 по 1989 год до 65 ± 8 треков/мм², что отличается от среднего регионального уровня фона в 1,5 раза.

Кроме того, возраст изучаемого дерева позволяет оценить уровень накопления делящихся радионуклидов в «доядерный» период (до 1945 г. в природе делящиеся радионуклиды были представлены только ²³⁵U), а также современный уровень накопления в древесине. Динамика распределения треков показывает, что средняя плотность треков в период с 1930 до 1945 год была на уровне 35 ± 6 треков/мм². После Чернобыльской аварии, в период с 1990 по 2000 год средняя плотность треков составляет 40 ± 6 треков/мм².

Вычисленные значения современного уровня накопления делящихся радионуклидов в изучаемых деревьях, которые, в среднем, находятся на уровне 40 ± 6 треков/мм², что в пересчете на содержание урана (по изотопу ²³⁵U) составляет 0,05 мг/кг, совпадают с результатами по определению регионального уровня фона по образцу сосны, которая была отобрана вблизи г. Ческа Липа (территория, выбранная в качестве условно фоновой для Чехии).

Также при изучении характера распределения треков на лавсановом детекторе было зафиксировано, что в годовых кольцах данного образца, которые соответствуют 1966, 1988, 1989, 1990 годам, наблюдаются одиночные участки скопления треков в виде «звезда» (рис. 4.12, глава 4). Наличие таких скоплений свидетельствует о присутствии высокоактивных микровключений делящихся радионуклидов («горячих частиц») в этих кольцах.

Результаты по распределению треков в годовых кольцах сосны, произраставшей вблизи д. Чейковице, показаны на рис. 5.38. Как видно из приведенных данных, увеличение плотности треков отмечается в годовых кольцах, соответствующих следующим временным периодам: с 1951 по 1954 год, 1960 год, 1966–1967 годы, 1972–1974 годы и 1993–1994 годы с максимумом 114 ± 15 треков/мм² в 1966 году.

В период времени, когда произошла авария на ЧАЭС, каких-либо заметных превышений по плотности треков в соответствующих годовых кольцах не отмечается. Однако при этом все годовые кольца периода 1978–1994 годов характеризуются несколько повышенным относительно регионального уровня фона накоплением делящихся радионуклидов.

По результатам проведенных *f*-радиографических исследований древесины сосен, отобранных на территории вблизи г. Часлав и д. Чейковице и их сравнительного анализа можно отметить следующее:

1. Полученная для образцов № 1 и № 2 картина накопления в древесине делящихся радионуклидов отражает увеличение их содержания во временные интер-



Рис. 5.38. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, образец № 2; д. Чейковице, Чехия

валы, которые приходится на периоды активного испытания ядерного оружия в атмосфере. Дополнительное поступление делящихся радионуклидов в древесину изучаемых деревьев в период, когда произошла авария на ЧАЭС, отчетливо было зарегистрировано только в образце № 1, который был отобран вблизи г. Часлав. Для образца № 2 (д. Чейковице) повышение уровня содержания радионуклидов в аварийный период зафиксировано не было. Это еще раз подчеркивает крайне неоднородный характер выпадения делящихся и других радионуклидов. Как видно из результатов, факт повышения уровня накопления делящихся радионуклидов в древесине, обусловленный их дополнительным привнесом в результате произошедших событий, фиксируется со смещением по годичным кольцам на 1–3 года вправо или влево по временной оси. Это объясняется биологическими особенностями жизнедеятельности древесных растений.

2. Наблюдаемые различия в накоплении радионуклидов деревьями, которые произрастали, согласно имеющимся данным (Атлас загрязнения Европы цезием..., 1998), на территориях, подверженных влиянию Чернобыльской аварии, и проявление «чернобыльского вклада» лишь в одном из образцов, можно объяснить, главным образом, сложным процессом выпадения радиоактивного загрязнения чернобыльского происхождения, которое имеет чрезвычайно пятнистый характер (выпадения были весьма неравномерны, поскольку подверглись большому влиянию изменяющихся метеорологических условий в период выброса, например, уменьшение и увеличение скорости ветра, дожди и т.д.).

Представляется важным также обратить внимание на то обстоятельство, что отбор древесины производился с районов, которые были выбраны, опираясь на единственный, на сегодняшний день, авторитетный картографический источник, который оценивает радиоактивное загрязнение территории Европы в результате Чернобыльской аварии (Атлас загрязнения Европы цезием..., 1998). Согласно Атласу, выбранные нами для исследования районы отнесены к территориям, где имели место выпадения, вызванные аварией на ЧАЭС, на основании картогра-

фирования территории Европы по уровню загрязнения цезием (^{137}Cs). При этом необходимо отметить, что в основном эти данные отражают суммарные уровни загрязнения ^{137}Cs , т.е. являются итогом наложения загрязнения чернобыльского происхождения на загрязнение в результате атмосферных испытаний ядерного оружия и др. В Атласе ^{137}Cs не различается по происхождению. Надежность данных о глобальном загрязнении Европы ^{137}Cs весьма неоднородна по всей территории. Картографирование глобального загрязнения ^{137}Cs для основной части Европы основывается на относительно небольшом числе измерений и, следовательно, отличается существенной неопределенностью в оценке.

Таким образом, можно предположить, что на территории, где по результатам проведенных исследований было обнаружено повышение уровня содержания радионуклидов в древесине именно в период аварии (г. Часлав), ^{137}Cs имеет чернобыльское происхождение. А на территории Моравии (д. Чейковице), где также по Атласу отмечаются повышенные содержания ^{137}Cs , но отклика в древесине в «аварийный период» не наблюдается, можно предполагать нечернобыльское происхождение ^{137}Cs .

Таблица 5.1

Оценка загрязнения территории Европы цезием-137 в результате Чернобыльской аварии (составлена по данным Атлас загрязнения Европы..., 1998)

Страна	Площадь (10^3 км^2)	Выпадения ^{137}Cs		Площадь (в 10^3 км^2) с уровнями загрязнения	
		Суммарные (ПБк)	Чернобыльские (ПБк)	>40 кБк/м ² *	>1 480 кБк/м ²
Австрия	84	1,8	1,6	11	
Белоруссия	210	15,0	15,0	46,1	2,6
Великобритания	240	0,88	0,53	0,16	
Германия	350	1,9	1,2	0,32	
Греция	130	0,95	0,69	1,2	
Италия	280	0,93	0,57	1,3	
Норвегия	320	2,5	2,0	7,1	
Польша	310	1,2	0,40	0,52	
Россия (Европейская часть)	3 800	29,0	19,0	60,0	0,46
Румыния	240	2,1	1,5	1,2	
Словения	20	0,39	0,33	0,61	
Украина	600	13,0	12,0	38,0	0,56
Финляндия	340	3,8	3,1	19,0	
Чехия	79	0,6	0,34	0,21	
Швеция	450	3,0	2,9	24,0	
Швейцария	41	0,36	0,27	0,73	

* в зонах, где уровень загрязнения выше 40 кБк/м², среднегодовая эффективная эквивалентная доза (в 1998 г.) превысит 1 мЗв с очень высокой степенью вероятности; этот уровень дозы принят властями Белоруссии, России и Украины в качестве порогового уровня для принятия контрмер и введения льгот для пострадавшего населения.

3. Следует также отметить, что территория Чехии подверглась загрязнению в результате аварии на ЧАЭС в меньшей степени, чем некоторые другие страны Европы, и присутствие чернобыльского радиоактивного загрязнения на больших расстояниях от ЧАЭС не так ярко иллюстрируется в Чехии, как, например, в Германии, Австрии, Финляндии, Швеции и др. (табл. 5.1).

При этом по результатам проведенных f -радиографических исследований древесины удалось зарегистрировать и неярко проявленное чернобыльское радиоактивное загрязнение на территории Чехии. Данный факт еще раз подтверждает чувствительность используемого метода для выявления даже незначительных радиоактивных загрязнений.

4. Проведение подобных исследований в более широком масштабе позволило бы уточнить масштабы чернобыльских выпадений в странах, подвергнутых чернобыльскому воздействию. В некоторых небольших по площади районах Европы загрязнение, повышенное относительно уровней, типичных для глобальных выпадений, может быть обусловлено не Чернобыльской аварией, а выбросами ядерных установок (ядерных реакторов) в окружающую среду.

Украина. Район воздействия Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС). На территории Украины нами изучены накопления делящихся радионуклидов в годовичных кольцах срезов деревьев, произраставших на разном удалении от атомной электростанции (рис. 5.39).



Рис. 5.39. Плотность треков от осколков деления $U-235$ и трансурановых элементов в годовых кольцах деревьев из Чернобыля: Народичи, 50 км от ЧАЭС и 7,3 км от ЧАЭС

Характер распределения треков от осколков деления трансурановых элементов и урана по годовым срезам дерева, отобранного в 50 км от ЧАЭС, показывает, что среднее содержание эквивалентного урана в период с 1964 по 1976 год, то есть до начала работы ядерных реакторов, составляет около 0,07 мг/кг. В период с 1977 по 1986 год среднее содержание эквивалентного урана увеличивается до 0,08 мг/кг и с 1987 по 1995 год этот уровень повышается до 0,1 мг/кг.

Исследование данного среза показало, что кольцо 1986 года не содержит ано-

мально высоких концентраций делящихся элементов. Их максимальные содержания приходится на кольца поздних периодов (1987), что может быть связано с их перераспределением во время роста дерева. Аналогичное биогеохимическое перераспределение в древесине колец деревьев отмечено и для Pu, ⁹⁰Sr (Garges и др., 1995; М.Г. Бузынный и др., 1996). Этот вопрос требует специального изучения.

При изучении другого среза дерева был получен и рассмотрен характер распределения радионуклидов в годичных кольцах дерева из района ЧАЭС, отстоящего от реактора на расстоянии 7,3 км. Следует отметить нарастание плотности треков с максимальным накоплением в кольце 1986 года – год аварии на ЧАЭС.

5.5. Особенности поступления урана в биосферу в районах отработки урановых месторождений

В недрах Земли находятся значительные количества естественных радионуклидов (ЕРН), которые в результате естественных процессов могут быть внесены в среду обитания человека. Наряду с естественными процессами, приводящими к выносу на поверхность значительных количеств ЕРН, этому также способствует интенсивная промышленная деятельность человека. В первую очередь это добыча полезных ископаемых, в ходе которой извлекаются радиоактивные вещества, часть из которых используется, а другие являются радиоактивными отходами, которые оказывают вредное воздействие на состояние экологической системы в целом или ее отдельные элементы (Беляев и др., 2003).

Среди месторождений твердых полезных ископаемых месторождения урановых руд, характеризующиеся высокой эманурующей способностью, по степени радиационной опасности относятся к категории особо опасных (Куриленко и др., 2004; Беляев и др., 2003).

Как правило, большая часть урановых месторождений находит свое отражение в гидрогеохимических и геохимических полях. Месторождения урановых руд обычно формируют так называемые урановые провинции, характеризующиеся повышенным содержанием урана и его продуктов распада в почве, природных водах и других средах. Радиоактивным материалом, загрязняющим почву, атмосферный воздух, поверхностные и подземные воды, при добыче и первичной переработке урановой руды являются сами урановые руды (Салтыков и др., 1977; Мосинец и др., 1983 и т.д.). Основными источниками радиоактивного загрязнения внешней среды при эксплуатации урановых месторождений являются вентиляционные выбросы горнорудного предприятия, склады руды, отвалы забалансовых руд и пустых пород, шахтные воды (сточные воды рудников, главным образом подземные воды, дренируемые горными выработками и откачиваемые на поверхность), а также потери руды при транспортировке, различные загрязненные материалы и оборудование, находящиеся за пределами промышленной площадки или мест хранения отходов (Салтыков и др., 1977, Рихванов, 2009 и др.).

Следует особо отметить тот факт, что до начала 70-х годов на всех урановых месторождениях шахтные воды, которые содержат уран и продукты его распа-

да, без соответствующей очистки сбрасывались в гидрографическую сеть (Мосинец и др., 1983). Это приводило к заметному повышению содержания радиоактивных элементов в воде близлежащих водоемов, в их донных отложениях, а также в гидробионтах и береговой растительности, в том числе и в нескольких десятках километров вниз по течению от места сброса. И лишь с начала 70-х годов, когда значительно повысились требования к экологизации производства, начался процесс извлечения урана из рудничных вод как мероприятие санитарной охраны окружающей среды (Салтыков и др., 1977; Мосинец и др., 1983).

Отмечается, что в процессе эксплуатации уранового месторождения практически нельзя полностью исключить возможность случайного поступления во внешнюю среду тех или иных технологических продуктов или отходов, радиоактивность которых отличается от обычной (Салтыков и др., 1977 и др.).

Урановые месторождения по вещественному составу, условиям локализации и своему генезису весьма разнообразны и группируются по различным рудным формациям (Лаверов и др., 1983). В работе рассматриваются два различных по типу и масштабам месторождения (Усть-Ангарское, Красноярский край и Пршибрамское, Чехия), в пределах которых проводились радиографические исследования годовых колец деревьев.

Усть-Ангарское урановое месторождение, Красноярский край. Усть-Ангарское месторождение урана расположено на территории Енисейского административного района Красноярского края на правом берегу реки Ангары в 3 км выше места её впадения в реку Енисей напротив п. Стрелка (рис. 5.40).

В геологическом отношении месторождение приурочено к мощной зоне дробления субмеридионального простирания. Непосредственно промышленное урановое оруденение локализуется в более мелких тектонических нарушениях, оперяющих основную зону разлома, в известняках и сланцах, смятых в крутые складки. Рудные тела месторождения представлены крутопадающими на северо-запад кальцит-сидеритовыми жилами с вкрапленностью пирита и включениями урансодержащих минералов (Минеральные ресурсы Красноярского края..., 2002).



Рис. 5.40. Расположение участков рудных отвалов в пределах Усть-Ангарского месторождения на топографической карте масштаба 1:100 000

Содержание урана в руде колеблется от 0,004 до 1,225 % (среднее – 0,041–0,117%). Основные рудные минералы: уранинит, настуран и урановые черни (Минеральные ресурсы Красноярского края..., 2002).

Усть-Ангарское месторождение было открыто в 1930 году как свинцово-цинковое, а в 1947 году на месторождении была установлена урановая минерализация. В период с 1948 по 1952 год были проведены поисковые работы и детальная разведка урановых руд, сопровождавшиеся проходкой больших объемов поверхностных (канавы, шурфы) и подземных (штольни, стволы шахт) горных выработок. До глубины 300 м месторождение изучалось скважинами колонкового бурения. В 1950–1952 годах на месторождении проводились опытно-промышленные добычные работы подземным способом. При этом сортировка урановой руды выполнялась как вручную, так и механизированным способом. При этом из-за малой мощности рудных тел, крайне неравномерного распределения полезного компонента и неустойчивости вмещающих пород происходили значительные потери и разубоживание руды. Всё это способствовало накоплению в отвалах большого количества высокорadioактивного рудного материала, представленного обломками руды и вмещающих пород (Минеральные ресурсы Красноярского края..., 2002).

Сжатые сроки проведения геолого-разведочных и добычных работ, а также отсутствие в тот период надежной законодательной природоохранной базы в стране, привели к тому, что на дневной поверхности вблизи устьев горных выработок накопились значительные по объему рудные отвалы, содержащие большое количество высокорadioактивных обломков.

Современная радиационная обстановка в районе Усть-Ангарского месторождения в целом характеризуется низкими значениями гамма-фона и показателями удельной активности ЕРН в объектах окружающей среды: горных породах, почво-грунтах и др. Так, например, мощность экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения над доломитизированными известняками, вмещающими ураноносные породы, за пределами рудного поля не превышает 5–7 мкР/ч, гамма-фон на высоте 1,0 м равен 5–6 мкР/ч, а эффективная удельная активность ($A_{эфф}$) ЕРН в известняках не превышает 55–60 Бк/кг (Чечеткин, 1996).

На этом фоне резко выделяются существующие рудные отвалы Усть-Ангарского месторождения урана (образовавшиеся в результате проведения геолого-разведочных и добычных работ), которые расположены на участках «Согренский» и «Клин», по аномально высоким значениям всех радиационных показателей (Коваленко и др., 2006).

Экспериментальная часть и результаты. Для f -радиографических исследований было отобрано 3 спила сосны на площадке рудного отвала «Клин», вблизи ствола разведочной шахты (рис. 5.40). Пробная площадка, на которой были отобраны спилы, находится в 150–170 м от юго-западной окраины п. Усть-Ангарск.

Для f -радиографических исследований были отобраны спилы двух сосен (образец №1У-А и 2У-А), произраставших на площадке рудного отвала, кото-

рая находится в 150–170 м от окраины п. Усть-Ангарск. Характер распределения треков от осколков деления в годичных кольцах отобранных образцов показан на рис. 5.41.

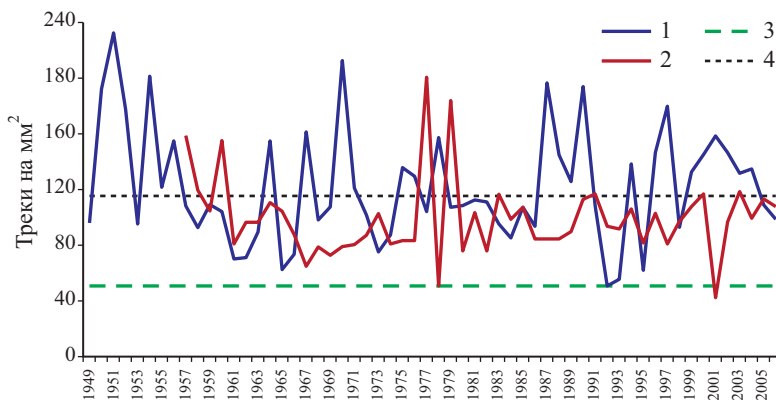


Рис. 5.41. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосен, Усть-Ангарское урановое месторождение, Красноярский край: 1 – образец №1У-А (отобран в 7–8 м западнее кромки ствола разведочной шахты); 2 – образец №2У-А (отобран в 14–16 м южнее кромки ствола разведочной шахты); 3 – региональный уровень фона (50 ± 7 треков/мм²); 4 – среднее содержание по всем годичным кольцам (115 ± 17 треков/мм²)

При изучении образца №1У-А был получен ряд наблюдений, который охватывает период проведения геологоразведочных и добычных работ на месторождении (1948–1952 гг.). Временной интервал с 1950 по 1954 год выделяется наибольшей плотностью треков за весь период роста дерева, с максимумом в 1951 году. Далее повышенная плотность треков наблюдается в 1956, 1964, 1970, 1978 годах. Период с 1987 по 2006 год на фоне общей динамики отмечается также повышенной плотностью треков.

Рост дерева, с которого был отобран образец №2У-А, начался после окончания периода проведения геологоразведочных и добычных работ на Усть-Ангарском месторождении (1948–1952 гг.) и происходил уже на техногенно-нарушенном участке месторождения. Первые годы развития дерева (1957–1960 гг.) характеризуются повышенным накоплением радионуклидов, в среднем, по плотности треков, до 135 ± 21 треков/мм². Далее динамика распределения треков по годичным кольцам имеет характер равномерного повышения плотности треков до 180 ± 21 треков/мм² в 1977 году и до 215 ± 30 треков/мм² в 1979.

Средняя плотность треков по всем годичным кольцам изученных образцов составляет 115 ± 17 треков/мм², что в пересчете на содержание урана (по изотопу ²³⁵U) соответствует $0,14 \pm 0,02$ мг/кг.

При анализе характера пространственного распределения треков по годичным кольцам в изучаемых образцах выявлено, что в большинстве годичных колец образца №1У-А треки распределены крайне неравномерно, на просматриваемой площади кольца часто встречаются скопления треков с различной плотностью.

Для образца №2У-А, напротив, отмечается достаточно равномерный характер пространственного распределения треков во всех годовых кольцах.

Пршибрамское урановое месторождение в Чехии. Пршибрамское месторождение принадлежит к крупным гидротермальным жильным месторождениям урана и имеет длительную историю эксплуатации (1949–1991 гг.) (Dahlkamp, 1993). Месторождение находится в 60 км на юго-запад от Праги, вблизи г. Пршибрам (рис. 5.42).

Пршибрамское урановое месторождение относится к жильным низко- и средне-температурным гидротермальным месторождениям и залегает в кристаллических сланцах, песчаниках и алевролитах геосинклинального структурного этажа (Лаверов и др., 1983; Арапов и др., 1984; Коминек и др., 1985; Dahlkamp, 1993). Руды характеризуются резким преобладанием карбонатов и выделяют-ся как карбонатно-настурановая (пятиэлементная) формация. Руды представлены такими урановыми минералами, как настуран, коффинит, уранинит, а также карбонатными и минералами и сульфидами Ni, Co, V и др. Урановая минерализация в районе проявлена интенсивно. Содержание урана в руде составляет от 0,1 до 1,8% (Арапов и др., 1984; Dahlkamp, 1993).

Пршибрамское месторождение имеет длительную историю эксплуатации. После открытия месторождения в 1947 году началась его активная разведка и оценка. Наиболее активная (интенсивная) добыча урана на Пршибрамском месторождении осуществлялась в период с середины 60-х и до середины 80-х годов. С конца 80-х годов в Чехословакии начался спад в урановой промышленности и добыча урана резко снизилась. В 1991 году правительством Чехословакии было принято решение о прекращении эксплуатации Пршибрамского месторождения (Vacula, 2005).

Для исследований был отобран спил сосны (образец № 1П), которая произрастала вблизи одной из стволовых шахт месторождения. На рис. 5.43 показаны результаты определения плотности треков от осколков деления в годовых кольцах отобранных образцов.

Возраст выбранного для изучения дерева позволяет проследить историю накопления делящихся радионуклидов, и в первую очередь урана, в древесине за очень длительный временной промежуток времени – с 1884 по 2004 год. Средняя плотность треков по всем годовым кольцам составляет 152 ± 19 треков/мм², что соответствует среднему содержанию урана (по изотопу ²³⁵U) в нём $0,18 \pm 0,02$ мг/кг, что существенно выше, чем в выбранном фоне. Для



Рис. 5.42. Карта-схема урановых месторождений на территории Чешской республики

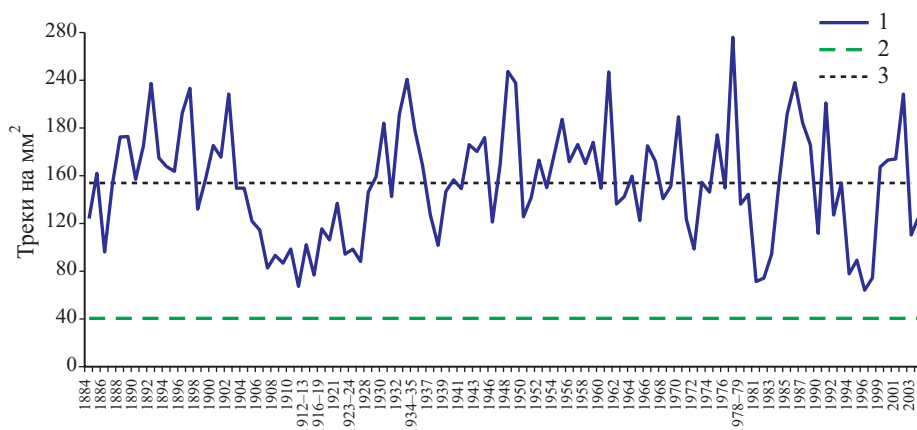


Рис. 5.43. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны; Пришибрамское урановое месторождение, Чехия: 1 – образец №1П; 2 – региональный уровень фона (40 ± 6 треков/мм²); 3 – среднее содержание по всем годичным кольцам (152 ± 19 треков/мм²)

первых 20 лет развития дерева (с 1884 г. по 1904 г.) выявлено несколько пиков повышенной плотности треков относительно средней плотности треков по всем годичным кольцам. Далее, до известного по литературным данным периода освоения Пришибрамского месторождения с целью добычи урановой руды (с 1949 г.), также отмечаются повышенные плотности треков, что может быть обусловлено дополнительным выносом урана на земную поверхность и его внекорневым усвоением (посредством кроны, коры дерева) в результате добычи сопутствующих полезных ископаемых (серебра и др.), которая осуществлялась на данном месторождении еще до того, как стало известно об урановой минерализации в этих рудах.

В период разведки, разработки и начала добычи урановой руды на Пришибрамском месторождении (1949–1965 гг.) заметное увеличение уровня накопления делящихся радионуклидов фиксируется в годичных кольцах, соответствующих 1949, 1955, 1961 годам (в данном случае более корректно говорить уже о делящихся радионуклидах, т.к. с началом испытаний ядерного оружия в 1945 году в окружающую среду начали поступать трансурановые элементы). В период активной добычи урановой руды на Пришибрамском месторождении (1966–1985 гг.) зафиксированы повышенные концентрации треков в 1970, 1975, 1978 годах. Согласно имеющимся данным, активное поступление в древесину делящихся радионуклидов происходило также в 1985–1991 и 1999–2002 годах.

В целом, при анализе характера распределения треков по годичным кольцам образцов, выявлено, что треки распределены достаточно равномерно по площади каждого кольца, скопления треков встречаются редко и имеют невысокую плотность.

На основании полученной совокупности данных установлена общая динамика радиогеохимической обстановки на территориях Усть-Ангарского и Пришибрамского месторождений, которая показана в сравнении с динамикой

радиогеохимической обстановки на территориях за пределами урановых месторождений (рис. 5.44 и 5.45).

Общий сравнительный анализ полученных результатов для двух месторождений позволяет сделать следующие выводы.

1. Древесина деревьев, произрастающих в пределах урановых месторождений, концентрирует значительные количества урана, превышающие региональный уровень фона в 2–4,5 раза на Усть-Ангарском месторождении и в 3,8–6 раз на Пршибрамском месторождении.

2. В годы разработки и добычи урановой руды на месторождениях в годичных кольцах наблюдаются более повышенные содержания делящихся радионуклидов (в основном урана) в древесине по сравнению с «доэксплуатационным» периодом. Это отражает, по-видимому, сложный характер поступления урана в дерево в период эксплуатации месторождений одновременно по корневому и внекорневому пути (посредством кроны и коры), в то время как в «до эксплуатационный» период основной путь поступления урана – корневой.

3. В «постэксплуатационный» период также выделяются периоды повышенного накопления радионуклидов (урана) в деревьях, что вероятно обусловлено наличием на дневной поверхности отвалов вскрышных пород, обогащенных ураном и, возможно, глобальными выпадениями делящихся радионуклидов. Длительное существование этих отвалов сопровождается выветриванием слагающих отвалы горных пород и рассеиванием содержащихся в этих породах радионуклидов, и как следствие, происходит дополнительное их поступление в окру-

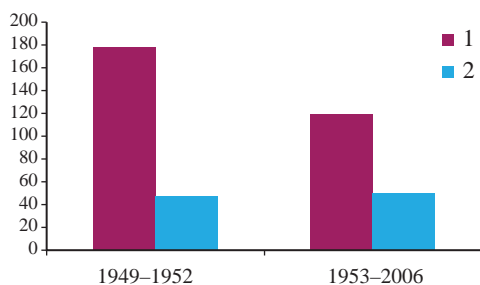


Рис. 5.44. Динамика радиогеохимической обстановки по данным *f*-радиографического анализа: 1 – на территории Усть-Ангарского месторождения; 2 – за пределами месторождения (фоновый уровень)

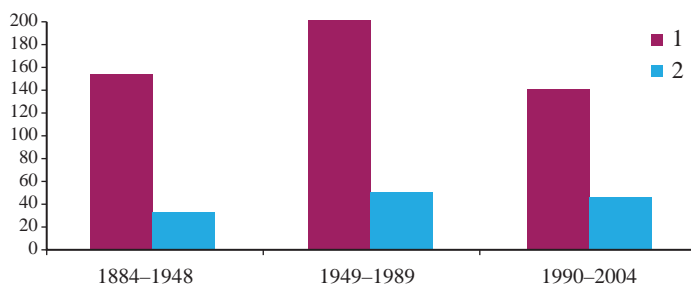


Рис. 5.45. Динамика радиогеохимической обстановки по данным *f*-радиографического анализа: 1 – на территории Пршибрамского месторождения; 2 – за пределами месторождения (фоновый уровень)

жающую атмосферу. В этом случае включается также внекорневой путь усвоения радионуклидов деревом, что приводит к увеличению их содержания в древесине.

4. Повышение уровня содержания урана в отдельные временные периоды может быть связано с изменением климатических факторов (температуры, влажности и др.), которые обуславливают окисление урановых минералов, их растворение и последующую активную миграцию урана в водной среде.

5. Различие в уровнях накопления радионуклидов на двух урановых месторождениях может быть обусловлено различиями в масштабах уранового оруденения, урановой минерализации и объеме добычных работ, а также различиями в формах нахождения урановых минералов в корнеобитаемом слое деревьев. Более низкое содержание урана в древесине деревьев, произрастающих на Усть-Ангарском месторождении, по сравнению с деревом Пршибрамского месторождения может объясняться различием в масштабах урановой минерализации, большей крупностью зерен урановых минералов, которые могут быть недоступны корням растений, либо преобладанием прочно связанных форм радионуклидов, которые также обладают меньшей биодоступностью растениям.

Глава 6

ПЕРСПЕКТИВЫ ДАЛЬНЕЙШЕГО СОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ МЕТОДА ДЕНДРОРАДИОГРАФИИ ДЛЯ ОЦЕНКИ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В БИОСФЕРУ

Оптимизация методики пробоотбора и пробоподготовки. Как известно из литературных данных (Алексахин, 1977; Щеглов, 1999 и др.), высокая неоднородность накопления радионуклидов растениями предопределяет необходимость больших выборок данных (даже для ограниченных территорий) для различного рода научных, экспертных и прогнозных оценок. Изучение элементного состава древесины (в данном случае содержащихся в ней делящихся радионуклидов) с использованием в качестве образцов для изучения спилов древесины, как правило, связано со значительными материальными затратами и сопряжено с систематической вырубкой деревьев и нарушением структуры биогеоценоза. Кроме того, взятие спилов с живых деревьев не всегда возможно. Также обычно возникает проблема с транспортировкой и хранением спилов, т.к. они имеют большой вес и объем.

Значительно увеличить объемы исследований, сократив при этом затраты, позволяет использование в качестве образцов для изучения – керн древесины (рис. 6.1).



а)



б)

Рис. 6.1. Отбор керна из лиственницы буром (Mera Sweden) (а) и общий вид керна древесины (б)

В настоящее время в дендрохронологических исследованиях для взятия образцов древесины с живых деревьев используются щадящие методы отбора – возрастные буры, при помощи которых высверливаются радиальные керны древесины диаметром 4–5 мм и длиной 10–50 см. Керны берутся по одному или нескольким радиусам, строго ориентированным по отношению к странам света или по случайному направлению. Если позволяет длина бура, то дерево просверливается насквозь и за один прием берется образец по двум противоположным радиусам. Дальнейшая работа с кернами древесины деревьев идет по схеме, изложенной в разделе 4.

Использование слюдяных детекторов. Для повышения эффективности осколочной радиографии, улучшения чувствительности метода необходимо отработать технологию исследования с использованием твердотельных детекторов типа «слюда» (например, флогопит, мусковит).

Оптимизация подсчета треков. Для подсчета треков необходимо реализовать методику автоматизированного подсчета треков от осколков делящихся элементов, поскольку в настоящее время первостепенное значение приобретают методики, обеспечивающие быструю и качественную обработку информации из данных, получаемых с помощью трековых детекторов. Обработка треков, проводимая оператором на оптических микроскопах вручную, требует огромных затрат труда и времени. Скорость измерений при этом оказывается невысокой, что определяет невысокую статистику обработанных событий. В последние годы этот недостаток в значительной мере был преодолен благодаря прогрессу в создании прецизионной измерительной техники и оптических столов с высокой точностью перемещения по командам от компьютеров, широкому применению современных CCD- и CMOS-видеокамер для регистрации и оцифровки оптических изображений, а также вычислительным возможностям современных компьютеров. Благодаря применению этих достижений прецизионной механики, возможностям средств вычислительной техники и разработке необходимого программного математического обеспечения стала реальностью полная автоматизация труда микроскопистов. При измерениях в таком автоматическом режиме оцифрованные изображения следов заряженных частиц и ядер в трековых детекторах, полученные при помощи видеокамер, вводятся в компьютеры, математическое обеспечение которых позволяет производить поиск, распознавание и изучение треков, восстанавливать их пространственное положение. Такой автоматизированный метод измерений практически полностью исключает использование изнурительного визуального труда микроскопистов и ускоряет процесс обработки приблизительно на три порядка по сравнению с тем, что даёт использование так называемых полуавтоматов. Новый метод позволяет обрабатывать большие массивы экспериментальных данных и существенно увеличивать статистику событий, что прежде было практически нереально. Создание подобных автоматизированных комплексов имеет большое значение, поскольку оно обеспечивает более высокий уровень проведения экспериментов, в которых применяется трековая

техника регистрации частиц, и существенно расширяет круг задач, где эта техника может быть эффективно использована (Владимиров, 2013).

В настоящее время уже успешно реализуются методики автоматизированного подсчета треков, которые используются при изучении трековой информации на ядерных фотоэмульсионных детекторах. В России проводятся исследования трековых детекторов (ядерной эмульсии) на установке автоматизированной обработки данных трековых детекторов, которая находится в Физическом институте им. П.Н. Лебедева РАН (ФИАН) (Целиков, 2010).

С.Г. Земскова и др. в Объединенном институте ядерных исследований используют автоматическую обработку данных в ядерно-физических экспериментах с применением ядерной фотоэмульсии. Для распознавания треков, лежащих в плоскости эмульсии, используется Hough Transform метод, являющийся одним из глобальных алгоритмов распознавания образов, который широко используется в физике частиц для реконструкции треков в различных детекторах (дрейфовых трубках, сцинтилляционных стриповых детекторах и т.п.) (Земскова, 2010).

Решение ряда методических вопросов. Наши исследования показали, что у дендрорадиографического метода хорошие перспективы, но его внедрение требует методического совершенствования. Прежде всего, необходимо провести комплексные биологические исследования по особенностям радиального и вертикального переноса химических элементов деревьев разных типов пород (хвой-

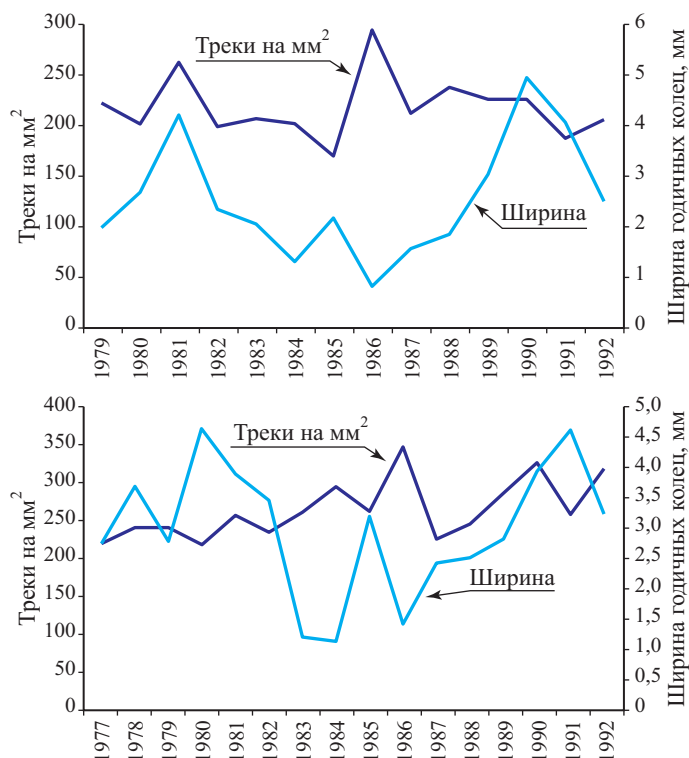


Рис. 6.2. Графики зависимости количества треков от ширины годичных колец

ные, лиственные), что позволит более однозначно интерпретировать временные интервалы поступления элементов.

Следует изучить геохимический состав годовых колец деревьев (или их групп) с другими их изучаемыми параметрами (шириной, плотностью, пористостью, размером клеток, содержание органических компонентов и др.).

Нами была сделана попытка изучить зависимость количества треков в древесине отобранной в районе расположения Чернобыльской АЭС, от ширины годовичных колец, которая, как считается отражает климатические особенности произрастания дерева (количество осадков, температура) (Ковалюх и др., 1995 и др.). Графики, представленные на рис. 6.2, показали, что ширина годовичных колец деревьев практически не влияет на содержание делящихся элементов в этой древесине, хотя, теоретически, такая связь, в случае аэрозольного поступления радионуклидов, могла быть и выявлена.

В качестве обязательных рекомендаций при реализации метода дендрорадиографии для целей радиоэкологического мониторинга, необходимо выполнение следующих условий:

1. Выбрать для исследования один вид деревьев или близкие виды. Так, например, по данным Р. Бергальи (2005), в кольцесосудистой древесине (дубы, клены и т.д.) жидкая фаза в основном поступает только по сосудам древесины текущего года. Это может исключить радиальный перенос вещества.

2. Спилы или отбор кернов деревьев следует производить на одной высоте (1,2–1,5 м) и из разных секторов, желательно противоположных.

3. При распиловке и полировке срезов для исследования исключить использование полировальных порошков, которые могут загрязнить древесную ткань.

4. Для получения сопоставимых результатов необходимо облучать одну и ту же группу образцов близким потоком нейтронов с обязательным использованием внутреннего стандарта по содержанию U-235.

5. Травление детектора вести в одних и тех же стандартных условиях.

6. Подсчет треков вести при использовании одних и тех же объективов и окуляров.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Охарактеризованный в работе дендрорадиографический метод является одним из вариантов вновь зарождающегося геохимического метода мониторинга с использованием годовых колец деревьев.

Данный метод базируется на использовании уникального ядерно-физического свойства сугубо специфических изотопов ($^{235}\text{U}_{92}$, $^{239}\text{Pu}_{94}$, $^{241}\text{Am}_{95}$) делиться под воздействием тепловых нейтронов с образованием осколков деления и последующей их фиксации специальными детекторами. Этот метод, известный как метод осколочной f -радиографии, давно реализуется в науках о земле для изучения геохимии радиоактивных (U, Tr) и трансурановых элементов.

Нами этот метод адаптирован применительно к годовым кольцам деревьев. Он запатентован как способ оценки радиоэкологического загрязнения окружающей среды (патент на изобретение № 2265869 с приоритетом от 13 мая 2004 г.).

Как показано в монографии, использование этого метода позволило выявить ряд радиоэкологических особенностей биосферы второй половины XX и начала XXI веков, связанных с проявлением ядерного техногенеза, когда человек в погоне за ядерной энергией на первых порах ее освоения создал, а затем рассеял огромные количества чуждых биосфере химических элементов (трансурановых) и изотопов (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{129}I и др.).

Сегодня можно утверждать, что в результате этих процессов количество альфа-излучающих изотопов (а все делящиеся элементы, выявленные осколочной радиографией, являются таковыми) увеличилось на огромной территории Сибири в 3–3,5 раза.

В местах функционирования предприятий ядерно-топливного цикла (Томск, Красноярск, Ангарск, Челябинск), в силу специфики их деятельности, этих компонентов накопилось в 10–100 раз выше, например, глобального фона для Pu.

Метод дендрорадиографии позволил определить временные периоды поступления этих компонентов в окружающую среду.

Как показано в работе, свой вклад в радиоэкологическую ситуацию, оцениваемую по делящимся радионуклидам, вносит деятельность человека при отработке урановых месторождений (U), при проведении подземных ядерных взрывов (U, Pu, Am, Np), и особенно аварийные ситуации на атомных электростанциях (Чернобыль и др.).

У западных исследователей в широком обращении термин «прошлое – ключ к будущему». И в этом аспекте метод дендрорадиографии, сочетающий в себе временную линейку в сотни лет, на которую вынесены плотности выпадения чрезвычайно опасных для человека делящихся изотопов, оцененных с высокой точностью с использованием современного ядерно-физического метода, является весьма ценным примером.

ЛИТЕРАТУРА

1. Абатуров Ю.Д. Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС / Ю.Д. Абатуров, А.В. Абатуров, А.В. Быков. – М.: Наука, 1996. – 240 с.
2. Алексахин Р.М. Достижения и задачи исследований миграции искусственных радионуклидов в лесных биогеоценозах / Р.М. Алексахин, М.А. Бочарова // Лесоведение. – 1971. – № 4. – С. 59.
3. Алексахин Р.М. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах / Р.М. Алексахин, Л.А. Нарышкин. – М.: Наука, 1977. – 144 с.
4. Алексахин Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
5. Алексеенко В.А. Экологическая геохимия: учебник / В.А. Алексеенко. – М.: Логос, 2000. – 627 с.
6. Анисова Ж.М. Эколого-биологические особенности аккумуляции природных изотопов урана в биогеоценозах сосновых лесов Беларуси: автореф. дис. на соискание ученой степени канд. биол. наук / Ж.М. Анисова. – Минск, 2006. – 22 с.
7. Урановые месторождения Чехословакии / Ю.А. Арапов, В.Е. Бойцов, Г.А. Кремчуков и др. – М.: Недра, 1984. – 445 с.
8. Геохимия редких элементов в углях Сибири / С.И. Арбузов, В.В. Ершов. – Томск, Д-Принт, 2007. – 468 с.
9. Среднее содержание некоторых элементов-примесей в торфах юго-восточной части Западно-Сибирской плиты / С.И. Арбузов, В.С. Архипов, В.К. Бернатонис, В.А. Бобров, С.Г. Маслов, А.М. Межибор, Ю.И. Прейс, Л.П. Рихванов, А.Ф. Судыко, А.И. Сысо // Известия Томского политехнического университета. Науки о Земле. – 2009. – Т. 315. – № 1. – С. 44–48.
10. Артамонова С.Ю. Техногенные радионуклиды в природных водах районов подземных ядерных взрывов «Кратон-3», «Кратон-4» // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2013. – № 5. – С. 417–428.
11. Архангельская Т.А. Геохимические особенности годовичных колец деревьев из зоны падения Тунгусского метеорита / В.Д. Несветайло, Л.П. Рихванов // Тезисы докладов юбилейной научной конференции «90 лет Тунгусской проблемы». – Красноярск, 1998. – С. 9.
12. Изучение геохимических особенностей годовичных колец деревьев из зоны падения Тунгусского метеорита / Т.А. Архангельская // Проблемы геологии и освоения недр: труды Четвертого Международного научного симпозиума имени академика М.А. Усова. – Томск, 2000. – С. 457–458.
13. Использование метода осколочной радиографии для изучения уровня и динамики накопления делящихся радионуклидов в годовых кольцах деревьев / Т.А. Архангельская, Л.П. Рихванов // Материалы Международной научно-технической кон-

- ференции «Горно-геологическое образование в Сибири. 100 лет на службе науки и производства». – Томск, 2001. – С. 127–131.
14. Архангельская Т.А. Краткий обзор исследований по использованию годичных колец деревьев для оценки радиоактивного загрязнения окружающей среды / Ю.Л. Замятина // Естественные и технические науки. – 2010. – № 6. – С. 368–369.
 15. Архангельская Т.А. Радиографическое исследование срезов деревьев для ретроспективной оценки радиоэкологической ситуации / Т.А. Архангельская // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы II Международной конференции, Томск, 18–22 октября, 2004 г. – Томск: Тандем-Арт, 2004. – С. 55–59.
 16. Архангельская Т.А. Ретроспективная оценка радиоэкологической ситуации по результатам изучения годовых колец срезов деревьев: автореф. дис. на соискание ученой степени канд. геол.-минералог. наук / Т.А. Архангельская. – Томск, 2004. – 22 с.
 17. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии / под ред. М. де Корт, Ш.Д. Фридман, Ю.А. Израэль. – Москва, 1998.
 18. Атурова В.П. Плутоний в почвах Красноярского края: автореф. дис. на соискание ученой степени канд. биол. наук / В.П. Атурова. – Красноярск, 2001. – 145 с.
 19. Бабикова Ю.Ф. Активационная автордиография / Ю.Ф. Бабикова, В.М. Минаев: учебное пособие. – М.: изд-во МИФИ, 1978. – Ч. 1. – 84 с.
 20. Баранов В.И. Применение метода микрордиографии с использованием жидких эмульсий для изучения содержания и распределения радиоэлементов в горных породах / В.И. Баранов, Б.Г. Тлеубергенова // Геохимия. – 1956. – № 2.
 21. Баранов В.И. Радиогеология / В.И. Баранов, Н.А. Титаева. – М.: Изд-во МГУ, 1973. – 242 с.
 22. Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем: автореф. дис. ...д-ра биол. наук / Наталья Владимировна Барановская. – Томск, 2011. – 46 с.
 23. Бахур А.Е. Радиографические методы исследования природных и техногенных объектов / А.Е. Бахур, Л.А. Березина, Т.М. Иванова // АНРИ. – 2006. – № 4 (47). – С. 22–30.
 24. Радиоэкология: учебное пособие / А.М. Беляев, Г.А. Иванюкович, В.В. Куриленко, И.М. Хайкович. – СПб.: Изд-во С.-Петербур. ун-та, 2003. – 324 с.
 25. Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных систем: автореф. дис. на соискание ученой степени д-ра биол. наук / Н.В. Барановская. – Томск, 2011. – 36 с.
 26. Бергальи Роберто. Биогеохимия наземных растений. – М.: Geos, 2005. – 457 с.
 27. Выявление радиоактивного загрязнения окружающей среды методом радиографии / И.Г. Берзина, Г.П. Герцен, С.В. Столяров, В.В. Токаревский // Геохимия. – 1993. – № 3. – С. 449–456.
 28. Берзина И.Г. Диагностика слюды по фигурам травления на следах от осколков деления / И.Г. Берзина, Д.П. Попенко. – М.: ВНИИЯГГ МГ СССР, 1970. – 92 с.
 29. Берзина И.Г. Обнаружение радиоактивного загрязнения окружающей среды по радиографии растений / И.Г. Берзина // Радиографические исследования в радиогеохимии и смежных областях. – Новосибирск, 1991. – С. 102–103.
 30. Берзина И.Г. Характерные методические ошибки, возникающие при радиографических исследованиях / И.Г. Берзина, Э.Б. Гусев // Авторадиографический метод

- в научных исследованиях. – М.: Наука, 1990. – 196 с.
31. Битвинскас Т.Т. Дендроклиматические исследования / Т.Т. Битвинскас. – Л.: Гидрометеиздат, 1974. – 172 с.
 32. Бойд Дж.А. Авторадиография в биологии и медицине. – М.: Изд-во иностр. литературы, 1957.
 33. Горячие частицы в Красноярском крае / А.Я. Болсуновский, Т.А. Горяченкова, В.О. Черкезян, Б.Ф. Мясоедов // Радиохимия. – 1998. – Т. 40. – № 3. – С. 271–274.
 34. Исследование высокоактивных проб почв и горячих частиц поймы реки Енисей / А.Я. Болсуновский, О.В. Черкезян, К.В. Барсукова, Б.Ф. Мясоедов // Радиохимия. – 2000. – Т. 42. – № 6. – С. 560–564.
 35. Болсуновский А.Я. Оценка накопления техногенных радионуклидов грибами в зоне влияния Красноярского горно-химического комбината / А.Я. Болсуновский, Д.В. Дементьев, Л.Г. Бондарев // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46. – № 1. – С. 64–70.
 36. Бонети А. Ядерные эмульсии. – М.: Гос. изд-во физ.-мат. лит-ры, 1961. – 64 с.
 37. Бреслер С.Е. Радиоактивные элементы / С.Е. Бреслер. – М.: Гостехиздат, 1957. – 550 с.
 38. Особенности распределения ^{90}Sr в древесине // М.Г. Бузынный, В.В. Демчук, И.П. Лось, В.Д. Несветайло // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы II Международной конференции, Томск, 22–24 мая 1996 г. – Томск: Изд-во ТПУ, 1996. – С. 403–407.
 39. Булавик И.М. Миграция радионуклидов в лесных экосистемах / И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий // Лес и Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС / под ред. чл.-корр. АН Беларуси В.И. Ипатьева. – Минск, 1994. – С. 7–42.
 40. Булавик И.М. Современное состояние постчернобыльских радиоэкологических исследований в лесных экосистемах / И.М. Булавик // Чернобыль 20 лет спустя. Стратегия восстановления и устойчивого развития пострадавших регионов: материалы международной конференции, Гомель, 19–21 апреля 2006 г. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. – С. 167–168.
 41. Буткус Д. Распределение ^{137}Cs и ^{40}K в некоторых почвах и годовых кольцах деревьев Литвы / Д. Буткус, Р. Бейнарвичюс // Геохимия. – 2005. – № 2. – С. 227–231.
 42. Ваганов Е.А. Дендроклиматические исследования в Урало-Сибирской Субарктики / Е.А. Ваганов, С.Г. Шиятов, В.С. Мазепа. – Новосибирск: Наука, 1996. – 246 с.
 43. Дендрохронология элементного состава как перспективное направление биогеохимии / Е.А. Ваганов, А.М. Грачев, В.В. Шишов, И.П. Панюшкина, С.У. Левитт, А.А. Кнорре, Е.П. Чебыкин, О.В. Меняйло // Доклады Академии наук. – 2013. – Т. 453. – № 6. – С. 702–706.
 44. Ваганов Е.А. Рост и структура годовых колец хвойных / Е.А. Ваганов, А.В. Шашкин. – Новосибирск: Наука, 2000. – 232 с.
 45. Василенко О.И. Радиационная экология / О.И. Василенко. – М.: Медицина, 2004. – 216 с.
 46. Вернадский В.И. Избранные сочинения. / В.И. Вернадский. – Изд-во Академии наук СССР. – 1954. – Т. 1. – 696 с.
 47. Верховцева Н.В. Применение авторадиографического метода в геохимических исследованиях: автореф. диссер. на соиск. ученой степени канд. геол.-мин. наук. – Новосибирск, 2006. – 24 с.

48. Владимиров М.С. Система автоматизированной обработки данных эксперимента OPERA на комплексе ПАВИКОМ: дис. на соискание ученой степени кандид. физ.-мат. наук. – Москва, 2013.
49. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справочник / В.А. Баженов, Л.А. Булдаков, И.Я. Василенко и др.; под ред. Л.А. Ильина, В.А. Филова. – Л.: Химия, 1990. – 464 с.
50. ^{137}Cs и ^{210}Pb в озерных отложениях Степного Алтая как показатель динамики антропогенных изменений геохимического фона на протяжении XX века / В.М. Гавшин, Б.Л. Щербов, М.С. Мельгунов и др. // Геология и геофизика. – 1999. – Т. 40. – № 9. – С. 1331–1341.
51. Гераськин С.А. Воздействие аварийного выброса Чернобыльской АЭС на биоту / С.А. Гераськин, С.В. Фесенко, Р.М. Алексахин // Радиационная биология. Радиэкология. – 2006. – Т. 46. – № 2. – С. 178–188.
52. Гланц С. Медико-биологическая статистика: пер. с англ. / С. Гланц; под ред. Н.Е. Бузикошвили. – М.: Практика, 1999. – 459 с.
53. Гольдин Л.Л. Руководство к лабораторным занятиям по физике / Л.Л. Гольдин, Ф.Ф. Игошин, С.М. Козел, Н.Н. Колачевский. – М.: Наука, 1973. – 688 с.
54. Горбачев В.М. Основные характеристики изотопов тяжелых элементов: справочник / В.М. Горбачев, Ю.С. Замятнин, А.А. Лбов. – М.: Атомиздат, 1975. – 207 с.
55. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды Красноярского края в 2001 году». – М.: НИИ – Природа, РЭФИА, 2003. – 224 с.
56. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды Красноярского края в 2005 году». – Красноярск, 2007. – 275 с.
57. Государственный доклад о состоянии здоровья населения Российской Федерации в 2004 году. – Москва, 2005. – 47 с.
58. Доерфель К. Статистика в аналитической химии: перевод с немецкого / К. Доерфель; под ред. В.В. Налимова. – Изд-во «Мир», 1966. – 247 с.
59. Евсеева Л.С. Геохимия урана в зоне гипергенеза / Л.С. Евсеева, А.И. Перельман. – М.: Госатомиздат, 1962. – 239 с.
60. Жмодик С.М. Становление, развитие и применение радиографических методов анализа в науках о Земле / С.М. Жмодик, А.Г. Миронов, Л.П. Рихванов // Материалы III международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». – Томск, Изд-во СГТУ, 2009. – С. 180–184.
61. Жуйкова Т.В. Химическое загрязнение среды: механизмы, ограничивающие вовлечение химических элементов в биогенные циклы / Т.В. Жуйкова // Проблемы геохимии эндогенных процессов и окружающей среды: материалы Всероссийской научной конференции (с участием иностранных ученых), Иркутск, 24–30 сентября 2007 г. – Иркутск: Изд-во Ин-та географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2007. – С. 196–204.
62. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / Ф.В. Сухоруков, А.Г. Дегерменжи, В.М. Белолипецкий и др. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. – 286 с.
63. Закс Л. Статистическое оценивание: пер. с нем. / Л. Закс; под ред. Ю.П. Адлера. – М.: Статистика, 1976. – 598 с.
64. Замятнина Ю.Л. Изучение динамики поступления радионуклидов в окружающую среду на основе f -радиографии анализа годичных колец деревьев / Т.А. Архангельская // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: ма-

- териалы III Международной конференции, Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск: Изд-во ТПУ, 2009. – С. 400–406.
65. Замятина Ю.Л. Изучение урана и трансураниевых элементов в древесных растениях (краткий обзор существующих работ) / Ю.Л. Замятина // Проблемы геологии и освоения недр: сборник научных трудов XI Международного симпозиума имени академика М.А. Усова студентов и молодых ученых, Томск, 9–13 апреля 2007 г. – Томск: Изд-во ТПУ, 2007. – С. 575–577.
66. Замятина Ю.Л. Осколочная радиография для изучения делящихся радионуклидов в объектах окружающей среды / Ю.Л. Замятина, Л.П. Рихванов // Геохимия и рудообразование радиоактивных, благородных и редких металлов в эндогенных и экзогенных процессах: материалы всероссийской конференции (с иностранным участием), Улан-Удэ, 16–18 апреля 2007 г. – Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2007. – С. 131–134.
67. Замятина Ю.Л. Особенности *f*-радиографического анализа годичных колец деревьев / Т.А. Архангельская // Естественные и технические науки. – 2010. – № 6. – С. 382–383.
68. Замятина Ю.Л. Оценка радиационного воздействия подземного ядерного взрыва «Метеорит-3» (Красноярский край) на окружающую среду / Ю.Л. Замятина // Современная техника и технологии: труды XII международной научно-практической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых, Томск, 26–30 марта, 2000 г. – Томск: Изд-во ТПУ, 2007. – С. 50–52.
69. Замятина Ю.Л. Изучение истории поступления радионуклидов в окружающую среду на основе *f*-радиографического анализа годичных колец деревьев: автореф. дис. . . . канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2008. – 26 с.
70. Особенности накопления радионуклидов в древесине на территории проведения подземных ядерных взрывов по результатам *f*-радиографии / Ю.Л. Замятина, Т.А. Архангельская, Л.П. Рихванов, А.А. Капустина // Радиозология XXI века: материалы Международной научно-практической конференции, Красноярск, 14–16 мая 2012. – Красноярск: Сибирский федеральный университет, 2012. – С. 267–272.
71. Замятина Ю.Л. Образец для *f*-радиографического анализа древесины / Ю.Л. Замятина, Л.П. Рихванов // Патент № 80570 на полезную модель с приоритетом от 20.08.08, № 80570.
72. Земскова С.Г. Автоматическая обработка данных в ядерной фотоэмульсии в современных экспериментах / С.Г. Земскова, С.Г. Дмитриевский // Proceedings of the International Baikal Summer School on Physics of Elementary Particles and Astrophysics; 6–14 July 2010 Big Cats, Lake Baikal, Irkutsk region, Russia; Editors A.N. Vall and D.V. Naumov (<http://www.slac.stanford.edu/econf/C1007061/pdf/013.pdf>).
73. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов / В.В. Иванов. – М.: экология, 1997. – 607 с.
74. Иванов Е.А. Радиоактивное загрязнение окружающей среды ^{241}Am вследствие аварии на Чернобыльской АЭС / Е.А. Иванов, Т.В. Рамзина, Л.П. Хамьянов, В.Н. Васильченко // Атомная энергия. – 1994. – Т. 77. – Вып. 2. – С. 140–145.
75. Израэль Ю.А. Мирные ядерные взрывы и окружающая среда / Ю.А. Израэль. – Л.: Гидрометеиздат, 1974. – 136 с.
76. Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение горных пород и фракционирование радиоактивных нуклидов при камуфлетных подземных ядерных взрывах / Ю.А. Израэль, Е.Д. Стукин, Н.А. Цыбиков // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: ма-

- териалы международной конференции, Москва, 5–6 декабря 2005 г. – Москва, 2005. – С. 185–200.
77. Израэль Ю.А. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Ю.А. Израэль. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 112 с.
 78. Ильин В.Б. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области / В.Б. Ильин, А.И. Сысо. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. – 229 с.
 79. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКДАР ООН 2000 года Генеральной Ассамблее с научными приложениями. Том 1: Источники: перевод с английского / под ред. ак. РАМН Л.А. Ильина и проф. С.П. Ярмоненко. – Москва, РАДЭКОН, 2002.
 80. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
 81. Каждан А.Б. Математические методы в геологии / А.Б. Каждан, О.И. Гуськов. – М.: Недра. 1990. – 251 с.
 82. Карякин Н.И. Краткий справочник по физике / Н.И. Карякин, К.Н. Быстров, П.С. Киреев. – Москва, 1964. – 574 с.
 83. Ковалев С.И. Техногенные радионуклиды в объектах окружающей среды Енисея / С.И. Ковалев, Ф.В. Сухоруков, М.С. Мельгунов // Экология пойм сибирских рек и Арктики: труды II совещания, Томск 22–26 ноября 2000 г. – Томск: STT, 2000. – С. 154–159.
 84. Ковалевский А.Л. Биогеохимические поиски рудных месторождений / А.Л. Ковалевский. – М.: Недра, 1974. – 143 с.
 85. Ковалевский А.Л. Биогеохимические поиски урановых месторождений / А.Л. Ковалевский // Атомная энергия, 1972. – Т. 33. – № 1. – С. 557–562.
 86. Ковалевский А.Л. Биогеохимия растений / А.Л. Ковалевский. – Новосибирск: Наука, 1991. – 294 с.
 87. Ковалевский А.Л. Естественные радиоактивные элементы в растениях Сибири / А.Л. Ковалевский. – Улан-Удэ: Бурятское книжное изд-во, 1966. – 96 с.
 88. Ковалевский А.Л. Биогеохимия урановых месторождений и методические основы их поисков [монография] / А.Л. Ковалевский, О.М. Ковалевская; науч. ред. д-р геол.-минерал. наук А.М. Плюснин; Рос. акад. наук, Сиб. отд-ние, Геол. ин-т. – Новосибирск: Гео, 2010. – 362 с.
 89. Ковальский В.В. Геохимическая экология / В.В. Ковальский. – М.: Наука, 1974. – 297 с.
 90. Ковалюх Н.Н. Дендрохроноиндикация выбросов радиоуглерода Сибирским химическим комбинатом города Северска / Н.Н. Ковалюх, В.Д. Несветайло, М.Г. Бузынский // После холодной войны: разоружение, конверсия и безопасность: материалы II Международной конференции, Красноярск, 12–14 сентября 1994 г. – Красноярск, 1995. – С. 156–162.
 91. Козорезов Е.В. Модель распространения радионуклидов в центральной зоне камуфлетного подземного ядерного взрыва / Е.В. Козорезов, Н.А. Цыбиков // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: материалы международной конференции, Москва, 5–6 декабря 2005 г. – Москва, 2005. – С. 200–208.
 92. Козубов Г.М. Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений / Г.М. Козубов, А.И. Таскаев. – СПб.: Наука, 1994. – 255 с.
 93. Козубов Г.М. Радиобиологические исследования хвойных в районе Чернобыльской катастрофы (1986–2001 гг.) / Г.М. Козубов, А.И. Таскаев. – М.: ИПЦ «Дизайн. Ин-

- формация. Картография», 2002. – 272 с.
94. Патент № 1804631 от 9 октября 1992 г. / Г.М. Козубов, А.И. Таскаев, В.А. Козлов, А.И. Патов / Способ биологической дозиметрии.
 95. Коминек И. Главные типы урановых месторождений Чешского массива в ЧССР / И. Коминек // Материалы по геологии урановых месторождений зарубежных стран. Выпуск 34: Переводы докладов специального симпозиума «Металлогения и месторождения урана», Москва, 1984. – Москва, 1985. – С. 126–131.
 96. Коробков В.И. Метод макроавторадиографии. – М.: Высшая школа, 1967. – 242 с.
 97. Крамер П.Д. Физиология древесных растений / П.Д. Крамер, Т.Т. Козловский. – М.: Лесная промышленность, 1983. – 464 с.
 98. Красников В.И. Методы поисков урановых месторождений / В.И. Красников, А.Г. Граммаков, А.И. Никонов: под ред. Д.Я. Суражского. – М.: Недра, 1969. – 392 с.
 99. Кривохатский А.С. Радиационная безопасность при технических ядерных взрывах / А.С. Кривохатский, В.И. Кацапов. – М.: Атомиздат, 1971. – 48 с.
 100. Куриленко В.В. Месторождения полезных ископаемых как источник радиоактивного загрязнения / В.В. Куриленко, И.М. Хайкович // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: сборник докладов II Международной конференции, Томск, 18–22 октября 2004 г. – Томск, 2004. – С. 307–311.
 101. Лаверов Н.П. Зарубежные месторождения урана / Н.П. Лаверов, А.О. Смилкстын, М.В. Шумилин. – М.: Недра, 1983. – 320 с.
 102. Мажаров В.Ф. Радиационная обстановка в Красноярском крае и уровни канцерогенных рисков для населения / В.Ф. Мажаров, Л.Г. Климацкая, С.В. Куркатов // Бюллетень СО 2006. – № 3 (121). – С. 64–67.
 103. Маликов Ю.И. Подготовка препаратов для анализа на микрозонде: методические рекомендации / сост.: Ю.И. Маликов. – Новосибирск: Издательство ИГиГ СО АН СССР, 1983. – 36 с.
 104. Маренный А.М. Диэлектрические трековые детекторы в радиационно-физическом и радиобиологическом эксперименте / А.М. Маренный. – М.: Энергоатомиздат, 1987. – 184 с.
 105. Аккумуляция радионуклидов древесными растениями в зоне Чернобыльских эмиссий / Б.С. Мартинович, Б.И. Якушев, В.К. Власов, Ю.А. Сапожников, М.М. Сак, Р.М. Галушко // Лесоведение. – 2001. – № 3. – С. 3–10.
 106. Материалы по геологии урановых месторождений зарубежных стран. Вып. 34: Переводы докладов специального симпозиума «Металлогения и месторождения урана», Москва, 1984. – Москва, 1985. – 205 с.
 107. Радиационное воздействие подземного ядерного взрыва шифр «Рифт-3» на территорию и население Осинского района Иркутской области / В.И. Медведев, Л.Г. Коршунов, В.В. Коваленко, Н.И. Маторова и др. // Сибирский экологический журнал. – 2005. – № 5. – С. 1073–1078.
 108. Межибор А.М. Экогеохимия элементов – примесей в верховых торфах Томской области: автореф. дис. на соискание ученой степени канд. геол.-минерал. наук. – ТОМСК, 2009.
 109. Медико-социальные последствия ядерных испытаний / Н.А. Мешков, В.А. Вальцева, Г.М. Аветисов и др. / М.: Воентехиздат, 2003.
 110. Содержание и химический состав минеральной фазы в ядрах ледникового покрова центральных районов Антарктиды / А.З. Миклишанский, Ю.В. Яковлев, Б.В. Савельев и др. // Геохимия, 1980. – № 2. – С. 286–293.

111. Минеральные ресурсы Красноярского края. Кадастр месторождений полезных ископаемых / под ред. С.С. Сердюк. – КНИИГиМС. – Красноярск: 2002. – 582 с.
112. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / В.А. Логачева и др. – М.: Издат, 2001. – 519 с.
113. Миронов А.Г. Авторадиографический метод в геологических исследованиях // Авторадиографический метод в научных исследованиях. – М.: Наука, 1990. – С. 108–109.
114. Экспериментальные исследования геохимии золота с помощью метода радиоактивных индикаторов / А.Г. Миронов, А.И. Альмухамедов, В.Ф. Гелетий и др. – Новосибирск, Наука, 1989. – 281 с.
115. Митяев А.В. Оценка техногенного радиационного фона и градация загрязнения с применением методов математической статистики / А.В. Митяев, М.С. Панин // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: материалы международной конференции, Москва, 5–6 декабря 2005 г. – Москва, 2005. – С. 326–331.
116. Молчанова И.В. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове / И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева. – Екатеринбург: Уро РАН, 2001. – 161 с.
117. Мосинец В.Н. Уранодобывающая промышленность и окружающая среда / В.Н. Мосинец, М.В. Грязнов. – М.: Энергоатомиздат, 1983. – 120 с.
118. Мясников А.А. Подземный ядерный взрыв «Рифт-3» / В.И. Медведев, Л.Г. Коршунов // Геохимические процессы и полезные ископаемые. – Вестник ГеоИГУ, 2000. – Вып. 2.
119. Небел Б. Наука об окружающей среде. Как устроен мир. В 2-х томах. – М.: Изд-во Мир, 1993.
120. Несветайло В.Д. Сравнительная дендрохроноиндикация уровня и динамики накопления делящихся радионуклидов в древесине годичных колец деревьев долины р. Томь, Подкаменной Тунгуски и района Чернобыльской АЭС / Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская // Эколого-биогеохимические исследования в бассейне Оби / под ред. В.В. Зуева, А.В. Куровского, С.Л. Шварцева. – Томск, 2002. – С. 311–327.
121. Ойя Г.А. Охрана здоровья, внешняя и внутренняя окружающая среда и техника безопасности / Г.А. Ойя, Л. Хеллебо // III Международный конгресс «Цветные металлы–2011». – Красноярск, 2011. – С. 168–170.
122. Орлов М.Ю. Загрязнение радионуклидами и мощность дозы на территории России и Беларуси после аварии на Чернобыльской АЭС / М.Ю. Орлов, А.Н. Силантьев, В.П. Сныков // Атомная энергия. – 1992. – Т. 3. – Вып. 3. – С. 14–18.
123. Основные черты геохимии урана / под ред. А.П. Виноградова. 2-е изд. – Томск. – STT, 2013.
124. Перельман А.И. Геохимия эпигенетических процессов / А.И. Перельман. – М.: Недра, 1968. – 331 с.
125. Пискунов Л.И. Оптимизированный радиационный мониторинг окружающей среды / Л.И. Пискунов. – Свердловск, 1985. – 59 с.
126. Позолотина В.Н. Современное состояние экосистемы Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. – Екатеринбург, 2008. – 204 с.
127. Поляков А.И. Геохимия тория в щелочных породах Кольского полуострова. – М.: Наука, 1976. – 165 с.
128. Попова В.И. Нейтронно-активационная радиография минералов / В.И. Попова. –

- Миасс: ИМин, 1995. – 188 с.
129. Пристер Б.С. Способ комплексной оценки свойств почвы для прогнозирования накопления радионуклидов растениями / Б.С. Пристер, Г. Бизольд, Ж. Девиль-Ковелин // Радиационная биология. Радиоэкология, 2003. – Т. 43. – № 6. – С. 688–696.
130. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля: перевод с английского / под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. – М.: Мир, 1999. – 512 с.
131. Радиоактивные частицы в атмосфере. – М.: Изд-во иностр. лит-ры, 1963. – 156 с.
132. Изучение пространственной неоднородности накопления техногенных радионуклидов в компонентах лесного биогеоценоза Красноярского края / С.М. Репях, М.А. Катанаева, А.Г. Ковалев, Л.Н. Руденко // Химия растительного сырья, 2001. – № 1. – С. 51–56.
133. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск: Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.
134. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие. – Томск: STT, 2009. – 430 с.
135. Рихванов Л.П. Патент на изобретение с приоритетом от 13.05.2004, №2265869 / Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская // Способ оценки радиоэкологического загрязнения окружающей среды.
136. Рихванов Л.П. Изучение уровня и динамики накопления делящихся радионуклидов в годовых кольцах деревьев / Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская, В.Д. Несветайло // Геохимия. – 2002. – № 11. – С. 1238–1245.
137. Дендрогеохимический метод оценки динамики поступления химических элементов в окружающую среду / Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская, Ю.Л. Замятина, В.Д. Несветайло // Новые методы в дендрэкологии: материалы Всероссийской научной конференции с международным участием, Иркутск, 10–13 сентября 2007 г. – Иркутск: Изд-во Ин-та географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2007. – С. 70–72.
138. Исследование изменения геохимических свойств биосферы с использованием последовательно образующихся природных образований / Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская, Ю.Л. Замятина, А.М. Межибор, Л.В. Жорняк, А.В. Иванов, В.Ю. Берчук, Ю.В. Робертус, А.В. Таловская // Проблемы геохимии эндогенных процессов и окружающей среды: материалы Всероссийской научной конференции (с участием иностранных ученых), Иркутск, 24–30 сентября 2007 г. – Иркутск, 2007. – С. 223–227.
139. Рихванов Л.П. История формирования радиоактивного загрязнения окружающей среды в районе проведения подземных ядерных взрывов (на примере Красноярского края) / Л.П. Рихванов, Ю.Л. Замятина, В.В. Коваленко // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2007. – № 2 (4). – С. 25–33.
140. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии / Л.П. Рихванов. – Томск: Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.
141. Рихванов Л.П. Использование геохимических методов для изучения проявленности объектов ядерного комплекса / Л.П. Рихванов // Проблемы поисковой и экологической геохимии Сибири: тезисы докл. – Томск, 2003. – С. 197–199.
142. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии. – Томск: Изд-во STT, 2009. – 429 с.
143. Радиоактивные элементы в окружающей среде / Л.П. Рихванов, С.И. Арбузов, Н.В. Барановская, А.В. Волостнов, Т.А. Архангельская, А.М. Межибор, В.В. Бер-

- чук, Л.В. Жорняк, Ю.Л. Замятина, А.Ю. Иванов, А.В. Таловская, С.С. Шатилова, Е.Г. Язиков // Известия Томского политехнического университета. – 2007. – Т. 311. – № 1. – С. 128–136.
144. Рихванов Л.П. Радиографические исследования в радиоэкологическом мониторинге / Л.П. Рихванов, Ю.Л. Замятина, Т.А. Архангельская // Известия Томского политехнического университета. – 2007. – Т. 311. – № 1. – С. 123–127.
145. Рихванов Л.П. Радиографический способ исследования материалов / Л.П. Рихванов, М.Д. Некрасов // А.С. №423383 от 11.01.1972.
146. Реконструкция радиационной обстановки на территории Томской области по стратифицированным природным образованиям / Ю.Л. Замятина, А.М. Межибор, Т.А. Архангельская, А.Ю. Иванов // Известия ТПУ. – 2011. – Т. 319. – № 1. – С. 199–203.
147. Ретроспективная оценка поступлений радиоактивных веществ в природную среду / Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская, А.М. Беляева, Л.В. Жорняк, Ю.Л. Фетисова, А.Ю. Шатилов // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: материалы Международной конференции, Москва, 5–6 декабря 2005 г. – 2005. – С. 325–332.
148. Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований. – Новосибирск: Изд-во СОРАН, филиал «Гео», 2002. – 536 с.
149. Аномальные повышения радиационного фона на территории Алтайского края / Ю.В. Робертус, В.И. Фатин, О.Б. Рылов, С.Л. Шамов // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края: материалы науч. исслед. – Барнаул, 1993. – Т. 1. – кн. 1. – С. 112–116.
150. Робертус Ю.В. Дендрогеохимическая индикация трансграничных переносов экотоксикантов на территорию Алтая / Л.П. Рихванов, Р.В. Любимов // Известия Томского политехнического университета. – 2010. – Т. 317. – № 1. – С. 173–177.
151. Роджерс Э. Авторадиография. – М.: Атомиздат, 1977. – 1972. – 304 с.
152. Руденко Л.Н. Распределение техногенных радионуклидов в лесной экосистеме Красноярского края / Л.Н. Руденко, А.Г. Ковалев, С.М. Репях // Экология пойм сибирских рек и Арктики: Труды II совещания, Томск, 24–26 ноября 2000 г. – Томск: STT, 2000. – С. 339–345.
153. Руденко Л.Н. Накопление и распределение радионуклидов в лесных экосистемах Красноярского края: автореф. дис. на соискание ученой степени канд. техн. наук / Л.Н. Руденко. – Красноярск, 2003. – 20 с.
154. Салтыков Л.Д. Радиационная безопасность при разведке и добыче урановых руд / Л.Д. Салтыков, И.Л. Шалаев, Ю.А. Лебедев. – М.: Атомиздат, 1977. – 208 с.
155. Самсонов Б.Г. Миграция вещества и решение гидрогеологических задач / Б.Г. Самсонов, Л.М. Самсонова. – М.: Недра, 1987. – 116 с.
156. Сапожников Ю.А. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика / Ю.А. Сапожников, Р.А. Алиев, С.Н. Калмыков. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2006. – 286 с.
157. Сарнаев С.И. Опыт по созданию эталона для определения урана методом *f*-радиографии / С.И. Сарнаев, Л.П. Рихванов // Радиографические исследования в радиогеохимии и смежных областях. – Новосибирск, 1991. – С. 75–77.
158. Собакин П.И. Миграция радионуклидов в почвенно-растительном покрове на территории подземного ядерного взрыва в республике Саха (Якутия) / П.И. Собакин, А.П. Чевычелов, И.В. Молчанова // Дефектоскопия. – 2004. – № 9. – С. 85–91.
159. Состояние и комплексный мониторинг природной среды и климата. Пределы измерений: монография / под ред. Ю.А. Израэля. – М.: Наука, 2001. – 242 с.

160. Старков В.Д. Радиационная экология / В.Д. Старков, В.И. Мигунов. – Тюмень: ФГУ ИПП «Тюмень», 2003. – 304 с.
161. Страховенко В.Д. Геохимия донных отложений континентальных озер Сибири: автореф. дис. на соискание ученой степени д-ра геол.-минер. наук. – Новосибирск, 2011. – 33 с.
162. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / Ф.В. Сухоруков, А.Г. Дегерменжи, В.М. Белолипецкий и др. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. – 286 с.
163. Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы / Ф.А. Тихомиров. – М.: Атомиздат, 1972. – 228 с.
164. Таусон Л.В. Геохимия редких элементов в гранитоидах. – М.: Изд-во АН СССР, 1961. – 230 с.
165. Трансурановые элементы в окружающей среде: пер. с англ. языка / под ред. Т.Э. Хэнсона. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 344 с.
166. Трапезников А.В. Итоги многолетних радиоэкологических исследований р. Теча // Вопросы радиационной безопасности. – 2007, № 3. – С. 26–49.
167. Тюфяков Н.Д. Основы нейтронной радиографии / Н.Д. Тюфяков, А.С. Штань. – М.: Атомиздат, 1975. – 256 с.
168. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биоценозы / под ред. Р.М. Алексахина. – М.: Наука, 1990. – 366 с.
169. Тюфяков Н.Д. Радиография. Фотографический метод исследования радиоактивных объектов и его применение в физике, химии, геологии, биологии и металлургии / Н.Д. Тюфяков, А.С. Штань. – М.: Изд-во иностранной литературы, 1952. – 440 с.
170. Особенности радиационной обстановки на Урале / В.И. Уткин, М.Я. Чеботина, А.В. Евстигнеев и др. // Екатеринбург: УрО РАН, 2004. – 150 с.
171. Радиационно-генетические последствия облучения популяции сосны обыкновенной в зоне аварии на ЧАЭС / И.С. Федотов, В.А. Кальченко, Е.В. Игонина, А.В. Рубанович // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46. – № 3. – С. 268–278.
172. Фесенко С.В. Анализ факторов, определяющих накопление ^{137}Cs древесными растениями / С.В. Фесенко, Н.В. Сухова, Н.И. Санжарова, С.И. Спиридонов и др. // Экология, 2003. – № 5. – С. 347–351.
173. Распределение ^{137}Cs в древесном ярусе лесных экосистем в зоне аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко, Н.В. Сухова, С.И. Спиридонов, Н.И. Санжарова и др. // Экология. – 2003. – № 2. – С. 115–120.
174. Фетисова Ю.Л. Возможности радиографического метода для оценки радиационной обстановки на различных территориях / Ю.Л. Фетисова // Школа экологической геологии и рационального недропользования (Экогеология – 2006): материалы Седьмой межвузовской молодежной научной конференции, Санкт-Петербург, 29 мая – 2 июня 2006 г. – Санкт-Петербург, 2006. – С. 287–288.
175. Фетисова Ю.Л. Изучение динамики поступления делящихся радионуклидов в хвойные деревья Чехии по результатам радиографических исследований / Ю.Л. Фетисова // Фундаментальные проблемы новых технологий в 3-м тысячелетии: материалы III Всероссийской конференции молодых ученых, Томск, 3–6 марта 2006 г. – Томск: Институт оптики атмосферы СО РАН, 2006. – С. 508–512.
176. Фетисова Ю.Л. Изучение радиоактивного загрязнения окружающей среды по годич-

- ным кольцам деревьев радиографическим методом / Ю.Л. Фетисова, А.А. Хекало // Наука и инновации XXI века: материалы VI Открытой окружной конференции молодых ученых, Сургут, 24–25 ноября 2005 г. – Сургут: Изд-во СурГУ, 2006. – С. 214–216.
177. Фетисова Ю.Л. Определение делящихся элементов в годичных кольцах деревьев методом осколочной радиографии / Ю.Л. Фетисова, В.В. Коваленко, Л.П. Рихванов // Успехи современного естествознания. – 2005. – № 2. – С. 68–69.
178. Фетисова Ю.Л. Определение уровня накопления урана и трансурановых элементов в объектах окружающей среды / Ю.Л. Фетисова, А.А. Хекало // III тысячелетие – новый мир: труды Международного форума по проблемам науки, техники и образования, Москва, 5–9 декабря 2005 г. – М.: Академия наук о Земле, 2005. – С. 67–68.
179. Фетисова Ю.Л. Отражение Чернобыльской аварии в уровне накопления делящихся радионуклидов в хвойных деревьях Чехии / Ю.Л. Фетисова, Л.П. Рихванов, В.В. Коваленко // Чернобыль 20 лет спустя. Стратегия восстановления и устойчивого развития пострадавших регионов: материалы международной конференции, Гомель, 19–21 апреля 2006 г. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. – С. 217–218.
180. Фетисова Ю.Л. Оценка выпадения урана и трансурановых радионуклидов на территории Центральной Европы с использованием метода f -радиографии / Ю.Л. Фетисова // Современные техника и технологии: труды XII международной научно-практической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых. – Томск: Изд-во ТПУ, 2006. – С. 115–118.
181. Применение метода осколочной радиографии для реконструкции радиационной обстановки на территории Красноярского края / Ю.Л. Фетисова, Т.А. Архангельская, В.В. Коваленко, Л.П. Рихванов // Вестник КрасГУ. Естественные науки. – Красноярск: Изд-во КГУ, 2005. – С. 182–187.
182. Фетисова Ю.Л. Ретроспективный анализ поступления делящихся радионуклидов в древесные растения / Ю.Л. Фетисова // Проблемы геологии и освоения недр: труды X Международного симпозиума имени академика М.А. Усова студентов и молодых ученых, Томск, 3–7 апреля 2006 г. – Томск: Изд-во ТПУ, 2006. – С. 81–83.
183. Флейшер Р.Л. Треки заряженных частиц в твердых телах: Принципы и приложения. В 3-х ч.: пер. с англ. / Р.Л. Флейшер, П.Б. Прайс, Р.М. Уокер; под ред. Ю.А. Шуклюкова. – М.: Энергоиздат, 1981. – 152 с.
184. Флеров Г.Н. Радиография минералов, горных пород и руд / Г.Н. Флеров, И.Г. Берзина. – М.: Атомиздат, 1979. – 223 с.
185. Фотографический метод исследования радиоактивных объектов и его применение в физике, химии, геологии, биологии и металлургии. – М.: Атомиздат, 1968. – 133 с.
186. Целиков Д. В России создана полностью автоматизированная установка обработки данных трековых детекторов. – (<http://compulenta.computerra.ru/archive/physics/497921/>). – свободный.
187. Часников И.Я. Эхо ядерных взрывов / Часников И.Я. – Алматы, 1996. – 98 с.
188. Часников И.Я. Эхо ядерных взрывов / монография. – изд.: 2-е доп. – Алматы: Изд. ТОО «Принт», 1998. – 174 с.
189. Часников И.Я. Изучение накопления и распределения радиоактивных источников и радиационных нарушений в природных объектах и определение года их радиационного заражения / И.Я. Часников, А.И. Поляков, А.Ш. Гайтимов // Радиоэкологическая обстановка на территории Республики Казахстан. – Алматы, 1997. – С. 61–91.
190. Черепнин В.К. Геохимия и типы месторождений урана / В.К. Черепнин. – Томск:

- Изд-во ТПУ, 1966. – 313 с.
191. Черненкова Т.В. Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение / Т.В. Черненкова. – М.: Наука, 2002. – 191 с.
 192. Чесноков Н.И. Уранодобывающая промышленность капиталистических стран. Современный этап развития / Н.И. Чесноков, Е.А. Котенко, М.В. Грязнов. – М.: Атомиздат, 1979. – 144 с.
 193. Чомчоев А.И. Радиационные проблемы на территории республики Саха (Якутия) / А.И. Чомчоев // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы Международной конференции, Томск 22–24 мая 1996 г. – Томск: Изд-во ТПУ, 1996. – С. 277–280.
 194. Методы дендрохронологии. Часть I. Основы дендрохронологии. Сбор и получение древесно-кольцевой информации: учебно-методическое пособие / С.Г. Шиятов, Е.А. Ваганов, А.В. Кирдянов, В.Б. Круглов и др. – Красноярск: КрасГУ, 2000. – 80 с.
 195. Шуколюков Ю.А. Деление ядер урана в природе / Ю.А. Шуколюков. – М.: Атомиздат, 1970. – 272 с.
 196. 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.
 197. Щеглов А.И. Роль лесных экосистем при радиоактивном загрязнении / А.И. Щеглов, Цветнова О.Б. // Природа. – 2001. – № 4. – С. 3–23.
 198. Щеглов А.И. Основные закономерности сезонной и многолетней динамик накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесин / А.И. Щеглов, Цветнова О.Б. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44. – № 1. – С. 113–117.
 199. Ядерная энциклопедия / под ред. А.А. Ярошинской. – М.: Благотворит. фонд Ярошинской, 1996. – 656 с.
 200. Яковлева В.Д. Радиоэкологическое исследование окрестностей подземного ядерного взрыва «Кристалл» в Якутии / В.Д. Яковлева, В.Е. Степанов // Аппаратура и новости радиационных измерений. – 2003. – № 3. – С. 30–34.
 201. Aoki T. Distribution and behavior of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the tree rings of two Japanese cedar samples / Aoki T. N., Okada Y. Katayama and T. Nagatomo // In Proc. Int. Workshop on Asian and Pacific Dendrochronology: Tree Rings from the Past to the Future, Ibaraki, Japan. 4–9 Mar. 1995. – Forest and Forest Products Res. Inst., Ibaraki, Japan, 1995. – P. 216–221.
 202. Abreu S.N. Tree Rings, *Populus nigra* L., as Mercury Data Logger in Aquatic Environments: Case Study of an Historically Contaminated Environment / A.M.V.M. Soares, A.J.A. Nogueira, F. Morgado // Bull Environ Contam Toxicol (2008). – Vol. 80. – P. 294–299.
 203. Beninger L.K. Fallout plutonium and natural radionuclides in ix, U.S. Virgin Islands / Beninger L.K., Dodge R.E. // Geochim. et cosmohim. acta. – 1986. – 50. – № 12. – P. 2785–2797.
 204. Baes CF, McLaughlin SB. Trace elements in tree rings: evidence of recent and historical air pollution. *Science* 1984; 224:494–497.
 205. Bohm P. The use of tree bark for environmental pollution monitoring in the Czech Republic / Bohm P., Wolterbeek H., Verburg T., Musilek L. // Environmental Pollution, 102 (1998). – P. 243–250.
 206. Bondietti E.A, Baes CF, McLaughlin SB. Radial trends in cation ratios in tree rings as indicators of the impact of atmospheric deposition on forests. *Can J For Res* 1989; 19:586–594.

207. Bradley J. Nuclear contamination from weapons complexes in the Former Soviet Union and the United States / J. Bradley, W. Clyde, F. Mikerin // *Physical Today*, 1996. – P. 40–45.
208. Carlquist S. *Comparative Wood Anatomy*. – New York: Springer Verlag, 1988.
209. Carrigan C.R. Trace gas emissions on geological faults as indicators of underground nuclear testing / C.R. Carrigan, R.A. Heinle, G.B. Hudson // *Nature*. – 1996. – 382. – P. 528–531
210. Dahlkamp F.J. *Uranium Ore Deposits* / Franz J. Dahlkamp. – Springer-Verlag, Berlin, 1993. – P. 218–232.
211. Drouet T. Long-term records of Strontium isotopic composition in tree rings suggest changes in calcium forest sources in the early 20th century / T. Drouet J. Herbauts, D. Demaiffe // *Global Change Biology*. – 2005. – 11. – P. 1926–1940.
212. Duffa C. ^{238}Pu and $^{239+240}\text{Pu}$ inventory and distribution through the lower Rhone valley terrestrial environment (Southern France) / C. Duffa, C. Renaud // *Science of the Total Environment*. – 2005, 348. – P. 164–172.
213. Duffa C. Evidence of long-lived I and Pu isotopes enrichment in vegetation samples around the Marcoule Nuclear Reprocessing Plant (France) / C. Duffa, C. Frechou // *Applied Geochemistry*. – 2003. – 18. – P. 1867–1873.
214. Edmands J.D. Uptake and mobility of uranium in black oaks: implications for biomonitoring depleted uranium-contaminated groundwater / J.D. Edmands, D.J. Brabander, D.S. Coleman // *Chemosphere*. – 2001. – 44. – P. 789–795.
215. Epstein S. Environmental information in the isotopic record in trees / Philos Epstein S. and R.V. Krishnamurthy // *Trans. R. Soc. Lond. Ser. A* 330, 1990. – P. 427–439.
216. Garres J.P. Plutonium in Tree Rings from France and Japan / J.P. Garres et al. // *Appl. Radiat. – Isot.*, 1995. – Vol. 46. – № 11. – P. 1271–1278.
217. Genty D. Bomb ^{14}C distribution over continents / Genty D., Vokal B., Obelic B., Massault M. // *Earth Planet. Sci. Lett.* 160, 795–809.
218. Cheng Z-Q. Arsenic in Tree Rings at a Highly Contaminated Site / Cheng Z-Q, B.M. Brendan, B. Katz, W. Wright, R. Bailey, K.T. Smith, J-B Li, A. Curtis, A. van Geen // *Science of the Total Environment*, 376 (2007): 324–34.
219. Ferretti M. Mineral nutrients and trace metals in tree rings of *Pinus* sp. / Ferretti M., Udisti R., and Barbolani E. // *J. Anal. Chem.* 347 (1993): 467–470.
220. Fritts H. C. Past Climate Reconstructed from Tree Rings / Harold C. Fritts, G. Robert Lofgren, Geoffrey A. Gordon // *The Journal of Interdisciplinary History*, Vol. 10, № 4, History and Climate: Interdisciplinary Explorations (Spring, 1980), P. 773–793.
221. Goodman C. Autoradiography of minerals / Goodman C., Tompson C. // *Amer. Miner.*, 1943, 28.
222. Goor F. Processes, dynamics and modeling of radiocaesium cycling in a chronosequence of Chernobyl-contaminated Scots pine (*Pinus Sylvestris* L.) plantations / F. Goor, Y. Thiry // *Science of the Total Environment*, 2004, 325. – P. 163–180.
223. Grachev A. M. Methodology for Development of a 600-Year Tree-Ring Multi-Element Record for Larch from the Taymir Peninsula, Russia / Grachev A. M., Vaganov E. A., Leavitt S. W., Panyushkina I. P., Chebykin E. P., Shishov V. V., Zhuchenko N. A., Knorre A. A., Hughes M. K. Naurzbaev M. M. // *Journal of Siberian Federal University. Biology* 1 (2013 6) 61–72.
224. Guyette R.P. Barium and manganese trends in tree-rings as monitors of sulphur deposition / Guyette R.P. and Cutter B.E. // *Water, Air Soil Poll.*, 1994, 73. – P. 213–223.

225. Haas G. Radioecological investigations on tree rings of spruce / G. Haas, A. Muller // *The Science of the Total Environment* 173 (1995), P. 393–397.
226. Hall G.S. Rettberg, Multielemental analysis of tree rings by inductively coupled plasma mass spectrometry / Hall G.S., D.K. Yamaguchi, T.M. // *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry Letters* 146 (1990) 255–265.
227. Hardy E.P. Global inventory and distribution of fallout plutonium / E.P. Hardy, P.W. Krey, H.L. Volchok // *Nature*, 1973, 241. – P. 444–445.
228. Hagemeyer J. Monitoring trace metal pollution with tree rings: a critical assessment. In: Markert B, ed. *Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment.*– Weinheim: VCH, 1993. – P. 541–563.
229. Hagemeyer J. Trace metals in tree rings: what do they tell us? / J. Hagemeyer // *Trace elements – their distribution and effects in the environment* – Elsevier Science, 2000. – P. 375–385.
230. Harju L. Analysis of trace elements in trunk wood by thick-target PIXE using dry ashing for preconcentration. *Fresenius* / Harju L., Lill, J.-O., Saarela, K.-E., Heselius, S.-J., Hernberg, F.J., Lindroos, A. // *Journal of Analytical Chemistry* 358 (1997), 523–528.
231. Hauschild J. Iodine-129 and natural iodine in tree rings in the vicinity of a small nuclear fuels reprocessing plant / Hauschild J.; Aumann, D.C. // *Naturwissenschaften*. 1985, 72, 270–271.
232. Havas P. The effect of air pollution on the radial growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) / Havas P. & Huttunen, S. // *Biol. Conserv.*, (1972) 4, 361.368.
233. Hulka J. Radiacni situace v Ceske republice, prehled hlavnich vysledku mereni a opatreni / J. Hulka, I.Malatova.– Praha, 2007, www.suro.cz.
234. Lepp N.W. The potential of tree-ring analysis for monitoring heavy metal pollution patterns. *Environ Pollut* 1975; 9:49–61.
235. Kardell L. Lead and cadmium in oak tree rings (*Quercus robur* L.) / Kardell, L. and Larsson, J. // *Ambio*. 7, (1978) 117–121.
236. Katayama Y. Behavior of radioactive nuclides on the radial distribution of the annual ring of sugi / Katayama Y., N. Okada, Y. Ishimaru, T. Nobuchi, and A. Aoki. // *Radioisotopes*, 1986, 35. – P. 636–638.
237. Kennedy G. Tree rings as monitors of heavy metal air pollution histories / Kennedy G, Bergeron S. // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 151(2): (1991) 337–343.
238. Kersting A.B. Migration of plutonium in groundwater at the Nevada Test Site / A.B. Kersting, D.W. Efurud, D.L. Finnegan // *Nature*, 1999, 397. – P. 56–59.
239. Kirchner Peter u.a. Variability of trace metal concentrations in Jeffrey pine (*Pinus jeffreyi*) tree rings from the Tahoe Basin, California, USA/ Kirchner P., Biondi F., Edwards R., McConnell J.R. // *J. For. Res.* 13: 347–356.
240. Kohno M. Distribution of Environment Cesium-137 in Tree Rings / M. Kohno, Y. Koizumi, K. Okumura // *J. Environmental Radioactivity*, 1988, 8. – P. 15–19.
241. Kudo A.T. Effectiveness of tree rings for recording Pu history at Nagasaki, Japan / Kudo A., T. Suzuki, D.C. Santry, Y. Mahara, S. Miyahara and J.P. // *J. Environ. Radioact.*, 1993, 21. – P. 55–63.
242. Lepp N.W., The potencial on tree-ring analysis for monitoring heavy metal pollution patterns. – *Environ Pollut* 1975. – 9. – P. 49–61.
243. Lukaszewski Z, Siwecki R, Opydo J et al. The effect of industrial pollution on copper, lead, zinc and cadmium concentrations in xylem rings of resistant (*Populus marilandica*)

- and sensitive (*P. balsamifera*) species of poplar. *Trees* 1993. – 7. – P. 169–174.
244. Momoshima N. The radial distribution of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in trees / Momoshima N., and E.A. Bondietti. // *J. Environ. Radioact.*, 1994, 22. – P. 93–109.
245. Okada N. Trace elements in the stems of trees VI. Comparisons of radial distributions among hardwood stems / Okada N., Y. Katayama, T. Nobuchi, Y. Ishimaru and A. Aoki // *Mokuzai Gakkaishi*, 1993, 39. – P. 1119–1127.
246. Oliveira H. Determination of trace elements in tree rings of *Pinus* by neutron activation analysis / H. Oliveira, E.A.N. Fernandes, E. Ferraz // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 217 (1997).
247. Penninckx V. Ring width and element concentrations in beech (*Fagus sylvatica* L.) from a periurban forest in central Belgium / Penninckx V., Meerts P., Herbauts J. and Gruber W. // *Forest Ecology and Management*, 1999, 113. – P. 23–33.
248. Peterson I. Air Pollution and Tree Rings // *Science News*, Vol. 125, No. 18 (May 5, 1984), P. 279
249. Pluskal O. Historie a současnost československého uranu, *Český deník* / O. Pluskal. – Praha, 1992. – P. 14.
250. Rikhvanov L.P. Investigations into Dynamics and Levels of Fissile Radionuclide Accumulation in the Annual Tree Rings / Rikhvanov L.P., Arkhangelskaya T.A., Lukyanova E.V., Nesvetaylo V.D. // *The Problems of Biogeochemistry and Geochemical Ecology*, 2007. – № 1 (3). – P. 1–12 (38766674).
251. Rikhvanov L.P. Using of geochemical methods for the detection of environmentally unfavourable zones / Rikhvanov L.P., Yazikov E.G., Baranovskaya N.V., Belyaeva A.M., Arkhangelskaya T.A., Shatilov A.Yu., Berchuk V.V., Talovskaya A.V., Iankovitch E.P. // *Metals in the Environment: proceedings of the 3rd international Conference – Vilnius, 26–29 April 2006. – Vilnius, 2007. – P. 32–36 (59614963).*
252. Robitaille G. Heavy-metal accumulation in the annual rings of balsam fir *Abies balsamea* (L.) Mill. *Environ Pollut* 1981; 2:193–202.
253. Schweingruber F.H. Tree rings and environment dendroecology / Schweingruber F.H. // *Swiss Federal Inst. for Forest, Paul Haupt Publ., Bern., 1996. – P. 609.*
254. Schweingruber F.H. *Tree rings. Basics and Applications of Dendrochronology.* Dordrecht: Reidel, 1988.
255. Stoffel M. *Tree Rings and Natural Hazards. A State-of-the-Art.* / Bollschweiler M., Butler D.R., Luckman B.H. 2010. – 505 p. (<http://www.springer.com/series/5588>)
256. Thiry Y. Uranium distribution and cycling in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growing on a revegetated U-mining heap / Y. Thiry et al. // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2005, 81. – P. 201–219.
257. Tompson A.F. On the evaluation of groundwater contamination from underground nuclear tests / A.F. Tompson, C.J. Bruton, G.A. Pawloski // *Environmental Geology*, 2002, 42. – P. 235–247.
258. Tout R.E. Neutron activation studies of trace elements in tree rings / R.E. Tout, W.B. Gilboy, N.M. Spyrou // *Journal of Radioanalytical Chemistry*, 1977, 37. – P. 705–715.
259. Ünlü K. K. Neutron Activation Analysis of Absolutely-Dated Tree Rings / Ünlü, P.I. Kuniholm, J.J. Chiment, D.K. Hauck // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2005. – Vol. 264. – № 1. – P. 21–27.
260. Vaganov E.A. The Tunguska event in 1908: evidence from tree-ring anatomy / Vaganov E.A., Hughes M.K., Silkin P.P., Nesvetailo V.D. // *Astrobiology*, 2004. – Vol. 4 (3). – P. 391–399.

261. Vacula R. 60 let tezby a vyroby uranu / R. Vacula // DIAMO, 2005. – № 9. – P. 20.
262. Wardell JF, Hart JH. Radial gradients of elements in white oak wood. *Wood Sci* 1973; 5:298–303.
263. Watmough SA, Hutchinson TC. Analysis of tree rings using inductively coupled plasma mass spectrometry to record fluctuations in a metal pollution episode. *Environ Pollut* 1996; 93:93–102.
264. Zayed, J. Variations of trace element concentrations in red spruce tree rings / Zayed, J., Loranger, S., Kennedy, G. // *Water, Air, and Soil Pollution* 65 (1992), 281–291.
265. Zprava o vysledcich cinnosti SUJB pri vykonu statniho dozoru nad jadernou bezpecnosti jadernych zarizeni a radiacni ochranou za rok 2006. Cast 2. – Praha, 2007; www.suro.cz.

СОДЕРЖАНИЕ

Введение	5
Глава 1. Дерево как биологический объект. Особенности поступления и накопления в его тканях химических элементов	13
Глава 2. Дендрогеохимия как метод оценки поступления загрязняющих компонентов в окружающую среду	26
Глава 3. Краткий обзор наиболее распространенных методов радиографических исследований природных объектов	41
3.1. Авторадиографический метод (авторадиография)	43
3.1.1. Макроавторадиографический метод	43
3.1.2. Микроавторадиографический метод (микрорадиография)	45
3.1.3. Микрорадиография от осколков спонтанного деления U-238 и трансурановых элементов в кристаллической структуре минералов	48
3.2. Радиография продуктов индуцированного деления делящихся радионуклидов (U-235, Pu, Am а.е.) и радиоактивности от искусственно полученных радиоактивных изотопов и излучений при взаимодействии нерадиоактивных элементов с нейтронами, протонами и т.д.	49
3.2.1. <i>n-f</i> -радиография (осколочная радиография)	49
3.2.2. <i>n-α</i> -радиография	50
3.2.3. Гамма- и бета-макрорадиография активированного нейтронами материала (нейтронно-активационная радиография)	50
Глава 4. Метод осколочной (<i>f</i>) радиографии и методические особенности его использования при дендрорадиографических исследованиях	56
4.1. Физическая сущность метода <i>f</i> -радиографии	56
4.2. Методические приемы <i>f</i> -радиографического исследования древесины	61
4.3. Определение уровня накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах деревьев	62
4.4. Определение пространственного распределения делящихся радионуклидов в годичных кольцах деревьев	65
4.5. Статистическая обработка результатов	68
Глава 5. Оценка радиозэкологической ситуации на территориях различной степени техногенной трансформации	78
5.1. Оценка глобальных изменений биосферы от испытаний ядерного оружия в атмосфере	78
5.2. Поступление радионуклидов в биосферу от подземных ядерных взрывов	88

5.3. Поступление радионуклидов в биосферу от предприятий ядерно-топливного цикла	95
5.4. Проявленность в годовых кольцах деревьев радиоактивных выпадений от Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) на территории Украины и Чехии	106
5.5. Особенности поступления урана в биосферу в районах отработки урановых месторождений	113
Глава 6. Перспективы дальнейшего совершенствования метода дендрорадиографии для оценки поступления радионуклидов в биосферу	121
Заключение	125
Литература	127

CONTENTS

Introduction.....	5
Chapter 1. A tree as a biological object. Peculiarities of chemical element income and accumulation in its tissues.....	13
Chapter 2. Dendrogeochemistry as an assessment method for incoming pollutants in the environment	26
Chapter 3. Brief review of the most accepted methods for radiographic investigation of natural objects.....	41
3.1. Autoradiographic method (autoradiography).....	43
3.1.1. Macroautoradiographic method	43
3.1.2. Microautoradiographic method (microautoradiography).....	45
3.1.3. Microautoradiography of fragments from spontaneous fission of U–238 and transuranium elements in the crystal structure of minerals.....	48
3.2. Radiography of stimulated fission products of fissile radionuclides (U–235, Pu, Am etc.) and radioactivity from artificial radioactive isotopes and rays by interaction of non-radioactive elements with neutrons, protons etc.....	49
3.2.1. <i>n-f</i> -radiography (fission radiography).....	49
3.2.2. <i>n-α</i> -radiography.....	50
3.2.3. Gamma- and beta-macroradiography of neutron-activated material (neutron-activated radiography).....	50
Chapter 4. Fission radiography method and its methodic peculiarities for dendroradiographic researches	56
4.1. Physics of <i>f</i> -radiography	56
4.2. Methods of <i>f</i> -radiographic analysis of wood	61
4.3. Determination of fissile radionuclides accumulation level in tree rings.....	62
4.4. Determination of fissile radionuclides spatial distribution in tree rings	65
4.5. Statistical analysis of the results	68
Chapter 5. Radioecological situation assessment on the territories of different degree of technogenic transformation.....	78
5.1. Assessment of the global changes of the biosphere caused by nuclear weapon tests in the atmosphere.....	78
5.2. Radionuclides income into the biosphere from the underground nuclear explosions.....	88
5.3. Radionuclides income into the biosphere from the nuclear fuel cycle enterprises.....	95

5.4. Occurrence of radioactive fallouts from Chernobyl Nuclear Power Plant in the tree rings on the territory of the Ukraine and Czech Republic	106
5.5. Peculiarities of uranium income into the biosphere in the regions of uranium deposit development	113
Chapter 6. Prospects for further improvement of dendroradiographic method for assessment of radionuclide income into the biosphere	121
Conclusion	125
References	127

РИХВАНОВ ЛЕОНИД ПЕТРОВИЧ
АРХАНГЕЛЬСКАЯ ТАТЬЯНА АЛЕКСАНДРОВНА
ЗАМЯТИНА ЮЛИЯ ЛЕОНИДОВНА


ДЕНДРОРАДИОГРАФИЯ
КАК МЕТОД РЕТРОСПЕКТИВНОЙ ОЦЕНКИ
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ

Монография

Издано в авторской редакции

Подписано к печати 14.07.2015. Формат 60×84/16. Бумага офсетная.
Печать цифровая. Усл. печ. л. 9,65. Уч.-изд. л. 8,73.
Заказ 924. Тираж 100 экз.

Отпечатано. ООО «Дельтаплан»
634041, г. Томск, ул. Тверская, 81
435-400, 435-600



**Л.П. Рихванов
Т.А. Архангельская
Ю.Л. Замятина**

**Дендрорадиография
как метод ретроспективной оценки
радиоэкологической ситуации**