

УДК 574+582.29/.34+574:539.16.047

НИФОНТОВА Майя Гедальевна

ЛИХЕНО- И БРИОИНДИКАЦИЯ
РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ

03.00.16 - экология



АВТОРЕФЕРАТ
диссертации в виде научного доклада
на соискание ученой степени
доктора биологических наук

Пермь - 2003

Работа выполнена в Отделе континентальной радиоэкологии
Института экологии растений и животных
Уральского отделения Российской Академии Наук

Официальные оппоненты:

академик РАН, заслуженный деятель науки РФ,
доктор биологических наук, профессор
Горчаковский Павел Леонидович
доктор биологических наук, профессор
Донник Ирина Михайловна
доктор биологических наук, профессор
Переведенцева Лидия Григорьевна

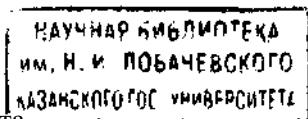
Ведущая организация - Институт биологии Коми научного
центра Уральского отделения РАН

Защита состоится ^{9.11} 20 ноября 2003 г. в 15⁰⁰ час.
на заседании Диссертационного совета Д 212.189.02
при Пермском государственном университете
по адресу: 614600 г. Пермь ГСП, ул.Букирева, 15,
зал заседаний Ученого Совета

С авторефератом диссертации в виде научного доклада
можно ознакомиться в библиотеке Пермского
государственного университета

Автореферат разослан « 10 » октября 2003 г.

Ученый секретарь
диссертационного совета
кандидат биологических наук, доцент



Новоселова

Новоселова Л.В.

Актуальность проблемы

Разработка и испытание ядерного оружия (середина XX века), интенсивное развитие атомной промышленности обусловили постепенное увеличение радиационного фона биосферы Земли. Техногенные радионуклиды, поступающие в окружающую среду в нормативно допустимых количествах, переносятся воздушными и водными потоками на значительные расстояния, образуя зоны радиоактивного загрязнения. В силу особенностей живых организмов радионуклиды могут накапливаться в них в концентрациях, превышающих их содержание в окружающей среде. Необходимость изучения взаимодействия живых организмов со средой в условиях радиоактивного загрязнения инициировала формирование нового научного направления — радиоэкологии (Тимофеев-Ресовский, 1957, 1961, 1968; Platt, 1957; Одум, 1958), одной из фундаментальных проблем которой является исследование процессов накопления, миграции и распределения радионуклидов по компонентам водных и наземных экосистем (Поликарпов, 1964; Куликов, Молчанова, 1975; Алексахин, 1976, 1982). В рамках этой проблемы предусматривается и изучение особенностей аккумуляции радиоактивных веществ отдельными организмами и их сообществами.

По радиоэкологической значимости такие крупные систематические группы, как лишайники и мхи, слабо изучены. Вместе с тем лишенобиоте и бриофлоре принадлежит существенная роль в формировании напочвенного растительного Покрова обширных территорий, занятых тундровыми, лесотундровыми и лесными природными комплексами. Высокая резистентность к экстремальным условиям среды, определенная степень толерантности и значительная продолжительность жизненного цикла способствуют широкому распространению лишайников и мхов. В то же время специфика архитектурной композиции анатомо-морфологического строения, особенности физиологической деятельности и водного режима предрасполагают эти организмы к повышенной аккумуляционной функции. Известно, что мохово-лишайниковый покров может фиксировать до 80% радиоактивных веществ, поступающих с аэральными выпадениями. Выявленный уникальный потенциал лишайников и мхов к повышенной концентрационной функции определил актуальность более детального изучения накопления этими организмами радионуклидов разного генезиса. В то же время использование лишайников и мхов в индикационных целях позволяет создать базу данных, которые необходимы для научного обоснования поведе-

ния техногенных радионуклидов в почвенно-растительном покрове и разработки системы радиоэкологического мониторинга и прогнозирования состояния окружающей среды.

Цель и задачи исследования

Целью настоящей работы являлось системное изучение роли организмов двух крупных таксономических подразделений - лишайников и мхов - в аккумуляции и депонировании техногенных радионуклидов в составе глобальных атмосферных выпадений и аварийных выбросов. Для достижения поставленных целей были определены следующие задачи:

1. Выяснить механизмы концентрирования радионуклидов лишайниками в модельных экспериментальных системах; определить влияние абиотических и биотических факторов на эти процессы. Установить роль фотобионтного и микобионтного компонентов симбиотического организма - лишайников - в накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs .

2. Оценить возможности использования лишайников и мхов для проведения длительного радиоэкологического мониторинга природной среды в зоне действия предприятий атомно-энергетического комплекса.

3. Использовать индикаторные возможности лишайников и мхов для определения уровней загрязнения территорий, подвергшихся аварийным радиоактивным выбросам и в поставарийных ситуациях.

4. Установить современные (фоновые) уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове разных типов растительных сообществ при стабилизации глобальных радиоактивных выпадений.

5. Проследить пространственную и долговременную динамику накопления и запас радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове. Мотивированно показать возможности и перспективность использования лишайников и бриоиндикации радиоактивного загрязнения среды.

Научная новизна и теоретическая значимость работы заключаются в решении проблемы - оценке роли лишайнобиоты и бриофлоры как значимых компонентов биогеоценозов, в аккумуляции и депонировании радионуклидов и возможности использования этих организмов для индикации и мониторинга радиоактивного загрязнения природных экосистем.

В результате проведенных экспериментальных исследований выяснены потенциальные возможности лишайников в накоплении радионукли-

дов; впервые определена роль в этих процессах фотобионтного и микобионтного компонентов симбиотического организма.

На основе фактического материала получен и обобщен большой массив данных о содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах на обширной территории Урала и Сибири. Впервые определены современные уровни и прослежены закономерности долговременной и пространственной динамики содержания радионуклидов глобальных выпадений в мохово-лишайниковом покрове тундровых, лесотундровых, таежных и других лесных экосистемах.

В работе оценены масштабы аккумуляции и депонирования радионуклидов в лишайниках и мхах в импактных зонах, образовавшихся в результате техногенных катастроф и деятельности предприятий ядерно-топливного цикла.

На основе исследованных параметров аргументированно показана целесообразность использования лишайнобиоты и бриофлоры в качестве индикаторов радиоактивного загрязнения среды и в целях длительного радиоэкологического мониторинга.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. В основе поглощения ^{90}Sr лишайниками лежат преимущественно процессы физико-химической сорбции; при накоплении ^{137}Cs существенное значение имеют физиолого-биохимические процессы, связанные с метаболической активностью организма. Аккумуляция радионуклидов лишайниками регулируется комплексом биотических и абиотических факторов. Оба компонента (фотобионтный и микобионтный) симбиотического организма (лишайников) участвуют в накоплении радионуклидов. Грибной компонент, составляющий основу структурной организации слоевища, накапливает большую часть аккумулярованных ^{90}Sr и ^{137}Cs ; нарушение жизнедеятельности водорослевого компонента снижает накопление ^{137}Cs организмом в целом.

2. Способность лишайников и мхов к повышенной аккумуляции радионуклидов позволяет получать оперативную и достоверную информацию о масштабах радиоактивного загрязнения биоты в результате глобальных выпадений, крупных и локальных техногенных катастроф, а также в поставарийный период.

3. Депонирующие возможности лишенобиоты и бриофлоры целесообразно использовать для проведения длительного радиозэкологического мониторинга наземных экосистем, находящихся под воздействием атомно-энергетических комплексов.

4. Пространственно-временная характеристика динамики содержания радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове, данные о современных (фоновых) уровнях и запасе ^{90}Sr и ^{137}Cs в этих организмах являются основой для проведения прогнозных и мониторинговых радиозэкологических исследований.

Практическая значимость

Представленные материалы использованы при разработке концепции «Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона и мерах по оказанию помощи пострадавшему населению на 1992-1995 гг.» и Федеральной целевой программы «Социальная и радиационная реабилитация населения и территорий Уральского региона, пострадавших вследствие деятельности ПО «Маяк» на период до 2000 года».

Полученные данные используются службой внешней дозиметрии и руководством Белоярской АЭС им. И.В.Курчатова для разработки мероприятий по улучшению экологической обстановки в зоне наблюдения атомной электростанции.

Материалы работы используются в лекционных курсах по лишенологии, бриологии и геоботанике на биолого-географическом факультете Уральского государственного педагогического университета.

Апробация работы

Основные положения работы доложены и обсуждены на следующих международных, российских, всесоюзных и региональных конгрессах, симпозиумах и конференциях:

Всесоюзные (Российские) и республиканские конференции по спорным растениям (Тбилиси, 1968; Рига, 1971; 1985; Ташкент, 1971, 1989; Киев, 1974, 1990; Ашхабад, 1974; Баку, 1979; Таллинн, 1988; Москва, 1998; С.-Петербург, 1995; 2000); Симпозиум «Продуктивность биогеоценозов Субарктики (Свердловск, 1970); Всесоюз. симпозиум «Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации» (Сыктывкар, 1973); XII Международный ботанический конгресс (Ленинград, 1975); VIII, X, XI Всесоюз. симпозиумы «Биологические проблемы Севера» (Апатиты, 1979; Магадан, 1983; Якутск, 1986); Семинар по экологическим аспектам атомной энергетики (п. Заречный Свердловской облас-

ти, 1980); Всесоюз. конф. «Биологический круговорот веществ» (Пушино, 1982); VIII, IX Всесоюз. совещания по изучению, использованию и охране растительного мира высокогорий (Свердловск, 1982; Камчатка, 1985); Всесоюз. совещание по проблемам радиоэкологических исследований в зонах атомных электростанций (п. Заречный Свердловской обл., 1985); Совещание «Урал» МАБ-ба «Горные экосистемы Урала и проблемы рационального природопользования» (Миасс, 1986); Всесоюз. конф. «Экологические и физиолого-биохимические аспекты антропогенности растений» (Таллинн, 1986); Пленум Научного совета АН СССР по проблемам радиобиологии (п. Заречный Свердловской обл., 1987); VII, VIII, X Делегатские съезды Русского (Всесоюзного) ботанического общества (Донецк, 1983; Алма-Ата, 1988; С-Петербург, 1998); IV Всесоюз. конф. «Изучение грибов в биогеоценозах» (Пермь, 1988); Teaduslik-rakendusliku konverentsi "Pollumajandus ja Keskkonnakaitse" (Tallinn, 1989); Всесоюз. научно-практич. конф. «Ускорение социально-экономического развития Урала» (Екатеринбург, 1989); II Всесоюз. координационное совещание «Эколого-генетические последствия воздействия на окружающую среду антропогенных факторов» (Сыктывкар, 1989); I, II, III, IV Всесоюз. радиобиологические (по радиационным исследованиям) съезды (Москва, 1989; 1994; 1997; 2001); Региональное совещание «Проблемы охраны природных ресурсов Южного Урала» (Челябинск, 1990); IV Конф. Научного совета АН СССР «Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере» (Гомель, 1990); Научно-практич. конф. «Реализация Гос. программы РФ по радиационной реабилитации Уральского региона» (Екатеринбург, 1993); International Symposium 'On the Ecological Effects of Arctic Airborne Contaminants (Reykjavik, Iceland, 1993); II Междун. симп. Урал-Атомный (Екатеринбург, 1994); 2nd International Conference "Radiobiological consequences of nuclear accidents" (Russian-Norwegian, 1994); Высшая Междун. Школа НАТО по радиоэкологии (г.Заречный Свердловской обл., 1995); The Third symposium IAL-3 (Salzburg, Austria, 1996); Междун. конф.. «Перспективы развития естественных наук на Западном Урале» (Пермь, 1996); Междун. конф. «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» (Томск, 1996); Научно-практич. семинар «Урал - Экология-96» (Екатеринбург, 1996); Всероссийская научно-практич. конф. «Радиационная безопасность Урала и Сибири» (Екатеринбург, 1997); Восьмая ежегодная научно-технич. конф. Ядерного общества России (Екатеринбург-Заречный, 1997); Sixth International mycological congress IAL-6 (Israel, 1998); Научно-технич. конф. Урал - Экология -Техноген-99 (Екатеринбург, 1999); International Conference "Modern problems of radiobiology, radioecology and evolution" (Dubna, 2000); The Fourth IAL Symposium (Barcelona, 2000); Межрегиональная научная конф. «Проблемы отдаленных эколого-генетических последствий радиационных инцидентов» (Екатеринбург, 2000); Междун. конф. Биорад-2001 (Сыктыв-

кар, 2001); XI Междун. симпоз. по биоиндикаторам (Сыктывкар, 2001); International conference "Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic" (Norway-Russia, 2002); Междун. конф. «Экологические проблемы горных территорий» (Екатеринбург, 2002).

Публикации. Основные результаты исследований изложены в 121 публикации.

Методика проведения исследований

Схема экспериментальных работ основана на использовании упрощенных модельных систем (Тимофеев-Ресовский, 1957) с выделением одного лимитирующего фактора на фоне остальных параметров, находящихся в оптимальном режиме (Нифонтова, 1967, 1971; Нифонтова, Мокроносов, 1968). Учитывалось, что лишайники обладают уникальной способностью переносить длительные (до нескольких суток) периоды сильного обезвоживания либо переувлажнения, не влияющие на последующее нормальное функционирование слоевищ (Блюм, 1965; Smith, 1962; Lange, 1965), а основное количество радионуклидов поступает в талломы с атмосферными выпадениями. Поэтому важно было оценить накопление радионуклидов этой группой организмов из водной среды, в качестве которой использовали дистиллированную воду (с добавлением хлористых соединений радионуклидов), более близкую по составу к слабоминерализованным атмосферным осадкам. Продолжительность опытов не превышала четырех суток с периодическим отбором растительных и водных проб. О прочности фиксации радионуклидов в слоевищах судили по степени их вымывания в дистиллированную воду при последовательной замене ее свежими порциями. Для сравнения накопительной способности лишайников использовали коэффициенты накопления - величину, равную отношению концентрации радионуклида в организме и окружающей среде при установлении равновесия в системе. После соответствующей обработки материала концентрацию радионуклидов в образцах определяли на радиометре типа ПП-12 с торцовыми трубками СБТ-13 и БФЛ-Т-25; повторность опытов 3-5-кратная при статистической ошибке счета не более 5%.

Для изучения содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах, собранных в природных сообществах, материал отбирали методами конверта, трансект либо с пробных площадок разного размера в зависимости от проективного покрытия; при необходимости проводили определение запаса биомассы лишайников и мхов (ГОСТ 17.4.4.02—84; «Полевая геоботани-

ка», 1964). Масса отдельной пробы составляла не менее 100 г сухого вещества, повторность 2-3-кратная. Пробы отбирали с таким расчетом, чтобы не нанести ущерб сообществам лишайников и мхов, учитывая уязвимость этих организмов к механическому воздействию и их медленное восстановление. Образцы тщательно очищали от примесей, высушивали до воздушно-сухого состояния, озоляли при температуре 450°C. ^{90}Sr определяли радиохимическим методом по дочернему ^{90}Y с последующей радиометрией осадков на универсальной малофоновой установке с торцовым счетчиком СБТ-13; ^{137}Cs - на гамма-спектрометре АИ-256-6 с кристаллом NaI, активированным таллием (ошибка счета не более 10-15%). Весь материал подвергнут статистической обработке (Плохинский, 1975). Достоверность различия между сравниваемыми вариантами оценивали по критерию Стьюдента, за уровень значимости принимали $P=0.05$.

Глава 1. Экспериментальное изучение накопления радионуклидов лишайниками

В данной главе приводятся результаты работ, проведенных нами в начале 70-х годов (в период обобщения фундаментальных исследований поведения радионуклидов в различного типа модельных экосистемах). В этом плане механизмы аккумуляции радионуклидов лишайниками оставались практически неизвестными.

»

1.1 Аккумуляция ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce лишайниками

Процесс накопления радионуклидов лишайниками из экспериментальных растворов происходит интенсивно: через сутки в слоевищах аккумулируется до 40-60% ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , а коэффициенты накопления в талломах стабилизируются в течение 48 ч (Нифонтова, 1976; Нифонтова, Лебедева, 1981). Наблюдаются четко выраженные различия в аккумуляции радионуклидов отдельными видами лишайников, их морфологическими типами и экологическими группами. По степени концентрирования в талломах изученные радионуклиды располагаются следующим образом (по мере убывания): $^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr} > ^{55}\text{Fe} > ^{60}\text{Co} > ^{144}\text{Ce}$. Кустистые слоевища накапливают радионуклиды значительно эффективнее, чем листоватые и накипные формы; эпифитные лишайники в большей степени аккумулируют ^{90}Sr и ^{55}Fe ; напочвенные - ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{144}Ce . Исследованные радионуклиды удерживаются в лишайниках в достаточно подвижной ионо-

обменной форме: при десорбции (с многократной заменой растворов свежими порциями воды) в дистиллированную воду выделяется до 40% накопленных слоевищами радионуклидов.

Установленные закономерности подтверждаются результатами изучения накопления радионуклидов лишайниками в природных условиях. Так по нашим данным 1975-1976 гг. в напочвенных кустистых лишайниках

90

разных видов из арктических тундр концентрация ^{90}Sr варьировала в пределах 70 - 400 Бк/кг; концентрация ^{137}Cs в талломах была в 3-6 раз выше и изменялась от 440 до 1240 Бк/кг. Оба радионуклида более эффективно аккумулировались слоевищами кустистых лишайников родов *Cladonia*, *Cladina*, *Cetraria*. Для эпифитов (род *Usnea*) было характерно повышенное содержание ^{90}Sr относительно ^{137}Cs , связанное с дополнительным поступлением нуклида со смывами с кроны и стволов деревьев. Соответственно отношение $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$, равное у напочвенных лишайников 9-10 ед., сдвигается у эпифитов до 1.5-2.0 ед. (Нифонтова, Куликов, 1977).

1.2. Влияние светового и температурного режимов на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками

При световом и темновом режимах коэффициенты накопления ^{90}Sr у лишайников практически не различаются ($t_{\text{он}}=2.0$ при $t_{\text{ст}}=2.3$). Незначительное увеличение концентрации радиостронция в слоевищах на свету может быть связано со светоиндуцированным изменением проницаемости клеточных мембран (Бессонов и др., 1975). В то же время коэффициенты накопления ^{137}Cs у лишайников при освещении стабильно ($t_{\text{он}}=2.6$ при $?_{\text{ст}}=2.2$) в полтора-два раза выше, чем в темноте.

При повышении температуры водной среды от $0...+5^{\circ}$ до $10-15^{\circ}\text{C}$ коэффициенты накопления ^{90}Sr у лишайников изменяются незначительно; в этих же пределах колебаний температур коэффициенты накопления ^{137}Cs достоверно ($?_{\text{он}}=7.2$ при $t_{\text{ст}}=2.3$) возрастают более чем в 4 раза. Установленные различия в накоплении радионуклидов талломами при разных световых и темновых параметрах проявляются к концу первых суток экспериментов, сохраняются до конца опытов и не сказываются на прочности закрепления радионуклидов в тканях. В продолжение десорбции в окружающий раствор выводится около 30-40% радионуклидов, накопленных лишайниками при всех вариациях температуры и освещенности (Нифонтова, 1979).

1.3. Влияние изотопных и неизотопных носителей на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками

На примере лишайников рода *Cladonia* показано, что при концентрации стабильных элементов стронция и цезия 10^{17} - 10^{13} М/л коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в слоевищах практически не изменяются, при более высоких концентрациях - они пропорционально снижаются. При дальнейшем повышении концентрации стабильных элементов в растворе наступает эффект насыщения, свидетельствующий либо о полном прекращении накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайником, либо о резком снижении аккумуляции радионуклидов в слоевищах.

Это подтверждается также результатами изучения накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в зависимости от содержания в растворе их неизотопных носителей (химических аналогов) - соответственно кальция и калия. Изменение содержания кальция и калия в растворе в пределах микроконцентраций (10^5 - 10^{14} М/л) практически не влияет на величину коэффициентов накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в слоевищах. При переходе в область макроконцентраций коэффициенты накопления радионуклидов уменьшаются пропорционально увеличению концентрации в растворе их неизотопных носителей (Нифонтова, 1977). Следует отметить, что конкурентные отношения между ^{90}Sr и Са, с одной стороны, и ^{137}Cs и К - с другой, не являются специфичными для лишайников и отмечены для других организмов (Тимофеева-Ресовская и др., 1959; Гилева, 1964; Scott, 1954; Willams, 1960).

Полученные результаты представляются значимыми, поскольку в природных условиях лишайники аккумулируют ^{90}Sr и ^{137}Cs преимущественно из слабоминерализованных атмосферных осадков, и установленные зависимости могут иметь принципиальное значение при прогнозировании уровней радиоактивного загрязнения лишайникового покрова через воздушные выпадения.

1.4. Влияние физиологического состояния слоевищ на накопление радионуклидов лишайниками

Работа с отмершими частями талломов представляет определенные трудности, поэтому в качестве мертвых были использованы гербарные экзикаты (гербарий Института экологии растений и животных УрО РАН, время сбора лишайников 1890-1900 гг.), а также слоевища, инактивированные высокой температурой (130°C) и парами кипящей воды. У живых и

мертвых лишайников коэффициенты накопления ^{90}Sr практически не различаются (табл. 1), в некоторых случаях мертвые слоевища накапливают радионуклид даже несколько интенсивнее, чем живые, что связано, возможно, с увеличением проницаемости протоплазмы клеток у мертвых организмов. Наоборот, ^{137}Cs в гораздо большей степени (на 2-3 порядка величин) аккумулируется живыми слоевищами, чем мертвыми. Установленные различия подтверждаются результатами изучения накопления радионуклидов инактивированными слоевищами (Нифонтова и др., 1979). Темпы выведения ^{90}Sr из живых и мертвых лишайников примерно одинаковы; ^{137}Cs заметно прочнее фиксируется в живых, чем в мертвых организмах.

Таблица 1

Коэффициенты накопления радионуклидов живыми и мертвыми лишайниками (на 4-е сутки после начала опытов).

Вид	^{90}Sr		^{137}Cs	
	живые	мертвые	живые	мертвые
<i>Cladonia amaurocraea</i>	2500150	24001200	66001200	30±3
<i>Lasalia pensylvanica</i>	800±30	1100170	1400150	5013
<i>Peltigera canina</i>	600110	17001150	55001350	812

Таким образом, результаты экспериментального изучения влияния абиотических и биотических факторов на накопление радионуклидов лишайниками позволяют заключить, что в основе механизмов поглощения ^{90}Sr слоевищами лежат преимущественно процессы физико-химической сорбции, тогда как в аккумуляции ^{137}Cs значительная роль принадлежит физиолого-биохимическим процессам, связанным с метаболической активностью организмов. При этом оба радионуклида удерживаются в талломах в достаточно подвижной ионообменной форме. В природных условиях лишайники в отличие от других растений обладают большим (от 3 до 11 лет по данным разных авторов) периодом биологического полувыведения ^{90}Sr и ^{137}Cs . Длительное удержание радионуклидов в талломах можно объяснить, в частности, тем, что водный режим лишайников в естественных условиях отличается крайней неустойчивостью, приводящей к весьма продолжительным периодам обезвоживания, когда процессы вымывания нуклидов из талломов слабоминерализованными атмосферными осадками оказываются заторможенными (Walter, 1931; Lange, 1953; Pueyo, 1960).

/5. Накопление радионуклидов симбионтами лишайников

Лишайники являются примером уникального симбиоза по крайней мере двух организмов - гетеротрофного (грибы) и автотрофного (водоросли). Поэтому очень важно было оценить способность и роль отдельных компонентов в накоплении радионуклидов нативным слоевищем.

В качестве объекта исследований использовали длительно культивируемую водоросль *Trebouxia erici*, выделенную из *Cladonia cristatella* (род *Trebouxia* широко представлен во многих видах лишайников), и грибы, выделенные из *Cladina rangiferina*, *Flavoparmelia caperata* и *Acarospora fuscata*. Коллекция симбионтов была любезно предоставлена коллегами из Ботанического института им. В. Л. Комарова. Грибы и водоросли культивировали на специально подобранных агаризованных средах при естественной освещенности и температуре (Нифонтова, Куликов, 1983).

Показано, что оба компонента лишайников обладают способностью к довольно активной аккумуляции радионуклидов из агаризованной среды и в этом отношении мало отличаются от свободноживущих водорослей и грибов. Как для фотобионта, так и для микобионта характерна более высокая степень (на 1.0-1.5 порядка величин) аккумуляции ^{137}Cs относительно ^{90}Sr .

В специальной серии опытов исследовано накопление симбионтами лишайников радионуклидов в зависимости от условий освещения. В «световом» варианте эксперимента биомасса водорослей увеличивается с 5 до 37 мг, достигая максимума на 200-е сутки опыта; в «темновом» - (укороченный до 3-4 ч световой день) биомасса *Trebouxia erici* меньше в 1.5 раза. Нарушение светового режима не сказывается на развитии культуры грибов, биомасса которых в течение 200 суток при темновом и световом режимах возрастает с 10 до 110 мг. Наиболее интенсивный рост клеток водорослей и грибов, выделенных из лишайников, наблюдается в первые 2.5 мес; истощение питательной среды приводит к снижению скорости их роста.

Для *Trebouxia erici* в обоих вариантах освещения коэффициенты накопления ^{90}Sr практически не различаются, в то время как ^{137}Cs при укороченном световом дне накапливается в 1.5-2.0 раза менее интенсивно. У грибов, выделенных из *Flavoparmelia caperata*, в световом и темновом вариантах коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs составляют в среднем 40 и 740 ед., соответственно. Эти закономерности в накоплении радионуклидов симбионтами лишайников при разных световых режимах сохраняются в продолжение всего опыта. При этом аккумуляция нуклидов происходит

наиболее активно в первые 2.5 мес. интенсивного роста культур, затем коэффициенты накопления как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs стабилизируются.

Таким образом, поглощение радионуклидов микобионтным гетеротрофным компонентом лишайников не зависит от светового режима, как и накопление ^{90}Sr автотрофным фотобионтом; в то же время накопление ^{137}Cs последним снижается при уменьшении степени освещенности. По-видимому, в нативных слоевищах лишайников снижение аккумуляции ^{137}Cs при уменьшении освещенности связано с нарушением жизнедеятельности водорослевого компонента, о чем свидетельствует уменьшение скорости роста водорослей при сокращении продолжительности светового дня.

Сравнение распределения радионуклидов в системе симбионт - среда (агар) позволило установить, что в первые 2.5 мес. содержание ^{90}Sr в культуре *Trebouxia erici* составляет 8% от исходного количества нуклида в среде, к концу опыта оно возрастает в 2-3 раза независимо от режима освещения. За этот же период времени содержание ^{137}Cs увеличивается в водорослях до 68%, а при уменьшении длительности освещения - лишь до 45%. В культуру *Flavoparmelia caperata* из среды переходит до 65-73% ^{90}Sr и 99% ^{137}Cs независимо от светового режима. При этом в грибы из среды мигрирует в общей сложности в 1.5-2.0 раза больше радионуклидов, чем в водоросли, и биомасса грибов увеличивается значительно интенсивнее, чем водорослей (рис. 1).

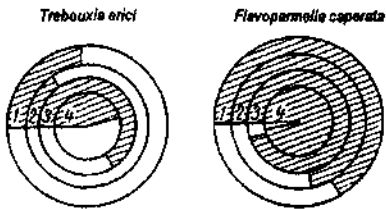


Рис. 1. Распределение радионуклидов в системе симбионт (заштриховано) - среда: 1,2 - ^{90}Sr при длинном (1) и укороченном (2) световом дне; 3,4 - ^{137}Cs при длинном (3) и укороченном (4) дне.

Известно, что структура слоевища определяется грибным компонентом. Лишь небольшая часть (до 6-10% объема) таллома образована водорослями. Следовательно, оба компонента лишайников — фотобионт и микобионт - участвуют в накоплении слоевищем радионуклидов из внешней среды (атмосферные выпадения и субстраты). Однако микобионт, составляющий основу структурной организации слоевища, обеспечивает большую часть аккумулированных радионуклидов; вместе с тем нарушение

жизнедеятельности фотобионта, в частности при уменьшении освещенности, приводит к снижению накопления ^{137}Cs в талломе.

1.6. Влияние предварительного гамма-облучения на накопление радионуклидов лишайниками

Представленные в научных публикациях результаты экспериментальных исследований и натуральных наблюдений свидетельствуют о значительной устойчивости лишайников к внешнему гамма-облучению (Brodo, 1964; Wodwell, Gannutz, 1964; Kappen, 1973; Pullum, Erbisch, 1972; Snyder, Plaii, 1973; Erbisch, 1978). В связи с этим особый интерес представляет изучение влияния предварительного гамма-облучения на способность лишайников и их отдельных компонентов к последующему накоплению радионуклидов. Нативные слоевища лишайников в воздушно-сухом состоянии и культуры симбионтов облучали гамма-лучами ^{60}Co в дозах от 50 до 50 000 Гр на установке типа «Исследователь» при мощности дозы 0.45 Гр/с.

Облученные в дозах от 50 до 5000 Гр талломы кустистых лишайников *Cladina arbuscula*, *C. stellaris* и *Cladonia amaurocraea* накапливают ^{90}Sr примерно в одинаковых количествах: коэффициенты накопления нуклида находятся в пределах одного порядка величин и изменяются незначительно по мере увеличения дозы облучения. При максимальной дозе облучения 50 000 Гр коэффициенты накопления ^{90}Sr уменьшаются в 1.7-2.0 раза. Стабилизация уровней накопления ^{90}Sr у облученных и контрольных талломов устанавливается в течение первых суток опыта.

Аккумуляция ^{137}Cs разными видами кустистых лишайников (после их гамма-облучения) протекает неоднозначно. В частности, предварительное гамма-облучение *Cladina arbuscula* и *C. stellaris* в дозах от 50 до 500 Гр не оказывает воздействия на накопление ^{137}Cs , а при дозе облучения 50 000 Гр коэффициенты накопления нуклида резко (в 60-70 раз) снижаются. В контрольных и облученных слоевищах *Cladonia amaurocraea* ^{137}Cs накапливается слабее: облучение талломов в дозах от 50 до 500 Гр не оказывает заметного влияния на аккумуляцию нуклида, но при дозах 5000 и 50 000 Гр коэффициенты накопления ^{137}Cs уменьшаются в 3 и 17 раз соответственно. Предварительное облучение лишайников в дозах от 50 до 50 000 Гр практически не сказывается на прочности фиксации ^{90}Sr ; прочность закрепления ^{137}Cs в слоевищах лишайников уменьшается по мере увеличения дозы гамма-облучения (Нифонтова и др. 1989; Nifontova et al., 1995).

В специальной серии опытов оценена степень устойчивости отдельных симбионтов лишайников к гамма-облучению (Нифонтова, Куликов, 1983). Дозы гамма-облучения 25-50 Гр не оказывают отрицательного влияния на рост клеток водоросли *Trebouxia erici*; в интервале доз 500-1000 Гр нарастание биомассы водорослей замедляется в 1.5-2.0 раза, а при дозах 2000-5000 Гр - в 3.0-8.0 раз (табл. 2). У грибов, выделенных из лишайника *Flavoparmelia caperata* и облученных в дозах от 25 до 5000 Гр, нарастание биомассы клеток уменьшается незначительно по сравнению с контролем; при дозах 10 000-35 000 Гр - снижается в 4-6 раз, а при дозе 50 000 Гр прирост клеток гриба уменьшился в 10 раз. Таким образом, по критерию нарастания биомассы грибы, выделенные из лишайников, более радиостойчивы, чем водоросли.

Таблица 2.

Влияние гамма-облучения на рост биомассы культур лишайниковых водорослей и грибов (% к контролю)

Доза облучения, Гр	Фотобионт <i>Trebouxia erici</i>	Микобионт <i>Flavoparmelia caperata</i>
25	109.4±4.4	74.6±2.9
50	102.0±5.7	81.7±6.8
500	71.6±9.6	83.8±4.3
1000	66.4±10.9	Не определяли
2000	23.9±4.3	«
3000	16.7±4.4	«
4000	20.4±4.5	«
5000	26.5±6.7	70.3±0.4
10 000	Не определяли	60.8±6.1
20 000	«	55.3±8.7
35 000	«	46.7±5.3
50 000	«	10.5±2.2

Для определения степени воздействия гамма-облучения на фотобионт лишайников проведен учет цитоплазматических повреждений клеток водоросли *Trebouxia erici* в лишайнике *Cladina arbuscula*. С возрастанием дозы облучения слоевищ увеличивается количество клеток водорослей с различными повреждениями цитоплазмы, хроматофора, клеточной оболочки. Так, если для необлученных слоевищ характерно наличие в них до 70% неповрежденных водорослевых клеток (в поле зрения микроскопа), то с ростом дозы облучения

от 50 до 5000 Гр количество таких клеток уменьшается в 5-6 раз и соответственно увеличивается число поврежденных и мёртвых клеток. При дозе 50 000 Гр наблюдается 100%-ная гибель клеток водорослей в слоевище. На основании полученных данных построена кривая выживаемости (по Гродзинскому, 1972) водоросли *Trebouxia erici* в зависимости от дозы гамма-облучения (рис. 2). Видно, что водоросль, выделенная из лишайника, более устойчива к радиационным воздействиям, чем свободноживущая водоросль *Plectonema boryanum*. Вместе с тем возрастание повреждаемости клеток при облучении, связанное с нарушением проницаемости клеточных оболочек и других структурных образований, приводит к снижению жизнедеятельности фотобионтного компонента и, как следствие, слоевища в целом. Это в свою очередь неоднозначно сказывается на способности лишайников к накоплению радионуклидов.

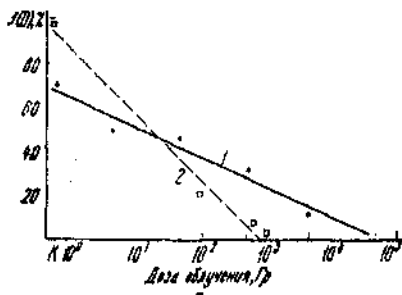


Рис. 2. Дозовая зависимость (D) выживаемости клеток водорослей: *Trebouxia erici* (1) и *Plectonema boryanum* (2) (по Гродзинскому, 1972).

Полученные данные позволяют заключить, что предварительное гамма-облучение слоевищ слабо сказывается на последующей сорбции ^{90}Sr лишайниками; аккумуляция ^{137}Cs талломами уменьшается, так как высокие дозы облучения приводят к нарушению жизнедеятельности фотобионтного симбионта.

Таким образом, результаты проведенных в начале 70-х годов многочисленных экспериментов позволили установить определенные закономерности в накоплении радионуклидов лишайниками и послужили основой для исследований, связанных с изучением аккумуляции ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений и аварийных радиоактивных выбросов лишайниками и мохово-лишайниковым покровом в природных экосистемах.

Глава 2. Использование представителей лишайнобиоты и бриофлоры в целях индикации аварийных радиоактивных выпадений

В данной главе рассматривается возможность применения лишайников и мхов, основанная на высоких потенциальных концентрирующих свойствах этих организмов, для индикации аварийных радиоактивных выпадений и оценки загрязнения природных экосистем при воздействии мощного разового радиоактивного выброса и в пострадиационных ситуациях.

2.1. Чернобыльская авария

В результате Чернобыльской аварии (1986 г.) суммарный выброс радиоактивных продуктов в атмосферу (без учета инертных радиоактивных газов) составил 50 млн. Ки и определил значительное загрязнение местности в западном, северном и южном направлениях на большом удалении от атомной станции. Максимальное радиоактивное загрязнение отмечалось в 30-километровой зоне отчуждения вокруг Чернобыльской АЭС. Плотность загрязнения почвенно-растительного покрова радионуклидами цезия в ближней зоне аварии варьировала от 3 до 1200 Ки/км² («Информация об аварии на Чернобыльской АЭС...», 1986; Израэль и др., 1987, 1988). В первое время после аварии основные усилия радиоэкологов были направлены на установление нуклидного состава и суммарного количества выпавших радиоактивных продуктов, получение данных о концентрации радионуклидов в компонентах биоты и определение пространственного распределения нуклидов в компонентах основных типов экосистем импактной зоны ЧАЭС.

Нами установлено, что содержание радионуклидов в лишайниках и мхах разной таксономической принадлежности на территории 18-километровой зоны Чернобыльской АЭС изменяется в широких пределах: для ⁹⁰Sr - от 8 до 200 кБк/кг, для ¹³⁷Cs - от 10 до 2600 кБк/кг сухой массы (рис. 3). Наименьшие концентрации ⁹⁰Sr отмечены в слоевищах *Hypogymnia physodes*, *Cladina arbuscula* и дерновинках мхов *Polytrichum commune*, *Plagiothecium sp.*, а максимальные - у *Peltigera canina* и *Brachythecium sp.*; ¹³⁷Cs в наибольших количествах аккумулируется в слоевищах *Cladina mitis*, *Peltigera canina* и дерновинках мхов *Dicranum polysetum*, *Brachythecium sp.*, *Pohlia nutans*. В целом максимальные концентрации обоих радионуклидов превышают минимальные значения у лишайников и мхов разных видов в 5-30 раз. Близкие величины содержания радионуклидов в лишайниках из окрестностей ЧАЭС отмечены Л. Г. Бязровым (2002); при

этом автором не выявлены какие-либо видимые повреждения талломов, собранных как вблизи взорвавшегося блока, так и в удалении от него.

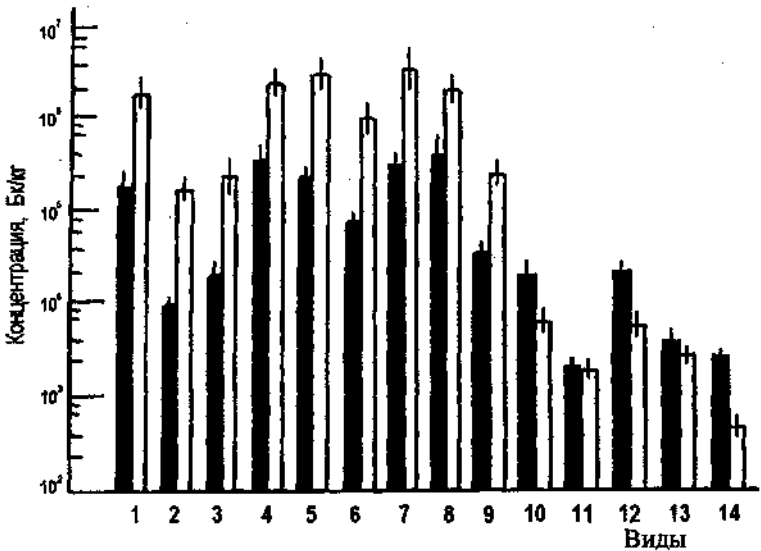


Рис. 3. Концентрация ^{90}Sr (темные столбики) и ^{137}Cs в лишайниках, мхах и травянистых растениях импактной зоны ЧАЭС.

1-4 - лишайники: 1 - *Cladinamitis*, 2 - *C. arbuscula*, 3 - *Hypogymniaphysodes*, 4 - *Peltigera canina*; 5-9 - мхи: 5 - *Dicranum polysetum*, 6 - *Polytrichum commune*, 7 - *Brachythedum* sp., 8 - *Pohlia nutans*, 9 - *Plagiothecium* sp.; 10-14 травянистые растения (Молчанова, Караваева, 2001): 10 - *Corynephorus canescens*, 11 - *Artenaria dioica*, 12 - *Sedum acre*, 13 - *Erigeron canadensis*, 14 - *Verbascum thapsus*.

Установлено преимущественное накопление лишайниками и мхами радионуклидов цезия: соотношение $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ в этих организмах варьирует от 4.4 (*Plagiothecium* sp.) до 16.1 ед. (*Dicranum polysetum*). Это связано с тем, что состав чернобыльских выпадений был достаточно своеобразным и обогащен, в частности, радионуклидами цезия. Кроме того, исследованные лишайники и мхи относятся к разным видам, имеют различные формы роста (и его интенсивности) и возраст; талломы и дерновинки отличаются по анатомо-морфологической структуре.

Основное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs накапливается в лишайниках и мхах при поверхностном загрязнении этих организмов. Вместе с тем нельзя исключить возможность дополнительного поступления радионуклидов (особенно

^{90}Sr , обладающего значительными миграционными возможностями) из поверхностных слоев почвы через базальные части растений. Об этом, в частности, свидетельствуют данные о концентрации радионуклидов в разных возрастных участках дерновинок мхов. Так, если в верхних участках мхов *Dicranum polysetum* и *Polytrichum commune* концентрация ^{90}Sr составляет 71.8 кБк/кг и 23.6 кБк/кг, то в нижних - 117.0 и 87.4 кБк/кг соответственно. Количество накопленного ^{137}Cs в верхушках этих растений (1196.8 и 1012.9 кБк/кг) уменьшается в базальных частях до 900.9 и 702.4 кБк/кг соответственно.

Следует отметить, что до Чернобыльской аварии, в период с 1975 по 1985 гг., средние значения концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах из разных (значительно удаленных друг от друга регионов) не превышали 1-2 кБк/кг (Нифонтова, Куликов, 1977; Душаускене-Дуж, Урбонас, 1978; Lowe, 1978; Haselwandter, 1978; Kwapulynski et al., 1985). В результате аварии в импактной зоне ЧАЭС концентрация ^{90}Sr в лишайниках и мхах увеличилась на один-два порядка, а ^{137}Cs - на два-три порядка величин. В наиболее распространенных травянистых растениях 18-километровой зоны атомной электростанции концентрация ^{90}Sr изменяется в пределах 1.5-36.4 кБк/кг, а ^{137}Cs - от 0.7 до 8.7 кБк/кг и на 1-3 порядка, величин ниже, чем в лишайниках и мхах (см. рис. 3).

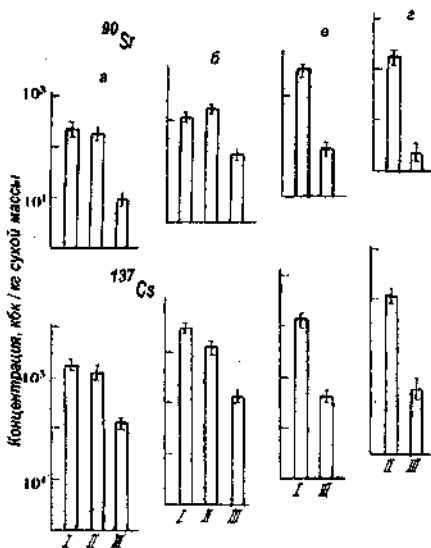


Рис. 4. Концентрация радионуклидов в лишайниках (а), мхах (б) и субстратах (в - валежник, г - почва, 0-2 см) из разных участков зоны ЧАЭС

Участки: I - 6-7 км в юго-западном направлении; II - 6-7 км к юго-востоку; III - 18 км к югу от АЭС.

На разных исследованных участках зоны Чернобыльской АЭС концентрация радионуклидов в лишайниках, мхах и субстратах под ними колеблется в достаточно широких пределах (рис. 4). Максимальное содержание ^{90}Sr и

^{137}Cs в лишайниках и мхах отмечается на расстоянии 6-7 км к юго-востоку и юго-западу от атомной электростанции (участки I и II). В аналогичных видах, произрастающих в 18 км от АЭС (участок III), концентрация радионуклидов достоверно снижается на порядок и более величин. Так, в талломах *Cladonia mitis* концентрация ^{90}Sr в слоевищах (участки I и II) равна 294 ± 74 кБк/кг, ^{137}Cs - 2027 ± 170 кБк/кг, на участке III она уменьшается до 9.5 ± 1.0 и 68.3 ± 14.0 кБк/кг соответственно. Аналогичным образом снижается содержание радионуклидов в почве (0-2 см) и субстратах под лишайниками и мхами по мере удаления от эпицентра аварии (см. рис. 4). Приведенные данные свидетельствуют о значительной неоднородности радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова территории вокруг Чернобыльской атомной электростанции (Нифонтова, Алексашенко, 1992).

Учитывая свойство лишайников и мхов продолжительное время депонировать в тканях накопленные радионуклиды, можно утверждать, что снижение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в этих организмах (в отличие от других компонентов биоты) будет происходить медленно, и именно эти организмы целесообразно использовать для проведения длительного радиоэкологического мониторинга территории вокруг атомной электростанции.

На значительном удалении от эпицентра аварии в северо-западном направлении (Эстония, Ленинградская область) нами (Мартин и др., 1991; Martin et al., 1991, 1994) показано, что в результате чернобыльских выпадений концентрация радионуклидов цезия (относительно доаварийных значений) увеличилась в лишайниках более чем на порядок величин. Повышение содержания радионуклидов цезия зарегистрировано также в лишайниках и мхах на территории стран Европы, расположенных по западному шлейфу чернобыльских выпадений (Gavrilas, 1987; Quillet et al., 1990; Parastefancu et al., 1989; Gastbergen et al, 1995; Pausch et al., 1995).

На Урале в результате выпадений от чернобыльской аварии отмечено образование двух радиоактивных «пятен». Первое (южная ветвь) сформировалось при прохождении восточного радиоактивного шлейфа выпадений вдоль центральной траектории Гомель - Орел - Рязск - Саранск - Ижевск и далее на Екатеринбург и Тюмень. Ширина радиоактивного следа на территории Среднего Урала составляла до 400 км, протяженность более 2.5 тыс. км, уровень радиоактивных выпадений превышал в районе г. Екатеринбурга 0.25 Ки/км^2 (Израэль и др., 2000).

Проведенные нами исследования позволили установить, что в лишайниках и мхах из окрестностей г. Екатеринбурга (в радиусе более 60 км) в мае 1986 г. содержание ^{137}Cs в лишайниках и мхах увеличилось в 20-40 раз (по сравнению с данными 1985 г.) при оставшихся относительно стабильными величинах концентрации ^{90}Sr (табл. 3). У разных видов наблюдается значительное варьирование концентрации радиоцезия - от 5-6 кБк/кг (*Cladina rangiferina*, *C. stellaris*) до 28 кБк/кг (*Plagiomnium rostratum*). Анализ изотопных отношений $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ подтверждает полученные данные. Соотношение этих радионуклидов сдвигается у лишайников до 15-26 ед., а у мхов - до 23-75 ед. за счет увеличения доли радиоцезия. В коре деревьев и поверхностном слое почвы (0-5 см) содержание ^{137}Cs также увеличилось до 0.5-1.5 кБк/кг, а в травянистой растительности - в среднем в 10 раз (Нифонтова, Куликов, 1990; 1991; Нифонтова, 1997).

Таблица 3

Концентрация радионуклидов (Бк/кг) в лишайниках и мхах
разной таксономической принадлежности

(в числителе - 1985 г., в знаменателе - 1986 г.)

Вид	^{90}Sr	^{137}Cs
Лишайники		
<i>Cladina arbuscula</i>	90±10	300±50
	190±40	8160±500
<i>C. rangiferina</i>	90±10	390±30
	120±10	5470±300
<i>C. stellaris</i>	120±20	250±30
	90±10	6120±300
<i>Hypogymnia physodes</i>	500±100	500±100
	510±140	1262 и 720
Мхи		
<i>Atrichum undulatum</i>	320±40	370±40
	200±30	22140±2000
<i>Calliogon stramineum</i>	60±10	270±30
	70±10	14100±1500
<i>Climacium dendroides</i>	160±50	230±40
	150±20	17210±1400
<i>Drepanocladus aduncus</i>	80±10	520±50
	120±30	17050±1700
<i>Plagiomnium rostratum</i>	280±30	440±40
	150±20	27800±3000
<i>Pleurozium schreberi</i>	190±20	340±30
	170±40	19820±2000
<i>Polytrichum commune</i>	180±20	540±40
	230±70	12720±2000
<i>Sphagnum lindbergii</i>	240±30	470±30
	150±20	21120±3000
<i>Sph. squarrosus</i>	150±10	420±30
	170±30	10780±1500

Начиная с 1987 г. радиоактивность глобальных атмосферных выпадений (увеличившихся за счет Чернобыльской аварии) начинает снижаться и в течение трех лет практически достигает первоначальных уровней, фиксировавшихся до аварии (Зыкова, Воронина, 1993). В этот же период времени наблюдается постепенное уменьшение содержания ^{137}Cs в лишайниках, мхах и субстратах под ними (рис. 5).

Наиболее медленное очищение от нуклида характерно для эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes*, концентрация ^{137}Cs в слоевищах которого практически достигает величин, сравнимых с первоначальными (1985 г.), в течение девяти-десяти лет (Нифонтова, 1997). За это время содержание нуклида в коре деревьев под слоевищами снизилось примерно на 80%. В напочвенном мохово-лишайниковом покрове количество ^{137}Cs уменьшилось до исходных величин в течение шести-семи лет. Аналогичные скорости очищения лишайников от нуклида показаны для *Pseudevernia furfur-aceae* и *Cetraria islandica* в Австрии (Heinrich et al., 1994).

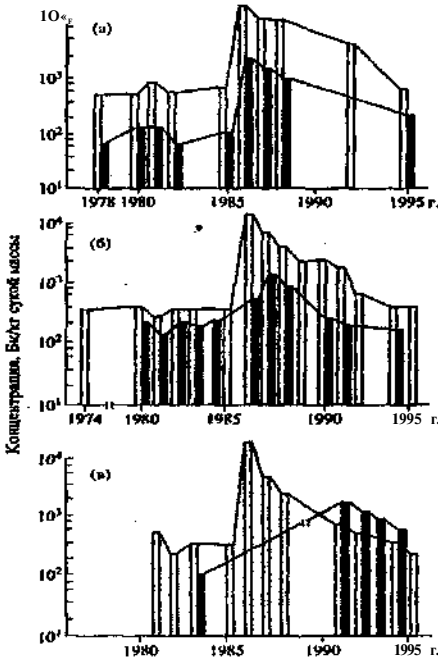


Рис. 5. Динамика содержания ^{137}Cs в эпифитном лишайнике, мохово-лишайниковом покрове, мхах, а также в субстратах (темные столбики) из окрестностей г. Екатеринбурга:
 а - *Hypogymnia physodes* и кора деревьев; б - мохово-лишайниковый покров и почва (слой 0-5 см), в - сфагновые болотные мхи и торф (слой 0-50 см).

Наиболее интенсивный процесс очищения от ^{137}Cs (четыре года) наблюдался у болотных сфагновых мхов. По-видимому, особенности гидрологическо-

го режима болотных экосистем способствуют более быстрому вымыванию нуклида из сфагнумов. В 50-сантиметровом слое торфа содержание ^{137}Cs до 1995 г. превышало уровни, зарегистрированные в 1983 г.; в травянистой растительности уменьшение концентрации нуклида до исходных величин произошло в течение трех лет (Нифонтова, Куликов, 1990).

Второе «пятно» (северная ветвь) радиоактивного загрязнения местности в результате чернобыльской аварии отмечено на севере Свердловской области (Чурсин, Евстигнеев, 1997; Уткин и др., 2002). По данным указанных авторов первоначальная плотность выпадения ^{137}Cs составляла от 3.7 до 7.5 ГБк/кг. Нами (Нифонтова, 1998) показано, что в настоящее время в мохово-лишайниковом покрове относительно равнинных участков этой территории содержание как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs соответствует уровням, установленным для представителей лишенобиоты и бриофлоры лесотундровой и таежной зон Северного Урала (вне следа) и обусловлено глобальными радиоактивными выпадениями. В то же время в мохово-лишайниковом покрове горных экосистем Севера Свердловской области (массивы Денежкин Камень и Журавлев Камень), также затронутых чернобыльскими выпадениями, содержание ^{137}Cs сохраняется повышенным в 3-6 раз. Концентрация нуклида в лишайниках и мхах подгольцового и горно-таежного поясов превышает ИЗО Бк/кг (на высотах 400-850 м), а в гольцовом поясе - 1810 Бк/кг (на высотах 850-1000 м). Это свидетельствует о том, что в горных ландшафтах очищение от ^{137}Cs мощного (высокое проективное покрытие) и ненарушенного мохово-лишайникового покрова происходит в течение более продолжительного периода времени (Нифонтова, 2003).

2.2. Кыштымская авария

Кыштымская авария в отличие от Чернобыльской произошла более 40 лет назад. В результате взрыва в 1957 г. на ПО «Маяк» образовалось радиоактивное облако, содержащее около 2 млн. Ки радиоактивных веществ, которые распространились в северо-восточном направлении и выпали на площади 23 тыс. км², образовав Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). Этот след имеет ширину 8-9 км и пересекает затронутую им территорию с юго-запада на северо-восток на протяжении более 300 км. По центральной оси следа первоначальная плотность загрязнения ^{90}Sr (реперный нуклид) составляла 2 Ки/км², на границах следа - 0.1 Ки/км² (Некипелов и др., 1989; «Итоги изучения...», 1990; Израэль и др., 1992; «Экологические последствия...», 1993).

Проведенные нами (спустя более трех десятков лет после аварии) геоботанические исследования (Нифонтова, 1995) показали, что запас биомассы и видовое разнообразие лишайников на данной территории незначительны, поэтому основное внимание было уделено мхам, широко представленным в болотных и переувлажненных луговых и лесных ценозах. Для сравнения проанализированы также пробы мохового покрова с участков, расположенных в головной части ВУРСа - на территории Восточно-Уральского государственного радиоактивного заповедника.

Во мхах разной таксономической принадлежности, собранных в окрестностях оз.Тыгиш (центральная ось ВУРСа), концентрация ^{90}Sr варьирует от 420 до 1030 Бк/кг, а ^{137}Cs - от 310 до 690 Бк/кг сухой массы. На берегу оз.Тыгиш максимальная концентрация ^{90}Sr в 0-5-сантиметровом слое почвы не превышает 600 Бк/кг, а ^{137}Cs - 200 Бк/кг; в наземной фитомассе лесных ценозов концентрация этих нуклидов 180 ± 20 и 100 ± 10 Бк/кг соответственно; в 20-сантиметровом слое торфа болот - 900 и 990 Бк/кг для ^{90}Sr и ^{137}Cs (Нифонтова, 1995; Нифонтова, Маковский, 1996).

Поскольку у отдельных видов мхов прослеживались явные различия в концентрации как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs , для индикационных целей содержание радионуклидов определяли в моховом покрове в целом. Вне пределов зоны радиоактивного следа концентрация ^{90}Sr в моховой растительности варьирует от 80 до 270 Бк/кг, а ^{137}Cs - от 90 до 330 Бк/кг (рис. 6).

Для большинства исследованных участков характерно превышение содержания ^{137}Cs в бриофитах по сравнению со ^{90}Sr . На участках, расположенных в непосредственной близости от границ радиоактивного следа, наблюдается некоторое увеличение содержания радиостронция, в результате отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ изменяется с 1.0-2.0 до 0.6-0.8 ед.

В пределах центральной оси радиоактивного следа в моховом покрове концентрация радионуклидов также варьирует: для ^{90}Sr - от 460 до 1350 Бк/кг, для ^{137}Cs - от 450 до 1100 Бк/кг. В окрестностях оз.Тыгиш, Б.Сунгуль и Червяное концентрация ^{90}Sr во мхах выше, чем ^{137}Cs , и отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ равно 0.4-0.7 ед.. Это отношение возрастает до 1.8-2.0 ед. во мхах на территории, расположенной в северо-восточной части зоны радиоактивного следа (за счет некоторого повышения концентрации ^{137}Cs).

В образцах мохового покрова, собранных в непосредственной близости от эпицентра Кыштымской аварии (Восточно-Уральский государственный

радиоактивный заповедник), концентрация ^{90}Sr к настоящему времени остается значительно повышенной и составляет 8-145 кБк/кг, а ^{137}Cs - 5-24 кБк/кг.

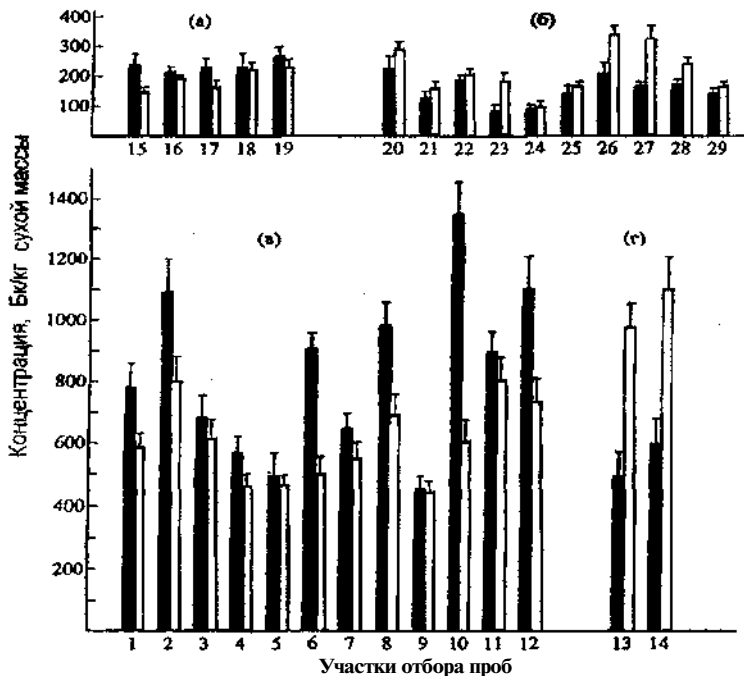


Рис. 6. Концентрация ^{90}Sr (темные столбики) и ^{137}Cs в моховом покрове территории восточной зоны ВУРСа.

а, б - вне пределов зоны ВУРСа на расстоянии 2 - 5 км (а) и 5 - 30 км (б) от ее границ; в, г - в зоне центральной оси ВУРСа в окрестностях озер (в) и на расстоянии 18 - 25 км в северо-восточном направлении (г).

В целом установлено, что в моховом покрове лесных сообществ территории, расположенной вне границ радиоактивно загрязненной зоны содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs практически находится в пределах уровней, обусловленных глобальными радиоактивными выпадениями.

В зоне радиоактивного следа содержание ^{90}Sr во мхах остается в настоящее время повышенным в 5-6 раз, а ^{137}Cs - в 3-5 раз. Если количество ^{90}Sr в растениях обусловлено радиоактивными выпадениями от Кыштымской аварии, для которой этот нуклид считается реперным, то увеличение содержания ^{137}Cs в бриофитах связано с дополнительным поступлением нуклида в результате ветрового переноса радиоактивно загрязненного ила с береговой полосы оз. Карачай, в которое производился сброс радиоактивных отходов предпри-

ятия «Маяк». Рассеяние иловых отложений стало для зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа источником повторного радиоактивного загрязнения (Большаков и др., 1991; Поликарпов, Ааркрод, 1993).

Таким образом, используя способность мхов к концентрированию радиоактивных продуктов и длительному их депонированию, мы получили данные, которые позволяют констатировать, что спустя более трех десятков лет после Кыштымской аварии в природных растительных сообществах территории ВУРСа сохраняется повышенное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Приведенные в данной главе материалы демонстрируют возможности использования представителей лишайной биоты и бриофлоры как для оперативной оценки уровней радиоактивного загрязнения биоты непосредственно после аварии, так и спустя достаточно продолжительный период времени.

Глава 3. Использование лишайников и мхов при проведении длительного радиоэкологического мониторинга в зонах влияния атомных электростанций

В данной главе представлены результаты многолетнего применения лишайников и мхов для радиоэкологической оценки состояния природных экосистем в зоне действия Белоярской атомной электростанции им. И.В.Курчатова.

Строительство предприятий полного топливного цикла определяет необходимость оптимизации радиоэкологического мониторинга и системного изучения воздействия эксплуатации атомных электростанций на природные комплексы. Следует учитывать, что при функционировании АЭС в штатном режиме выведение контролируемых количеств излучателей происходит на фоне колебаний природных факторов и поступления в экосистемы глобальных (химических и радиоактивных) загрязняющих веществ. В силу этого исследования в зонах действия атомных электростанций должны быть направлены как на более глубокое изучение структурно-функциональной организации экологических систем, так и на решение практических задач по рациональному использованию природной среды.

Результаты изучения влияния аэрозольных выбросов Белоярской атомной электростанции на почвенно-растительный покров и водные экосистемы опубликованы в работах сотрудников Отдела континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН (Молчанова и др., 1985; Куликов и др., 1990; Молчанова, 1991; Трапезников, 1990, 2001; Чеботина и др., 1992; и др.).

Наши исследования касаются возможностей и перспектив использования индикационных свойств лишайников и мхов для проведения длительных мониторинговых работ на территории, находящейся под воздействием Белоярской АЭС в период эксплуатации первой очереди БАЭС и в начале введения в действие энергоблока на быстрых нейтронах БН-600, который был запущен в 1980 г. и находится в эксплуатации по настоящее время.

На основании физико-географического описания и флористического обследования окрестностей атомной электростанции (Нифонтова и др., 1988; Дьяченко и др., 1988) в пределах санитарно-защитной зоны выделено 213 видов растений, образующих травяно-кустарниковый ярус и относящихся к 43 семействам. Флора территории г. Заречного по видовому разнообразию (99 видов растений) и спектру представленных семейств (26) значительно беднее; для болотно-речной экосистемы установлено 107 видов растений, относящихся к 33 семействам. Для флоры окрестностей АЭС характерно наличие 25 видов листостебельных мхов и 26 видов напочвенных, эпифитных и эпилитных лишайников. Для радиоэкологических исследований были выбраны травянистые растения, лишайники и мхи разной таксономической принадлежности, а также наиболее типичные растительные сообщества.

В результате исследований, проведенных в 1978-1980 гг., было установлено, что в травянистых растениях луговых и лесных ценозов окрестностей атомной электростанции концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs колеблется от 80 до 300 Бк/кг (рис. 7). Максимальное количество радионуклидов (^{90}Sr — 750 Бк/кг, ^{137}Cs — 900 Бк/кг) зафиксировано в лишайниках и мхах. В аналогичных растениях и субстратах под ними, собранных на контрольных участках, расположенных в 60 км к юго-западу от БАЭС, содержание радионуклидов статистически не отличается от указанных величин ($\lambda = 1.4$ при $t_{st} = 2.8$).

Последующие регулярно проводимые работы по изучению содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках, мхах и травянистой растительности луговых и лесных ценозов санитарно-защитной зоны атомной электростанции, территории г. Заречного, контрольных участков, а также участков, расположенных по факелу воздушных выбросов БАЭС, подтвердили (Нифонтова, Куликов, 1981, 1984, 1991) приведенные выше результаты. Полученные материалы позволили заключить, что газоаэрозольные выбросы атомной электростанции не вносят заметного вклада в содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах почвенно-растительного покрова, загрязнение которого обусловлено глобальными радиоактивными выпадениями.

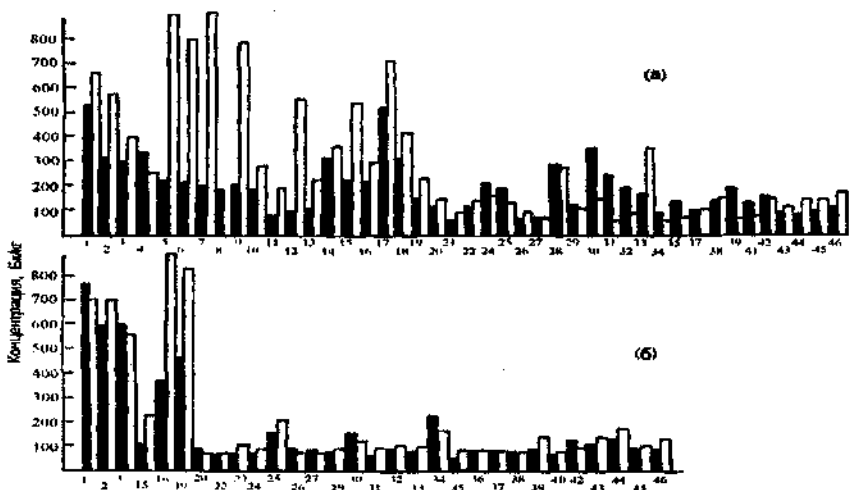


Рис. 7. Концентрация ^{90}Sr (темные столбики) и ^{137}Cs в лишайниках, мхах, травянистых растениях и субстратах окрестностей БАЭС (а) и контрольных участков (б); данные 1978-1980 гг.

1 — *Hypogymniaphysodes* с березы, 2 — *J. physodes* с сосны, 3-7/ — *J. physodes* с валежника, 4 — *Atrichum undulatum*, 5 — *Bryum sp.* с валежника, 6 — *B. bitum*, 7 — *B. sp.* с камней, 8 — *B. sp.* с почвы, 9 — *B. pseudotriquetrum*, 10 — *Climacium dendroides*, 11 — *Calliergonstramineum*, 12 — *Drepanocladus aduncus*, 13 — *Z. vernicosus*, 14 — *Mniwn longirostre*, 15 — *Plenrozium schreberi*, 16 — *Polytrichum commune*, 17 — *Ptilium crisla-castrensis*, 18 — *Plagiomnium rostratum*, 19 — *Sphagnum lindbergii*, 20 — *Pteridium aquilinum*, 21 — *Equisetum sylvaticum*, 22 — *Calamagrostis cmmdinaceae*, 23 — *Deschompsia caespitosa*, 24 — *Polygonum bistorta*, 25 — *Pulmonaria molissima*, 26 — *Typhalatifolia*, 27 — *Trifolium protease*, 28 — *Trifolium medium*, 29 — *Betonica officinalis*, 30 — *Trollius europaeus*, 31 — *Geranium sylvaticum*, 32 — *Cirsium heterophyllum*, 33 — *Rubus saxatilis*, 34 — *Hyrochaeris maculata*, 35 — *Prunella vulgaris*, 36 — *Alchemilla vulgaris*, 37 — *Leucanthemum vulgare*, 38 — *Veratrum lobelianum*, 39 — *Aegopodium padagraria*, 40 — *Veronica longifolia*, 41 — *Carex sp.*, 42 — *Chimaphila umbellata*, 43 — кора березы, 44 — кора сосны, 45 — валежник, 46 — почва (0-5 см).

Иная ситуация складывается на территории вокруг Ольховского болота. Затопление этого болота техногенными слаборадиоактивными водами БАЭС и бытовыми стоками г. Заречного привело к изменению физико-химических показателей торфяной залежи и содержания в ней радионуклидов (Нифонтова и др., 1986; Кононович и др., 1991). На постоянно заливаемых сбросными водами участках Ольховского болота количество ^{90}Sr в

торфяной залежи в 7-8 раз, а ^{137}Cs - на два порядка величин превышает таковое в торфах контрольного болота у оз. Песчаное, расположенного на расстоянии 60 км к юго-западу и имеющего идентичные физико-химические характеристики торфяной залежи. На периодически заливаемых участках Ольховского болота (в 150-200 м от постоянно залитой части) концентрация и запас ^{90}Sr и ^{137}Cs в слоях торфа в несколько раз меньше, но характер их распределения по торфяной залежи аналогичен затопляемым участкам (Маковский и др., 1991; Нифонтова, Маковский, 1995).

Сброс дебалансных слаборадиоактивных вод атомной электростанции в болото привел к увеличению содержания радионуклидов в растительности торфяника. На постоянно заливаемых участках концентрация ^{90}Sr в травянистых растениях и болотных мхах в 5-8 раз, а ^{137}Cs — более чем на порядок величин выше, чем на остальной территории вокруг станции. В то же время торфяная залежь и болотная растительность служат своеобразным природным барьером на пути миграции радионуклидов к береговой зоне и окружающим болото луговым и лесным ценозам. Так, на расстоянии 300-500 м от берега Ольховского болота содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах почвенно-растительного покрова не превышает уровней, характерных для растительности санитарно-защитной зоны и г. Заречного (Нифонтова, Куликов, 1991).

Проводимые нами после 1980 г. регулярные исследования позволили установить, что уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в слоевищах эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* и в напочвенном мохово-лишайниковом покрове территории санитарно-защитной зоны и г. Заречного постепенно и медленно уменьшались соответственно снижению глобальных радиоактивных выпадений.

В мае 1986 г. в результате чернобыльских выпадений (как это было показано выше для окрестностей г. Екатеринбурга; см. гл. 2) произошло резкое увеличение концентрации ^{137}Cs в компонентах почвенно-растительного покрова территории Белоярской АЭС, функционирующей без технических нарушений в штатном рабочем режиме. В травянистой растительности концентрация нуклида возросла на порядок величин, в лишайниках и мхах - в 24-44 раза на фоне практически не изменившегося содержания ^{90}Sr .

Анализ изотопных отношений подтверждает эти данные. Если в 1985 г. отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в лишайниках и мхах не превышало 0.9-2.2

ед., то за счет увеличения доли радиоцезия это соотношение сдвигается у травянистых растений до 6.4 ед., в лесном опаде и субстратах, а также в лишайниках и мхах - до **11-16** и 19-74 ед. соответственно. Период снижения уровней содержания ^{137}Cs в травянистой растительности, лесной подстилке, лишайниках, мхах и субстратах под ними до первоначальных уровней (1985 г.) аналогичен по времени и интенсивности с указанными выше для компонентов почвенно-растительного покрова территории окрестностей г. Екатеринбурга (см. рис.5). В настоящее время концентрация ^{90}Sr в лишайниках и мхах из окрестностей Белоярской АЭС (исключая территорию Ольховского болота) не превышает 50-90 Бк/кг, а ^{137}Cs - 200-400 Бк/кг.

Таким образом, представленные данные свидетельствуют о том, что на фоне других компонентов биоты лишайники и мхи более активно концентрируют и длительное время депонируют радионуклиды. Именно эти организмы представляются перспективными для использования в целях длительного радиоэкологического мониторинга в зонах действия предприятий ядерно-топливного цикла.

В последующих главах обобщены результаты 30-летних исследований уровней содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений в представителях лишайнобиоты и бриофлоры.

Глава 4. Радионуклиды глобальных выпадений в лишайниках и мхах природных растительных сообществ

Лишайники и мохообразные чрезвычайно широко распространены в разных географических зонах, являясь неотъемлемым компонентом почвенно-растительного покрова. Заметна их роль в лесных биогеоценозах, но особенно велико их значение в тундровой и лесотундровой зонах, а также в биогеоценозах высокогорных ландшафтов. Обширные северные регионы остаются наименее изученными в радиоэкологическом плане. Вместе с тем в результате исследований, проведенных в начале 60-х годов, в период максимальных глобальных радиоактивных выпадений, была выявлена высокая концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в цепи питания лишайник - северный олень - человек, определяемая именно первичным звеном - лишайниками (Троицкая и др., 1971). Поэтому представлялось значимым оценить современные уровни содержания радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах на территориях северных широт.

4.1. ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах полуострова Ямал

Особое внимание к полуострову Ямал связано с тем, что он достаточно близко расположен к месту испытаний ядерного оружия на Новой Земле, поэтому не исключена вероятность повышенного по сравнению с другими регионами Крайнего Севера его загрязнения радиоактивными веществами. Интенсивное промышленное освоение территории может вызвать опасность выноса на поверхность фиксированных в почве радионуклидов и их перераспределение между отдельными компонентами экосистем. При этом следует отметить, что радиоэкологическая изученность полуострова весьма низка.

В настоящее время в исследованных видах лишайников и мхов разной таксономической принадлежности, собранных на территории полуострова, минимальная концентрация ^{137}Cs составляет 30-50 Бк/кг, а максимальная не превышает 140-160 Бк/кг (рис. 8).

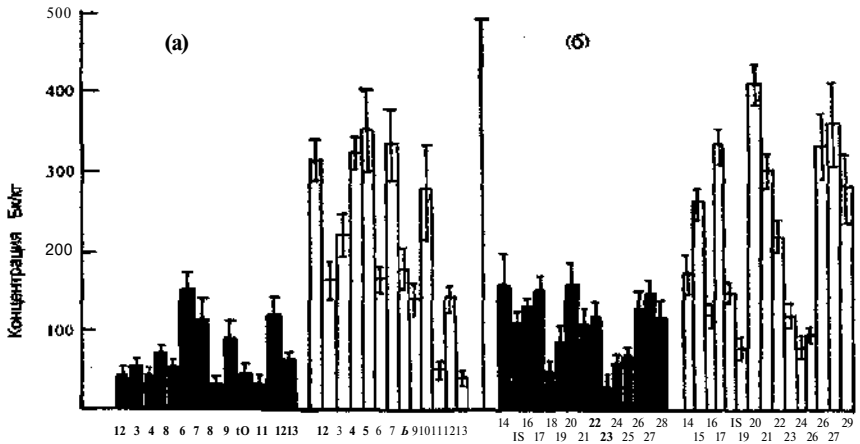


Рис. 8. Концентрация ^{90}Sr (темные столбики) и ^{137}Cs в лишайниках (а) и мхах (б) территории п-ва Ямал.

а-лишайники: 1-*Cladinarangiferina*, 2-*C.stellaris*, 3-*C.arbuscula*, 4-*C.mitis*, 5-*Cladoniauncialis*, 6-*C.macroceras*, 7-*C.amaurocraea*, 8-*Asahineachrysantha*, 9-*Melaneliahepatison*, 10-*Cetraria islandica*, 11-*C.laevigata*, 12-*Thamnoliavermicularis*, 13-*Stereocaulon paschale*; б - мхи: 14-*Dicranum spadiceum*, 15-*D.elongatum*, 16-*Hylocomium splendens*, 17-*Polytrichum commune*, 18-*Pofytrichum sp.*, 19-*P.gracile*, 20-*Racomitrium larmginosum*, 21-*Sphagnumriparium*, 22-*Spkrubellum*, 23-*Sph.squarrosum*, 24-*Sphwulfianum*, 25-*Sph.majus*, 26-*Sphfiiscum*, 27-*Sphbalticum*, 28-*Spklenense*.

Для ^{137}Cs значения концентраций равны 50-80 и 350-410 Бк/кг соответственно. В целом содержание каждого радионуклида в лишайниках и мхах изменяется в пределах одного порядка величин, а наблюдающиеся различия связаны с видовой специфичностью, возрастом и строением талломов и дерновинок, а также с неоднородностью экологических параметров отдельных участков отбора образцов (Нифонтова, Малафеев, 1996; Nifontova, 1995).

В типичных тундрах Ямала от северных до южных границ полуострова концентрация радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове варьирует от 40 до 120 Бк/кг для ^{90}Sr и от 70 до 260 Бк/кг - для ^{137}Cs . Эти величины в 3-7 раз ниже максимальных уровней, отмеченных в начале 60-х годов. Данные подтверждаются анализом соотношения изученных радионуклидов: ранее отношение ^{137}Cs к ^{90}Sr в лишайниках составляло 8-10 ед., сейчас не превышает 2-4 ед. По исследованным параметрам радиоактивное загрязнение лишайников и мхов полуострова не превышает величин, установленных для территории Урала и Сибири (Нифонтова, 1998; Nifontova, 1998).

Полученные материалы были использованы при оценке общей радиэкологической ситуации и совместно с другими параметрами позволили установить, что радиационная обстановка на полуострове Ямал типична для Крайнего Севера (аналогично приарктическим районам Скандинавии и Северной Америки); радиационный фон не выше среднего по территории России; признаков локального радиоактивного загрязнения полуострова не обнаружено (Любашевский и др., 1993, 1995).

4.2. ^{90}Sr и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове экосистем северных территорий Урала и Сибири

Образцы мохово-лишайникового покрова собраны в период 1991-1996 гг. с 81 учетной площадки, которые были выбраны на территории от Полярного Урала до Северо-Востока Сибири в пределах географических координат от 60° до 73° с.ш. и от 60° до 165° в.д. (рис. 9). На столь обширной территории практически невозможно подобрать площадки в однотипных местообитаниях и с идентичным набором видов лишайников и мхов, поэтому пробы состояли преимущественно из кустистых лишайников (роды *Cladina*, *Cladonia*, *Cetraria*) и напочвенных мхов (роды *Hylocomium*, *Pleurozium*, *Polytrichum*).

В слоевищах кустистых лишайников и дерновинках напочвенных мхов средние величины концентрации ^{90}Sr довольно близки и изменяются

от 60 до 120 Бк/кг, а ^{137}Cs - от 160 до 350 Бк/кг. У лишайников и мхов разных видов наблюдается широкий диапазон колебаний как минимальных, так и максимальных величин концентрации радионуклидов. В значительной степени это связано с разнообразием анатомо-морфологического строения, возрастной неоднородностью организмов и вертикальным распределением радионуклидов по слоевищам и дерновинкам

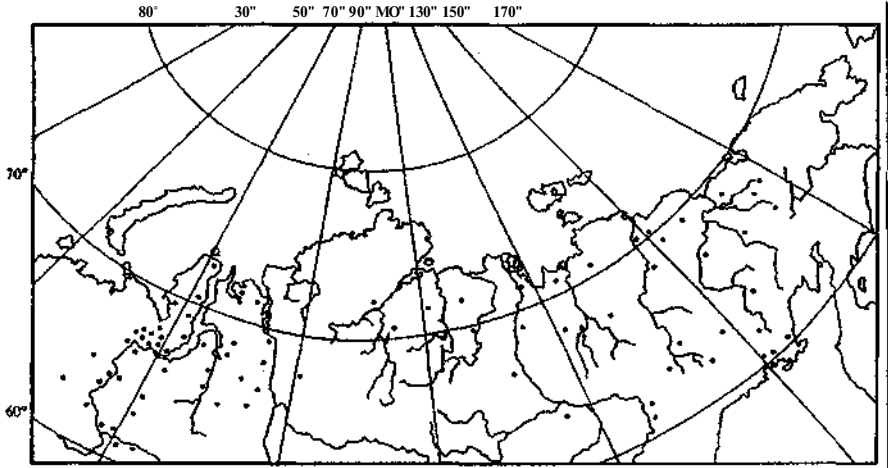


Рис. 9. Схема расположения площадок (черные точки) отбора образцов мохово-лишайникового покрова на территории Урала и Сибири.

В тундровой зоне концентрация ^{90}Sr в мохово-лишайниковом покрове варьирует от 40-50 до 130-150 Бк/кг, а ^{137}Cs - от 70-90 до 260-290 Бк/кг (рис. 10). Не отмечается достоверных различий в содержании радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове арктических, северных и южных тундр ($t_{\text{н}} = 0.7-1.8$ при $t_{\text{ст}} = 2.3-2.8$). В зоне лесотундр минимальные концентрации ^{90}Sr в мохово-лишайниковом покрове составляют 50-70 Бк/кг, а максимальные достигают уровня 120-130 Бк/кг. Для ^{137}Cs эти значения равны соответственно 120-130 и 320-380 Бк/кг. В мохово-лишайниковом покрове северо- и среднетаежных лесов изученные радионуклиды накапливаются примерно в тех же количествах: содержание ^{90}Sr изменяется от 40-50 до 130-170 Бк/кг, а ^{137}Cs - от 120-140 до 350-400 Бк/кг. Масштаб колебаний концентраций радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове определяется неоднородностью учетных

площадок по видовому составу лишайников и мхов, а также экологическими различиями мест отбора образцов (Нифонтова, 1998).

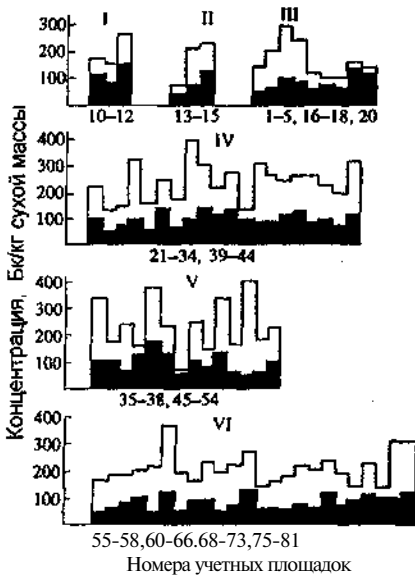


Рис. 10. Содержание ^{90}Sr (темные столбики) и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове разных растительных сообществ:

I, II, III - арктические, северные и южные тундры; IV - зона лесотундры; V, VI - северо- и среднетаежные леса.

В горных массивах количество годовых осадков и уровень глобальных радиоактивных выпадений возрастают (Мильков, Гвоздецкий, 1958; Израэль и др., 2000). Для г. Денежкин Камень (Северный Урал) установлено повышенное в 2-2,5 раза содержание радионуклидов в лишайниковом покрове горных тундр (на высоте 1000 м) относительно мохово-лишайникового покрова растительных сообществ у подножия этого горного массива. Для г. Косьюинский Камень характерны хорошо выраженные обнажения и россыпи двух ультраосновных пород - пироксенитов и дунитов. Пироксениты отличаются большим разнообразием содержащихся в их составе минералов и при выветривании образуют неровную поверхность с многочисленными трещинами, в которых скапливается мелкозем, пригодный для поселения растений. Продукты выветривания дунитов характеризуются повышенной водопроницаемостью, а мелкозем в расщелинах быстро теряет влагу и высыхает. Флора лишайников на дунитах сравнительно бедна, тогда как на пироксенитах лишайниковый покров богат и разнообразен (Горчаковский, 1975).

Средние величины концентрации радионуклидов в лишайниках с дунитов ($^{90}\text{Sr} = 90-120$ Бк/кг, $^{137}\text{Cs} = 200-390$ Бк/кг) достоверно ниже ($f_{\text{он}} =$

2.2-4.2 при $f_{st}=2.1$), чем в аналогичных видах с пироксенитов ($^{90}\text{Sr}=140-190$ Бк/кг, $^{137}\text{Cs}=330-600$ Бк/кг). По-видимому, гидрологический режим, механический состав, структурные особенности и специфика физико-химических свойств пород оказывают влияние на процессы дополнительного поступления радионуклидов в растения из почв, сформировавшихся на основе этих материнских горных пород (Нифонтова, 2000).

В целом не отмечается каких-либо специфических особенностей в аккумуляционной способности лишайников и мхов, собранных на участках, расположенных как в широтном, так и в меридиональном направлениях по всей исследованной территории. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове практически не различается в тундровой, лесотундровой и таежной зонах от Полярного Урала до Северо-Востока Сибири (для ^{90}Sr $t_m = 1.8-2.2$; для ^{137}Cs $t_m = 1.4-2.2$ при $r_{st} = 2.3$). Аналогичные современные уровни накопления радионуклидов установлены для лишайников и мхов стран северного полушария (Матишов и др., 1993; Hanson, 1994; White, 1994; Nifontova, 1995, 1996), что свидетельствует о глобальном характере радиоактивного загрязнения этих организмов. При этом наблюдается ясно выраженное снижение радиоактивности лишайников и мхов относительно показателей, установленных в начале 60-х годов.

Полученные данные о современных уровнях содержания нуклидов в мохово-лишайниковом покрове рекомендуется использовать при общей оценке радиационной ситуации в Урало-Сибирском регионе, а также как фоновые величины для проведения длительного радиоэкологического мониторинга северных территорий.

4.3. ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах природных растительных сообществ Среднего Урала (на примере территории Свердловской области)

Основными факторами, определяющими радиационную обстановку в Свердловской области, считаются наличие радиационно опасных объектов (Белоярская АЭС, пункты захоронения радиоактивных отходов, предприятия по обогащению и переработке сырья с высоким содержанием естественных радионуклидов, предприятия ядерного комплекса), природный радиационный фон, обусловленный естественными радионуклидами, вторичная ветровая миграция радиоактивной пыли, образующейся на территориях, загрязненных в результате деятельности ПО «Маяк». В соответствии с Федеральным законодательством в импактных зонах этих предприятий специализированными органами проводит-

ся государственный контроль за радиоактивным загрязнением территорий («Государственный доклад о состоянии...», 2002).

Свой вклад в радиационную обстановку вносят и глобальные радиоактивные выпадения искусственных радионуклидов - результат медленного процесса выведения из стратосферы продуктов испытания ядерного оружия, проводившихся ранее на полигонах планеты. Представлялось целесообразным, используя лишайники и мхи как организмы, максимально концентрирующие радионуклиды аэральных выпадений, установить современные уровни радиоактивного загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs природных растительных сообществ территорий, удаленных от зон воздействия предприятий ядерно-топливного цикла.

На всей территории области концентрация ^{90}Sr в лишайниках и мхах разной таксономической принадлежности варьирует от 40 до 160 Бк/кг, а ^{137}Cs - от 80 до 450 Бк/кг (табл. 4).

Таблица 4.

Концентрация радионуклидо:* (Бк/кг) в лишайниках и мхах
с территории Свердловской области

Вид	^{90}Sr	^{137}Cs	Вид	^{90}Sr	^{137}Cs
Лишайники			<i>Calliargon cordifolium</i>	60±10	80±30
<i>Alectoia ochroleuca</i>	70±10	190±30	<i>C. giganteum</i>	70±10	440±60
<i>Cetraria laevigata</i>	50±10	200±30	<i>Cynodontium</i> sp.	100±30	420±70
<i>Flavocetraria succulata</i>	50±10	120±20	<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	110±30	230±50
<i>Cetraria islandica</i>	40±20	370±60	<i>Bryum</i> sp.	50±10	230±40
<i>Flavocetraria nivalis</i>	50±10	110±30	<i>Ceratodon purpureus</i>	8ft±20	160±20
<i>Cladonia gracilis</i>	40±10	390±70	<i>Campyllum chryso-phyllum</i>	80±20	390±70
<i>C. comula</i>	130±30	250±50	<i>Dicranum fuscescens</i>	100±20	250±50
<i>C. furcata</i>	70±20	80±Ш	<i>D. polysetum</i>	80±20	170±40
<i>Cladina rangiferina</i>	70±10	210±40	<i>Hylacomium splendens</i>	100±30	330±50
<i>C. arbuscula</i>	60±10	220±40	<i>Helodium blandowii</i>	60±10	310±40
<i>Cladonia uncialis</i>	60±10	140±20	<i>Leptobryum pyriforme</i>	270±60	190±30
<i>Cladina stellaris</i>	70±20	250±40	<i>Mnium undulatum</i>	40±10	360±70
<i>Cladonia amaurocraea</i>	90±20	340±60	<i>Pleurozium schreberi</i>	110±20	260±40
<i>Hypogymnia physodes</i>	90±20	270±40	<i>Plagiomnium medium</i>	120±30	270±30
<i>Peltigera canina</i>	80±20	140±20	<i>Pohlia cruda</i>	70±20	260±30
<i>P. venosa</i>	80±20	160±30	<i>Polytrichum strictum</i>	110±20	210±40
<i>Ramalina</i> sp.	40±10	100±20	<i>P. commune</i>	90±30	450±70
<i>Stereocaulon paschale</i>	90±30	Не опр.	<i>P. juniperinum</i>	90±30	300±50
Мхи			<i>Ptilium cristacastrensis</i>	80±20	310±40
<i>Abietinella abielina</i>	50±10	140±30	<i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	70±20	190±40
<i>Anomodon viticulosus</i>	70±10	140±30	<i>R. subpinnatus</i>	100±20	260±40
<i>Aulacomnium palustre</i>	70±20	320±50	<i>Rhizomnium</i> sp.	70±10	290±50
<i>Brachythecium reflexum</i>	80±20	350±50	<i>Sphagnum</i> sp.	60±20	170±30
<i>B. oedipodium</i>	80±20	180±30	<i>Sanionia uncinata</i>	6(Ь)Ю	180±30
<i>B. velutinum</i>	90±30	390±60	<i>Thuidium philibertii</i>	80±20	200±40
<i>B. starkei</i>	110±20	440±60	<i>Th. recognitum</i>	50±10	150±40
<i>B. salebrosum</i>	160±30	440±60	<i>Tomentypnum nitens</i>	60±10	340±50

На основании проведенных исследований можно заключить, что концентрация ^{90}Sr в мохово-лишайниковом покрове всей территории области изменяется от 50 до 90 Бк/кг, а ^{137}Cs - в значительно более широком диапазоне величин. Для основной территории области содержание ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове не превышает 170 Бк/кг. Ранее представленные материалы (см. гл. 2) свидетельствуют о неравномерности распространения чернобыльских радиоактивных выпадений на территории Урала. В результате в настоящее время на относительно равнинных участках, затронутых северной ветвью восточного шлейфа чернобыльского следа и на периферийной части южной ветви содержание ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове составляет 210-280 Бк/кг, а на «пятнах» максимального загрязнения (окрестности г. Екатеринбург, Первоуральск, Талица) достигают 320-580 Бк/кг (рис. 11). Соответственно отношение ^{137}Cs к ^{90}Sr в образцах мохово-лишайникового покрова исследованных участков варьирует от 1.9-2.0 до 3.5-6.5 ед. (за счет повышения концентрации ^{137}Cs).

В целом уровни содержания радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове Среднего Урала находятся в пределах того же порядка величин, который определен для лишайников и мхов тундр, лесотундр и таежной зоны северных районов Урала и Сибири (Нифонтова, 1998). На основании исследованных параметров можно констатировать, что радиоактивное загрязнение растительного покрова исследованной территории (исключая импактные зоны предприятий ядерно-топливного цикла и участки предшествующих локальных радиоактивных выбросов) определяется поступлением ^{90}Sr и ^{137}Cs с глобальными аэральными выпадениями.

Созданная в результате исследований база данных, полученных в период стабилизации глобальных радиоактивных выпадений, принципиально необходима как фоновая основа для длительных мониторинговых работ и оперативного выявления нежелательных, но, к сожалению, возможных изменений радиационной обстановки.

Глава 5. Долговременная динамика содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений в мохово-лишайниковом покрове

Радиоактивное загрязнение территорий глобальными выпадениями продуктов испытаний ядерного оружия формировалось с конца 40-х до середины 60-х годов. Максимальное выпадение ^{137}Cs (0.09-0.11 Ки/км²) наблюдалось в 1963-1965 гг. в районах, расположенных в широтном поясе 30-60° с. ш. Отношение ^{137}Cs к ^{90}Sr в глобальных выпадениях составляет

1.3-1.6 ед. (Марей и др., 1974). Далее вплоть до середины 80-х годов загрязнение местности радионуклидами глобальных выпадений постепенно уменьшалось; к настоящему времени уровни выпадений в значительной степени стабилизировались (Израэль и др., 2000).

Наши исследования содержания в мохово-лишайниковом покрове ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений охватывают временной промежуток с 1975 г. по 2002 г. За этот период определено содержание радионуклидов более чем в 2 тыс. образцов лишайников, мхов и мохово-лишайникового покрова, собранных преимущественно в тундровой, лесотундровой, таежной и лесной зонах Урала и Сибири. На основе полученных результатов в системе «MSAccess» создана база данных.

Максимальные уровни ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений были зафиксированы в лишайниках (род *Cladonia*) северных территорий в период 1961-1965 гг. (Троицкая и др., 1971). Со временем наблюдается постепенное уменьшение содержания радионуклидов в лишайниках и мхах (рис. 12). К середине 80-х годов (стабилизация глобальных выпадений) концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове достоверно ($f_{\text{оп}}=2.7-5.7$ при $f_{\text{ст}}=2.2$) снизилась в 2-4 раза. Освобождение лишайников и мхов от радиоактивных продуктов происходит в результате вымывания их атмосферными осадками, физического распада ^{90}Sr и ^{137}Cs , вертикальной миграции нуклидов внутри организмов и между лишайниками, мхами и субстратами, механического повреждения и поедания растений животными.

Процесс очищения мохово-лишайникового покрова от радиоактивных загрязнений занимает достаточно продолжительный период времени (при условии снижения интенсивности глобальных выпадений), а градиент падения концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs с годами уменьшается. Наблюдается явно выраженная зависимость содержания радионуклидов в лишайниках и мхах от уровней их содержания в глобальных выпадениях. В настоящее время (на фоне стабилизации выпадений) в мохово-лишайниковом покрове северных территорий Урала и Сибири концентрация ^{90}Sr не превышает 50-80 Бк/кг, а ^{137}Cs - 250-450 Бк/кг (см. рис. 12).

В северных регионах лишайники и мхи занимают значительные площади и им принадлежит существенная роль при оценке общего запаса радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Так, в обследованных кустарниковых мохово-лишайниковых тундрах в середине 70-х годов общий запас ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове составлял 2.4 кБк/м², а ^{137}Cs - 3.8 кБк/м² (при глубине

почвенного слоя 0-5 см). В 80-е годы запасы ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове равнялись 1.4 кБк/м^2 , а ^{137}Cs - 2.5 кБк/м^2 . Основное количество радионуклидов сосредоточено в почве и тундровом опаде (70-85%), минимальное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs отмечено для травянистой и кустарниковой растительности (1.6-10.8%). В то же время ненарушенные мохово-лишайниковые сообщества с высокими показателями проективного покрытия аккумулируют до 15-20% радионуклидов от их содержания в почвенно-растительном покрове (Нифонтова, Малафеев, 1994; Нифонтова, Дедков, 2002).

$$y = -515,288x + 253,956 \cdot \log_{10}(x) + \text{eps}$$

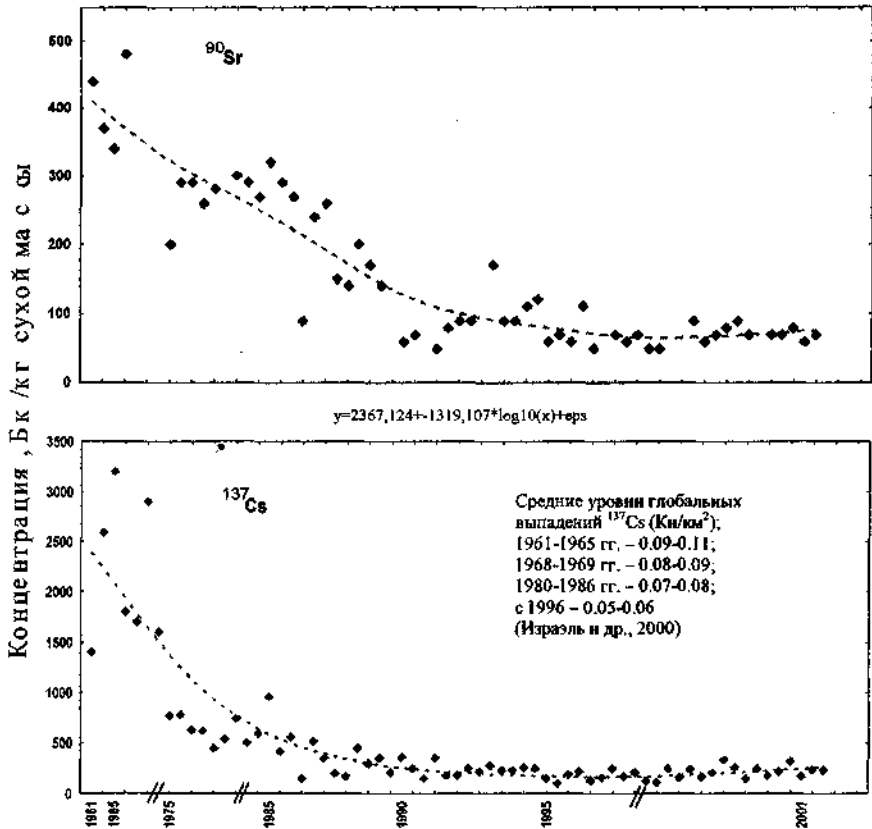


Рис. 12. Долговременная динамика содержания радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове.

В настоящее время для кустарничковых мохово-лишайниковых тундр Северной Субарктики запас радионуклидов в лишайниковых сообществах (проективное покрытие 40-60%) составляет 0.01-0.02 кБк/м² для ⁹⁰Sr и 0.03-0.05 кБк/м² для ¹³⁷Cs; в аналогичных тундрах Южной Субарктики — 0.01-0.04 кБк/м² и 0.04-0.06 кБк/м² соответственно. В горных тундрах Северного Урала в лишайниковых сообществах (проективное покрытие 30-60%) запас ⁹⁰Sr равен 0.04-0.08 кБк/м², а ¹³⁷Cs - 0.09-0.15 кБк/м² (в лишайниковых сообществах с дунитов запас радионуклидов в 3-5 раз ниже, чем с пироксенитов). В целом запас радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове (при широком диапазоне проективного покрытия 50-90%) северных растительных сообществ колеблется от 0.05 до 0.07 кБк/м² для ⁹⁰Sr и 0.09 - 0.14 кБк/м² - для ¹³⁷Cs. Расчеты проведены на основании использования современных данных (Дьяченко, 1999; Магомедова, 2003) о запасах массы лишайников и мхов.

Заключение

Развитие и усовершенствование ядерных технологий и комплексов, наличие центров по переработке и захоронению радиоактивных материалов и отходов определяют направленность радиоэкологических исследований и, в частности, необходимость изучения поведения техногенных радионуклидов в компонентах биогеоценозов. Оценка и прогнозирование уровней радиоактивного загрязнения природных экосистем, а также мониторинговые работы предусматривают использование природных биологических индикаторов.

В плане радиоэкологических исследований представители лишайниковой биоты и бриофлоры заслуживают особого внимания. В силу высоких концентрирующих способностей эти организмы обладают значительными индикаторными качествами. В то же время лишайники и мхи являются природными долговременными депо захоронения радионуклидов и влияют на процессы миграции и перераспределения последних в почвенно-растительном покрове. Вклад отдельных компонентов биоты в биогеохимическом цикле радионуклидов в общее загрязнение биогеоценозов со временем изменяется. На фоне снижения и стабилизации глобальных радиоактивных выпадений в силу указанных выше особенностей лишайников и мхов возрастает их роль как элементов природных экосистем. Немаловажное практическое значение имеет и тот факт, что исследование уровней радиоактивного загрязнения лишайников и мхов позволяет по

возможности исключать более трудоемкие и длительные работы по анализу других компонентов экосистем с низким содержанием нуклидов и при этом получать оперативную и достоверную информацию о степени загрязнения растительного покрова.

С применением комплексного подхода, дополненного результатами экспериментальных исследований, в работе впервые получен и обобщен значительный массив данных о закономерностях аккумуляции и депонирования техногенных радионуклидов разного генезиса в лишайниках, мхах и мохово-лишайниковом покрове. На большом фактическом материале прослежена долговременная и пространственная динамика содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений и определены запасы нуклидов в мохово-лишайниковом покрове растительных сообществ. Представлен объемный материал о современных уровнях содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах, который может служить базовой основой фоновых значений для проведения длительных мониторинговых и прогнозных исследований.

Выводы

1. Изучены потенциальные возможности накопления радионуклидов лишайниками и влияние на эти процессы биотических и абиотических факторов. Установлено, что в основе механизмов поглощения ^{90}Sr талломами лежат преимущественно процессы физико-химической сорбции; в накоплении ^{137}Cs большая роль принадлежит физиолого-биохимическим процессам, связанным с метаболической активностью организмов. Определена роль отдельных компонентов симбиотического организма в накоплении долгоживущих искусственных радионуклидов. Оба компонента лишайников - грибной и водорослевой - участвуют в аккумуляции ^{90}Sr и ^{137}Cs . Микобионт, составляющий основу структурной организации слоевища, накапливает большее количество радионуклидов; нарушение жизнедеятельности фотобионта приводит к уменьшению аккумуляции ^{137}Cs , что сказывается на общем содержании нуклида в талломе.

2. Грибы, входящие в состав лишайников, обладают высокой устойчивостью к внешнему гамма-облучению. Рост биомассы культуры грибов практически не изменяется при воздействии дозами 25-5000 Гр, уменьшается в 4-6 раз при дозах 10000-35000 Гр и в 10 раз - при дозе 50000 Гр. Рост биомассы клеток водорослей, выделенных из лишайников, не замед-

ляется при дозах 25-50 Гр, уменьшается в 1.5-2.0 раза при воздействии дозами 500-1000 Гр и в 3-8 раз - при дозах 2000-5000 Гр.

3. В результате исследований, проведенных в 18-км зоне Чернобыльской АЭС, установлено, что в первый поставарийный период в лишайниках и мхах концентрация ^{90}Sr увеличилась на 1-2 порядка, а ^{137}Cs - на 2-3 порядка величин. Отмечены значительные межвидовые вариации в накоплении радионуклидов; установлена пространственная неравномерность радиоактивного загрязнения мохово-лишайникового покрова в санитарно-защитной зоне ЧАЭС. На значительном расстоянии от Чернобыльской АЭС в результате продвижения восточного шлейфа радиоактивных выпадений концентрация ^{90}Sr в лишайниках и мхах практически не изменилась, а ^{137}Cs - увеличилась в 20-40 раз. Изучение динамики содержания ^{137}Cs в организмах позволяет констатировать, что первоначальные (доаварийные) уровни концентрации нуклида в образцах напочвенного мохово-лишайникового покрова восстанавливаются в течение 6-7 лет, в эпифитном лишайнике - 9-10 лет, в болотных сфагновых мхах - 4 лет.

4. Определены современные уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в бриофитах территорий, подвергшихся воздействию Кыштымской аварии. Спустя 40 лет после радиоактивного загрязнения местности в непосредственной близости от эпицентра аварии концентрация ^{90}Sr составляет 8-145 кБк/кг, а ^{137}Cs - 5-24 кБк/кг; в зоне центральной оси ВУРСа соответственно 0.5-1.4 кБк/кг и 0.5-1.1 кБк/кг; вне пределов зоны - 0.08 и 0.3 кБк/кг соответственно. Отмечено дополнительное поступление в растения ^{137}Cs в результате ветрового переноса радиоактивно загрязненного ила с берегов оз. Карачай.

5. Представленные материалы подтверждают целесообразность использования лишайников и мхов в целях длительного радиоэкологического мониторинга в зоне действия предприятий ядерно-топливного цикла. На примере Белоярской АЭС, функционирующей в штатном рабочем режиме, показано, что концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах санитарно-защитной зоны не отличается от уровней, установленных для контрольных участков, и определяется поступлением нуклидов с глобальными выпадениями. Исключение составляет Ольховская болотно-речная экосистема; в бриофитах участков, постоянно заливаемых болотными водами, концентрация ^{90}Sr увеличена в 5-8 раз, а ^{137}Cs более чем на порядок величин.

6. В мохово-лишайниковом покрове и отдельных таксонах лишайников и мхов определены современные (фоновые) уровни концентрации ^{90}Sr (50-120 Бк/кг) и ^{137}Cs (150-400 Бк/кг) глобальных выпадений на территории тундр, лесотундр, таежной и подтаежной зон Урала и Сибири. Аккумуляция радионуклидов лишайниками и мхами в значительной степени определяется видовыми, анатомо-морфологическими, возрастными особенностями организмов и экологическими условиями места их произрастания.

7. На большом фактическом материале прослежена долговременная и пространственная динамика содержания радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове. Установлены значительные концентрационные и депонирующие возможности мохово-лишайникового покрова, а также корреляция между содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах и количеством нуклидов, поступающих на земную поверхность с глобальными выпадениями. Впервые определены запасы радионуклидов в лишайниках и напочвенном мохово-лишайниковом покрове северных регионов.

8. На основе исследованных параметров представленный фактический материал позволяет мотивированно обосновать целесообразность использования лишайнобиоты и бриофлоры, являющихся важным компонентом почвенно-растительного покрова, для индикации, мониторинга и прогнозирования радиоактивного загрязнения окружающей среды в результате глобальных и аварийных выпадений техногенных радионуклидов.

Основные публикации

1. Нифонтова М.Г. Последствие обезвоживания и высоких температур на фотосинтез лишайников // Изв. Сиб. отд. АН СССР. 1967. № 10. В. 2. С. 57-62.

2. Нифонтова М.Г., Мокроносков А.Т. Продукты фотосинтеза лишайников в суточном цикле // Ботан. журн. 1968. Т. 53. № 10. С. 1451-1454.

3. Нифонтова М.Г. Возрастные изменения фотосинтеза лишайников // Ботаника. Свердловск. 1968. С. 12-16.

4. Нифонтова М.Г. Фотосинтез лишайников (Эколого-физиологические и биохимические аспекты). Автореф. дис. ...канд. биол. наук. Свердловск, 1968. 24 с.

5. Нифонтова М.Г. Изучение прироста лишайников методом взвешивания контуров // Экология растений и геоботаника. Свердловск. 1970. С. 33-38.

6. Нифонтова М.Г. Влияние водного режима слоевищ лишайников на

их фотосинтез // Биология, экология, география споровых растений. Ташкент: Изд. ФАН, 1971. С. 169-172.

7. Нифонтова М.Г. Суточная динамика ассимиляции CO_2 у некоторых лишайников лесотундры Зауралья // Экология. 1972. № 2. С. 88-90.

8. Нифонтова М.Г. Экспериментальное изучение накопления цезия-137 лишайниками из водных растворов // Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975. С. 49-54.

9. Нифонтова М.Г. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками в условиях эксперимента // Экология. 1976. № 1. С. 89-92.

10. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В., Лебедева А.В., Обухова Л.М. Накопление лишайниками некоторых радионуклидов и стабильных химических элементов в природных условиях // Лихеноиндикация состояния окружающей среды. Таллинн: АН Эст. ССР, 1978. С. 69-73.

11. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. О накоплении стронция-90 и цезия-137 лишайниками в природных условиях // Экология. 1977. № 3. С. 93-96.

12. Нифонтова М.Г. Влияние изотопных и неизотопных носителей на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками из водных растворов // Экология. 1977. № 6. С. 78-80.

13. Нифонтова М.Г., Обухова Л.М. Содержание некоторых химических элементов в лишайниках в природных условиях // Охрана и рациональное использование биологических ресурсов Урала. Свердловск, 1978. Т. 1. С. 46-48.

14. Нифонтова М.Г., Лебедева А.В., Куликов Н.В. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs живыми и мертвыми лишайниками // Экология. 1979. № 1. С. 94-97.

15. Нифонтова М.Г. Влияние светового и температурного режимов на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками из водных растворов // Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Свердловск, 1979. С. 34-37.

16. Нифонтова М.Г., Молчанова И.В., Боченина Н.В. Накопление и закрепление ^{90}Sr и ^{137}Cs мохово-лишайниковой растительностью // Проблемы лесной радиоэкологии М.: Гидрометеиздат, 1979. В. 38. С. 103-106.

17. Нифонтова М.Г., Лебедева А.В. О накоплении ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{137}Cs лишайниками // Экология. 1981. № 1. С. 88-91.

18. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. О накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми представителями низших растений в окрестностях Белоярской атомной электростанции на Урале // Экология. 1981. № 6. С. 94-97.

19. Нифонтова М.Г. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми видами мхов в районе Белоярской атомной электростанции им. И.В.Курчатова // Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 41-48.

20. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. О накоплении радионуклидов симбионтами лишайников // Экология. 1983. № 1. С. 78-80.

21. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. ^{137}Cs в растениях окрестностей Белоярской атомной электростанции им. И.В. Курчатова // Экология. 1984. № 5. С. 81-83.

22. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. О содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в съедобных грибах, произрастающих в окрестностях Белоярской АЭС // Радиационная безопасность и защита АЭС. М, 1984. № 8. С. 162-164.

23. Нифонтова М.Г., Маковский В.И., Куликов Н.В. ^{90}Sr и ^{137}Cs в торфяных отложениях низинного болота в зоне влияния Белоярской АЭС // Экология. 1986. № 3. С. 46-52.

24. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В., Таршис Г.И., Дьяченко А.П. Радиоэкологическое изучение природных экосистем в зоне атомных электростанций // Экология. 1988. № 3. С. 40-45.

25. Дьяченко А.П., Таршис Г.И., Нифонтова М.Г. Эколого-ботаническая характеристика района Белоярской атомной электростанции на Урале // Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск, 1988. С. 117-121.

26. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В., Равинская А.П. Влияние у-излучения на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками // Экология. 1989. № 6. С. 44-50.

27. Martin J., Nifontova M., Martin L. Radionukliidid samblikes enne ja peale Tseraoboli avariid // Pollumajandus ja keskkonnakaits. Tallinn: Elva, 1989. P. 123-127.

28. Нифонтова М.Г. Куликов Н.В. Динамика распределения радионуклидов стронция и цезия в компонентах наземных экосистем в зоне Белоярской АЭС на Урале // Экология. 1990. № 3. С. 77-80.

29. Магомедова М.А., Корытин Н.С., Нифонтова М.Г., Ендукин А.Ю. Лишайники в лесах Северного Зауралья // Структура, продуктивность и динамика растительного покрова. Свердловск, 1990. С. 74-81.

30. Рябкова К.А., Нифонтова М.Г. К изучению лишайников Южного Урала // Эколого-флористические исследования по споровым растениям Урала. Свердловск. 1990. С. 34-42.

31. Шапиро И.А., Нифонтова М.Г. Действие сернистого газа и у-излучения на нитратредуктазную активность у лишайника *Lobaria pulmonaria* L.(Hoffm.) // Экология. 1991. № 3. С. 47-51.

32. Маковский В.И., Нифонтова М.Г., Новгородова Г.Г. Аккумуляционная роль Ольховского болота в зоне действия Белоярской АЭС // Влияние Ольховского болота на экологическое состояние района Белоярской АЭС. Свердловск, 1991. С. 3-24.

33. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. Радиоэкологический мониторинг природных экосистем в зоне Белоярской атомной электростанции на Урале // Проблемы экологического мониторинга и моделирования. Л.: Гидрометеиздат, 1991. Т. XIII. С. 162-175.

34. Martin L., Nifontova M., Martin J. Radionuclides variation in macroli-

chens in Estonia after the Chernobyl accident // Proc. Estonian Acad. Sci. Ecol. 1991. V. 1. №. 1. P. 42-51.

35. Кононович А.Л., Луппов В.А., Маковский В.И., Нифонтова М.Г., Колтик И.И., Рафиков Е.М. Влияние радиоактивного загрязнения, депонированного в болоте, на радиационную обстановку в прилегающем регионе // Атомная энергия. 1991. Т. 71. В. 3. С. 249-254.

36. Martin L., Nifontova M., Martin J. Strontsiumi ja tsesiumi radionuklidide dunaamika suursamblikes // Kaasaegse ökoloogia probleemid. Eesti V. Ökoloogia-konverentsi teesid. Tartu, 1991. P. 106-109.

37. Магомедова М.А., Корыгин Н.С., Нифонтова М.Г., Ендукин А.Ю. Влияние выпаса оленей на лишайниковый покров сосновых лесов // Рациональное использование и охрана растительного мира Урала. Свердловск. 1991, С. 72-78.

38. Кононович А.Л., Луппов В.А., Маковский В.И., Нифонтова М.Г., Панова Н.К., Колтик И.И., Рафиков Е.М. Радиоэкологическая оценка состояния Ольховского болота // Влияние Ольховского болота на экологическое состояние района расположения Белоярской АЭС. Свердловск, 1991. С. 25-36.

39. Нифонтова М.Г., Алексашенко В.Н. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в грибах, лишайниках и мхах из ближней зоны Чернобыльской АЭС // Экология. 1992. № 3 С. 26-30.

40. Любашевский Н.М., Стариченко В.И., Балонов М.И., Брук Г.Я., Иванова Н.П., Шутов В.Н., Нифонтова М.Г., Швыдко Н.С., Басалаева Л.Н., Аржанова Е.В., Садыков О.Ф., Чибиряк М.В., Григоркина Е.Б. Радиоактивное загрязнение полуострова Ямал и оценка радиационной опасности для населения // Экология. 1993. № 4. С. 39-46.

41. Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. Криптоиндикация радиоактивных выпадений из атмосферы в связи с аварией на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Обнинск, 1993. Т. 2. С. 98-103.

42. Martin L., Nifontova M., Takko S., Aaspollu J., Martin. J., Vilde R. Distribution and migration of cesium and strontium radionuclides in Estonian scots pine stands // Problems of contemporary ecology. Tartu, 1994. P. 111-115.

43. Нифонтова М.Г., Маковский В.И. Распределение стронция-90 и цезия-137 в торфяных болотах Каменского района Свердловской области // Радиация. Экология. Здоровье. Екатеринбург: ИПЭ УрО РАН, 1994. Ч. 1. С. 73-78.

44. Мартин Л., Нифонтова М., Мартин Ю., Вильде Р. Радионуклиды цезия и стронция в сосновых лесах Среднего Урала // Урал Атомный. Наука. Промышленность. Жизнь. Екатеринбург, 1994. Ч. 1. С. 26-30.

45. Nifontova M. Radionuclides in the moss-lichen cover of tundra communities in the Yamal Peninsula // The Science of Total Environment. 1995. V. 160/161. P. 749-752.

46. Нифонтова М.Г., Маковский В.И. Содержание радионуклидов в торфяной залежи низинных болот // Экология. 1995. № 6. С. 448-454.

47. Нифонтова М.Г. Содержание долгоживущих радионуклидов в моховом покрове зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экология. 1995. № 4. С. 326-329.

48. Nifontova M.G., Ravinskaya A.P., Shapiro LA. Effect of acute gamma radiation on some physiological features of lichens // Lichenologist. 1995. V. 27. № 3. P. 215-224.

49. Любашевский Н.М., Аржанова Е.В., Елонов М.И., Басалаева Л.Н., Брук Г.Я., Григоркина Е.Б., Иванова Н.П., Нифонтова М.Г., Садыков О.Ф., Стариченко В.И., Чибирик М.В., Швыдко Н.С., Шутов В.Н. Радиоэкология полуострова Ямал // Природа Ямала. Екатеринбург: УИФ «Наука», 1995. С. 338-348.

50. Nifontova M. Mushrooms, lichens and mosses as biological indicators of radioactive environmental contamination // Radioecology and the Restoration of Radioactive-Contaminated Sites. Dordrecht-Boston-London: Kluwer Acad. Publishers, 1996. P. 155-162.

51. Нифонтова М.Г., Малафеев Ю.М. Содержание радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове тундровых сообществ п-ва Ямал // Проблемы экологического мониторинга и моделирования. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1996. Т. XVI. С. 121-126.

52. Нифонтова М.Г. Биоиндикация радиоактивного загрязнения среды // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Томск, 1996. С. 382-384.

53. Нифонтова М.Г. Динамика содержания долгоживущих радионуклидов в мохово-лишайниковой растительности // Экология. 1997. № 4. С. 273-277.

54. Санников С.Н., Санникова Н.С., Петрова И.В., Нифонтова М.Г. Радиационное обследование лесов зоны ВУРС Сухоложского лесхоза // Леса Урала и хозяйство в них. Екатеринбург: УрГЛА, 1998. В. 20. С. 191-201.

55. Нифонтова М.Г. Содержание долгоживущих искусственных радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове экосистем Урало-Сибирского региона // Экология. 1998. № 3. С. 196-200.

56. Nifontova M. Bioaccumulation of radionuclides in lichens and mosses // Sauteria. Salzburg, 1998. N 9. P. 323-330.

57. Нифонтова М.Г. Содержание долгоживущих искусственных радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове горных растительных сообществ // Экология. 2000. № 3. С. 202-205.

58. Nifontova M. Radionuclides accumulation by lichens and mosses in high latitudes // Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. Norway-Russia, 2002. P.273-275.

59. Нифонтова М.Г., Дедков В.С. Радиоэкологическая обстановка // Экологические проблемы туризма на Приполярном Урале. Екатеринбург: УрГУ, 2002. С. 126-134.

60. Нифонтова М.Г. Содержание долгоживущих искусственных радионуклидов в лишайниках и мхах заповедника «Денежкин Камень» // Экологические проблемы горных территорий. Екатеринбург: «Академкнига», 2002. С. 59-62.

61. Нифонтова М.Г. ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах заповедника «Денежкин Камень» // Тр. гос. зап-ка «Денежкин Камень». Екатеринбург: «Академкнига», 2003. В. 2. С. 122- 126.

62. Нифонтова М.Г. Современные уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове предгорных и горных ландшафтов Северного Урала // Экология. 2003. № 1. С. 51-55.

В последние годы работа выполнялась при финансовой поддержке фонда ФЦНТП «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития науки и техники гражданского назначения» и гранта РФФИ-Урал № 02-05-96435.