

Л.Г. БЯЗРОВ

**ЛИШАЙНИКИ
ИНДИКАТОРЫ
РАДИОАКТИВНОГО
ЗАГРЯЗНЕНИЯ**

Москва ❖ 2005

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ ЭКОЛОГИИ И ЭВОЛЮЦИИ
имени А.Н. СЕВЕРЦОВА
ПРОГРАММА ОБН РАН
«ФУНДАМЕНТАЛЬНЫЕ ОСНОВЫ УПРАВЛЕНИЯ
БИОЛОГИЧЕСКИМИ РЕСУРСАМИ»

А.Г. БЯЗРОВ

**ЛИШАЙНИКИ —
ИНДИКАТОРЫ
РАДИОАКТИВНОГО
ЗАГРЯЗНЕНИЯ**

Товарищество научных изданий КМК
Москва ❖ 2005

Бязров Л.Г. Лишайники — индикаторы радиоактивного загрязнения. — М.: изд-во КМК, 2005. — 476 с. Рис. 2; табл. 57. Библ. 729 назв.

Монография обобщает результаты оригинальных исследований автора, а также доступные опубликованные материалы об использовании лишайников в контроле такого показателя качества среды как радиоактивное загрязнение, одного из наиболее опасных для здоровья людей и других представителей биоты видов загрязнения. Этот фактор воздействия на среду обитания приобрел планетарный масштаб в середине 20 века как следствие широкого применения термоядерной энергии в военных и мирных целях. Особое внимание уделено методическим проблемам. Вместе с тем в книге содержится сведения и общего характера: место радиоэкологии в общей экологии; источники радионуклидов, типы радиации; различные трактовки лишайникового симбиоза, строение лишайников, их жизненные формы, особенности физиологии и др.

Приводятся многочисленные данные о накоплении слоевищами лишайников как естественных, так и техногенных радионуклидов в различных регионах нашей планеты, в том числе и редко измеряемых изотопов технеция, нептуния, кюрия и др. Показаны результаты многочисленных лабораторных и полевых экспериментов по выявлению степени устойчивости лишайников к воздействию радиоактивного облучения, многолетнего мониторинга глобальных выпадений радионуклидов, а также деятельности предприятий ядерно-топливного цикла, АЭС, ТЭС. Содержатся данные об изучении последствий применения войсками НАТО боеголовок из обедненного урана на территории Косово (Югославия). Значительный объем книги занимают материалы, характеризующие воздействие аварии на Чернобыльской АЭС на различные регионы Земли. Показаны преимущества и недостатки лишайников как индикаторов радиоактивного загрязнения.

Монография предназначена для специалистов-экологов, научных сотрудников исследовательских лабораторий, педагогов, студентов.

Р е ц е н з е н т ы :

доктор биологических наук *А.Д. Покаржевский*

кандидат биологических наук *Т.Ю. Толтышева*

Утверждено к печати
ученым советом Института проблем экологии и эволюции
им. А.Н. Северцова РАН

*Программа ОБН РАН
«Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами»*

THE RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES
A.N. SEVERTSOV INSTITUTE OF ECOLOGY AND EVOLUTION

L.G. BIAZROV

LICHENS AS INDICATORS OF RADIOACTIVE CONTAMINATION

KMK Scientific Press Ltd
Moscow ❖ 2005

Biazrov L.G. Lichens as indicators of radioactive contamination. — M.: KMK Sci. Press Ltd. 2005. — 476 p.

The monograph generalizes results of own researches of the author, and also accessible published materials about use of the lichens in the control of radioactive contamination, one of most dangerous kinds of contamination to health of people and other representatives of biota. This factor of influence on environment of inhabit has got planetary scale in middle 20 centuries as a consequence of wide use of nuclear power in the military and peace purposes. The special attention is given to methodical problems. At the same time book contains the items of information general character: a place of radioecology in fundamental ecology; sources of radionuclides, types of radiation, various interpretation of lichen symbiosis, structure of lichens, their life forms, pattern of lichen physiology etc.

The numerous data are resulted on accumulation in lichen thalli as natural and man-made radionuclides in various regions of our planet. The results of numerous laboratory and field experiments on revealing a degree of resistance of lichens to influence of a radioactive irradiation, long-term monitoring of global fallout of radionuclides from the aboveground nuclear tests, and also activity of the facilities of a nuclear-fuel cycle, N.P.P., T.E.P.S. are shown. There are the data on study of consequences of the use of depleted uranium ordnance by armies of NATO during the Kosovo conflict. Significant volume of the book is occupied with materials describing influence of the Chernobyl N.P.P. accident on various regions of the Earth. The advantages and disadvantages of lichens as indicators of radioactive contamination are shown.

Key words: lichens, radioecology, nuclear power, global fallout, radionuclides, contamination, bioindicators, Chernobyl, accidents, nuclear facilities

*Памяти
Дмитрия Александровича Криволицкого
зоолога, радиоэколога, биогеографа
посвящается*

Дмитрий Александрович Криволицкий, памяти которого посвящена эта монография, в конце 1986 г. предложил мне работать в возглавляемой им Лаборатории биоиндикации ИЭМЭЖ АН СССР (ныне ИПЭЭ РАН), и с 1987 г. я стал проводить исследования по тематике этой лаборатории. До этого проблемы загрязнения окружающей среды я знал лишь по многочисленным публикациям, поскольку 17 лет мои научные интересы были связаны с территорией Монголии, где эта проблема в те годы была не актуальной. Весной того же 1987 г. вместе мы посетили базу Института на Урале, где Д.А. представил меня персоналу базы, а также руководству и ряду научных сотрудников Опытной научно-исследовательской станции комбината «Маяк». Это научное учреждение было координатором всех исследований, проводимых на территории Восточноуральского радиоактивного следа. Затем в течение ряда лет вместе мы неоднократно выезжали для сбора материалов в 30-км зону вокруг Чернобыльской АЭС. Вместе с ним я был и на Семипалатинском испытательном полигоне в эпицентре последнего в СССР испытания термоядерного заряда в атмосфере, где удалось собрать интересный материал. Таким образом, Д.А. своим приглашением стать сотрудником лаборатории, последующей опекой ввел меня в радиоэкологию. Он настойчиво рекомендовал мне обобщить результаты исследований по радиоэкологии лишайников в виде монографии. Рукопись этой монографии Д.А. не видел, поскольку работа над ней была завершена, когда он был в больнице, из которой он не вышел. Ученый совет Института утвердил рукопись в печать менее чем через три недели после кончины Дмитрия Александровича. И посвящение монографии его памяти — знак моей глубочайшей признательности этому доброму и мудрому человеку, большому ученому.

Л.Г. Бязров
18 ноября 2004 г.

СО Д Е Р Ж А Н И Е

ВВЕДЕНИЕ	12
1. Кратко об экологии и радиационной экологии	17
2. Ионизирующая радиация, радионуклиды, их источники	22
2.1. Радионуклиды, виды ионизирующей радиации, единицы ее измерения	22
2.2. Источники радиоактивности в биосфере	27
2.2.1. Естественный (природный) радиационный фон	28
2.2.2. Техногенные радионуклиды	31
3. Понятие «лишайники», особенности их биологии и экологии	38
3.1. Микобионт	39
3.2. Фотобионт	40
3.3. Взаимоотношения микобионта и фотобионта в слоевище лишайника	40
3.4. Образование вегетативного тела (слоевища, или таллома) лишайника	42
3.5. Систематика	43
3.6. Типы слоевищ и жизненные формы лишайников	44
3.7. Субстрат	45
3.8. Свет, тепло	45
3.9. Водный режим, фотосинтез, дыхание лишайников	48
3.10. Улавливание и поглощение лишайниками минеральных и органических веществ, их накопление и потеря; токсичность элементов	49
3.10.1. Содержание минеральных элементов в лишайниках	51
3.10.2. Потребности в питательных веществах	52
3.10.3. Источники поступления элементов	53
3.10.3.1. Атмосферные источники	53
3.10.3.2. Субстратные источники	53
3.10.4. Механизмы накопления	57
3.10.4.1. Обмен ионов	57
3.10.4.2. Внутриклеточное поглощение	61
3.10.4.3. Улавливание взвешенных в атмосфере частиц	62
3.10.5. Локализация элементов в слоевище	63
3.10.5.1. Распределение радионуклидов в слоевище	65
3.10.5.2. Высвобождение слоевищ от аккумулярованных радионуклидов ...	76

3.10.6. Исследования выпадений различных веществ с помощью лишайников	80
3.10.7. Токсичность металлов, радионуклидов	83
3.10.8. Толерантность к металлам	84
3.10.9. Влияние на гидрологические циклы	87
3.10.9.1. Связь минерального питания с водным обменом	88
3.10.10. Минеральный цикл на уровне биогеоценоза: перехват сухих и сырых выпадений	88
3.10.11. Почвообразование	92
3.11. Рост лишайников; длительность жизни	93
3.12. Географическое положение, топография местности	97
3.13. Конкуренция, взаимоотношения с другими организмами	98
3.14. Влияние деятельности человека. Использование лишайников человеком	99
4. Методы изучения радиоэкологии лишайников	102
5. Устойчивость лишайников к действию ионизирующей радиации	109
5.1. Данные экспериментов в природных сообществах	109
5.1.1. Эксперимент на Лонг-Айленде	109
5.1.2. Эксперимент на гамма-поле Эмори	111
5.1.3. Эксперимент в широколиственном лесу Энтерпрайс	112
5.1.4. Эксперимент в тропическом дождевом лесу Эл Верде, Пуэрто-Рико	113
5.1.5. Эксперимент в широколиственном лесу заказника Ок-Риджской национальной лаборатории	115
5.2. Данные экспериментов в лабораториях	116
5.2.1. Эксперименты с гамма-облучением	116
5.2.2. Эксперименты для изучения особенностей поглощения и потери радионуклидов лишайниками	121
5.3. Наблюдения на Восточноуральском радиоактивном следе (ВУРС)	122
5.4. Наблюдения на Семипалатинском ядерном полигоне	128
5.5. Почему лишайники толерантны к действию высоких доз ионизирующего излучения	131
6. Естественные радионуклиды в слоевищах лишайников	134
7. Уран-235 в боеголовках снарядов и в лишайниках (лихеноиндикация последствий конфликта в Косово)	164
8. Радионуклиды глобальных выпадений в лишайниках	170
9. Лихеноиндикация последствий «мирных» ядерных взрывов и катастроф летательных аппаратов с реакторами	237

9.1. Лихеноиндикация последствий ядерных взрывов в интересах народного хозяйства	237
9.2. Лихеноиндикация последствий катастроф летательных аппаратов с ядерным оружием или ядерными реакторами	242
10. Лишайники в мониторинге состояния среды территорий вокруг атомных и тепловых станций	246
10.1. Лихеноиндикация последствий деятельности АЭС	246
10.2. Лихеноиндикация последствий деятельности ТЭС	258
11. Радионуклиды в лишайниках после аварии на Чернобыльской АЭС	260
11.1. Радионуклиды в лишайниках на территории вблизи Чернобыльской АЭС	262
11.2. Чернобыльские радионуклиды в лишайниках других территорий СССР	269
11.3. Радионуклиды в лишайниках за пределами территории СССР после аварии на ЧАЭС	285
11.3.1. Радионуклиды в лишайниках Скандинавии и Гренландии	285
11.3.2. Радионуклиды в лишайниках из стран Восточной Европы	301
11.3.3. Радионуклиды в лишайниках из стран Центральной Европы	301
11.3.4. Радионуклиды в лишайниках стран Западной и Южной Европы	311
11.3.5. Радионуклиды в лишайниках северной Греции и Малой Азии	324
11.3.6. Радионуклиды в лишайниках Восточной Азии и Гималаев	377
11.3.7. Радионуклиды в лишайниках Северной Америки	378
11.3.8. Радионуклиды в лишайниках Антарктики	381
12. Лихеноиндикация деятельности предприятий ядерно-топливного цикла и металлургических заводов, пунктов захоронения радиоактивных отходов	384
12.1. Лихеноиндикация радиоактивного загрязнения в зоне действия предприятий ядерно-топливного цикла	384
12.2. Лихеноиндикация радиоактивного загрязнения территории предприятия по переработке и захоронению низкорadioактивных отходов	390
12.3. Лихеноиндикация радиоактивного загрязнения территории в зоне действия металлургического завода	392
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	395
Литература и авторский индекс	422
Указатель латинских названий таксонов, упомянутых в тексте и таблицах	468
Указатель изотопов, упомянутых в тексте и таблицах	474

THE CONTENTS

INTRODUCTION	12
1. Is brief about ecology and radiation ecology	17
2. Ionizing radiation, radionuclides, their sources	22
2.1. Radionuclides, kinds of ionizing radiation, unit of its measurement	22
2.2. Sources of a radioactivity in biosphere	27
2.2.1. Natural radiation background	28
2.2.2. Man-made radionuclides	31
3. Concept « the lichens», patterns of their biology and ecology	38
3.1. Mycobionts	39
3.2. Photobionts	40
3.3. The mycobiont-photobiont relation in lichen thallus	40
3.4. Formation of a lichen vegetative body (thallus)	42
3.5. Taxonomy	43
3.6. Types of thalli and life forms of lichens	44
3.7. Substratum	45
3.8. Light, heat	45
3.9. Water relation, photosynthesis, respiration of lichens	48
3.10. Trapping and uptake by lichens of mineral and organic elements, their accumulation and loss; toxicity of elements	49
3.10.1. Contents of mineral elements in lichen thalli	51
3.10.2. Nutrient requirements	52
3.10.3. Sources of elements	53
3.10.3.1. Atmospheric sources	53
3.10.3.2. Substrate sources	53
3.10.4. Mechanisms of accumulation	57
3.10.4.1. Exchange of ions	57
3.10.4.2. Intracellular uptake	61
3.10.4.3. Trapping the airborne particles	62
3.10.5. Localization of elements in thallus	63
3.10.5.1. Distribution of radionuclides in thallus	65
3.10.5.2. Release of accumulated radionuclides from lichen thalli	76
3.10.6. Study of deposition of various pollutants with the help of lichens	80
3.10.7. Toxicity of metals, radionuclides	83
3.10.8. Tolerance to metals	84
3.10.9. Influence on hydrological cycles	87
3.10.9.1. Connection of a mineral nutrition with a water exchange	88
3.10.10. A mineral cycle at a biogeocoenose level: interception of dry and wet depositions	88
3.10.11. Pedogenesis	92

3.11. The growth rates of lichens; duration of life	93
3.12. A geographical situation, topography of site	97
3.13. A competition, mutual relation with others organisms	98
3.14. Influence of activity of the man. Use of lichen by the man	99
4. Methods of study of lichen radioecology	102
5. Resistance of lichens to action of ionizing radiation	109
5.1. Data of experiments in natural communities	109
5.1.1. Experiment on Long-Island	109
5.1.2. Experiment on the Emori gamma-field	111
5.1.3. Experiment in a broad-leaved forest in the Enterprise	112
5.1.4. Experiment in a tropical rain forest in El Verde, Puerto Rico	113
5.1.5. Experiment in a broad-leaved forest of Oak Ridge National laboratory reserve	115
5.2. Data of experiments in laboratories	116
5.2.1. Experiments with a gamma-irradiation	116
5.2.2. Experiments for study of patterns of uptake and loss of radionuclides by lichens	121
5.3. Supervision on the East-Urals radioactive trace (EURT)	122
5.4. Supervision on the Semipalatinsk nuclear test plot	128
5.5. Why lichens are resistant to action of high dozes of ionizing radiation	131
6. Natural radionuclides in lichen thalli	134
7. Uranium-235 in ordnance and in lichens (lichen indication of consequences of Kosovo conflict)	164
8. Radionuclides of global fallout in lichens	170
9. Lichen indication of consequences of «peace» nuclear explosions and accidents of aircrafts with nuclear reactors	237
9.1. Lichen indication of consequences of nuclear explosions for civilian purposes	237
9.2. Lichen indication of consequences of accidents of aircrafts with the nuclear weapon or nuclear reactors	242
10. Lichens in monitoring a condition of environment of territories around of nuclear power plants and thermal electric stations	246
10.1. Lichen indication of consequences of activity N.P.P.	246
10.2. Lichen indication of consequences of activity T.E.P.S.	258
11. Radionuclides in lichens after accident on Chernobyl N.P.P.	260
11.1. Radionuclides in lichens in territory close by Chernobyl N.P.P.	262

11.2. Radionuclides of Chernobyl N.P.P. in lichens of other territories USSR	269
11.3. Radionuclides in lichens outside territory USSR after accident on Chernobyl N.P.P.	285
11.3.1. Radionuclides in lichens of Scandinavia and Greenland	285
11.3.2. Radionuclides in lichens of the countries of East Europe	301
11.3.3. Radionuclides in lichens of the countries of Central Europe	301
11.3.4. Radionuclides in lichens of the countries of Western and Southern Europe	311
11.3.5. Radionuclides in lichens of northern Greece and Asia Minor	324
11.3.6. Radionuclides in lichens of East Asia and Himalayas	377
11.3.7. Radionuclides in lichens of Northern America	378
11.3.8. Radionuclides in lichens of Antarctic Region	381
12. Lichen indication of activity of the enterprises of a nuclear-fuel cycle and metal works, items of the plants for remaking radioactive waste products	384
12.1. Lichen indication of radioactive contamination territory around of the enterprises of a nuclear-fuel cycle	384
12.2. Lichen indication of radioactive pollution of territory of the plant for remaking and conservation of low-radioactive waste products	390
12.3. Lichen indication of radioactive contamination of territory around enterprises of a metal works	392
THE CONCLUSION	395
References and authors's index	422
The index of the latin names of taxons mentioned in the text and tables	468
The index of isotopes mentioned in the text and the tables	474

ВВЕДЕНИЕ

Осенью 2002 г., просматривая рефераты журнальных статей, я с удивлением обнаружил, что майский выпуск 2002 г. журнала *Fusion Science and Technology*, издание, далекое от проблем биологии и экологии (на русский его название приближенно переводится как Наука и технология плавки), опубликовал результаты изучения лишайника *Hypogymnia physodes*, вида, представителей которого в северном полушарии можно встретить на стволах и ветвях деревьев практически в каждом участке леса, как индикатора загрязнения воздуха тритием (Golubev et al., 2002). Еще больше меня впечатлил перечень авторов публикации — это были сотрудники Всероссийского научно-исследовательского института экспериментальной физики из города Саров (Арзамас-16) и Ливерморской национальной лаборатории, США. Уместно пояснить, что эти два учреждения были причастны к разработке термоядерного оружия, первое — в СССР, второе — в США. Достаточно назвать имена академиков Ю.Б. Харитона, Я.Б. Зельдовича, А.Д. Сахарова, работавших в г. Сарове, и станет понятной роль ВНИИЭФ в создании ядерного щита страны. Столь же выдающиеся физики связаны и с американской лабораторией. И вдруг представители этих научных ядерных центров совместно изучают лишайник!?

Конечно, не лишайник был главным объектом их исследования. Основной целью этого совместного проекта было изучение поведения трития в окружающей среде, а слоевища лишайника выступали в качестве акцентора этого радиоизотопа из источника его поступления в среду. Напомню, что тритий — один из трех изотопов водорода — является одним из компонентов водородной бомбы. Поэтому интерес ученых ядерных центров к распределению этого изотопа в окружающей среде не случаен. И это лишь один из многих примеров применения лишайников как биоиндикаторов радиоактивного загрязнения.

Понятие «загрязнение» в экологической интерпретации имеет санитарно-гигиеническое происхождение, поскольку его употребление, прежде всего, связано со здоровьем человека. Постепенно оно стало иметь более широкое толкование, и ныне загрязнением принято считать поступление в природную среду веществ разного происхождения в количествах, вызывающих неблагоприятное воздействие на состояние живых организмов разных таксономических групп и биогеоценозов в целом, а также на материалы, оборудование, здания, сооружения. В Законе Российской Федерации «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ (Российская газета за 12 января 2002 г., № 6) загрязнение определяется как «поступление в окружающую среду вещества и (или) энергии, свойства, местоположение или количество которых оказывают негативное воздействие на окружающую среду», а загрязнителем среды считается «вещество или смесь веществ, количество и (или) концентрация которых превышают установленные для химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов нормативы и оказывают негативное воздействие на окружающую среду» (статья 1). Этот закон декларирует, что «...в соответствии с Конституцией Российской Федерации каждый имеет право на благоприятную окружающую среду, ...на получение достоверной информации о состоянии окружающей среды». Одним из способов контроля состояния среды является мониторинг. Согласно тексту закона, «мониторинг окружающей среды (экологический мониторинг) — комплексная система наблюдений за состоянием окружающей среды, оценки и прогноза изменений состояния окружающей среды под воздействием природных и антропогенных факторов» (статья 1). Показателями состояния среды и ее компонентов могут быть и представители органического мира — растения, животные, грибы, бактерии, комплексные симбиотические ассоциации, к которым принадлежат и лишайники. Процесс выявления свойств окружающей среды с помощью живых организмов называют биоиндикацией, а используемых для этого представителей органического мира — биоиндикаторами. Видовой состав, особенности распространения лишайников в городах, в зонах воздействия крупных объектов индустрии, а также на территориях отдельных областей и даже ряда государств в целом, некоторые показатели жизнедеятельности представителей лишайнобиоты в последние десятилетия широко используются для суждения о состоянии среды, в особенности воздуха, практически на всех континентах нашей планеты. Результаты проведенных исследований были широко использованы как для зонирования территорий по степени загрязнения воздуха или для вы-

явления причин некоторых заболеваний, например, рака легких (Cislaghi, Nimis, 1997), так и для обоснования мер, способствующих улучшению качества воздушного бассейна и созданию более здоровых для человека условий жизни на обследованных территориях. Сведения о динамике состоянии лишайников позволяют судить об эффективности таких мероприятий. Регистрация показателей представителей лишайнобиоты — часть программы наблюдений многих станций сети глобального мониторинга окружающей среды (Израэль и др., 1982). Каждый любознательный человек, в особенности проживающий там, где растут деревья, по отсутствию или наличию лишайников, их обилию на стволах и ветвях может получить общее представление о качестве воздуха в месте его пребывания: много лишайников — воздух чистый, мало или их нет — повод для сомнений в его качестве, правда, не во всех случаях оправданный.

Определение свойств среды по особенностям ряда показателей лишайников называют лишайноиндикацией (от латинского — *Lichenes* — лишайники). Принципиально практически все живые организмы в той или иной степени пригодны для биоиндикации, естественно, если в деталях известны особенности их экологии (Криволуцкий, 1994; Покаржевский, 1993). Лишайники, в частности, применяли для выявления почвенно-геологических и физико-географических параметров территорий (Викторов, 1956, 1960; Викторов, Джураева, 1979; Магомедова, 1980, 1984, 1996; Седельникова, 1982; Таисаев, Константинова, 1988; Insarov, Schroeter, 2002; Урбанавичюс, 2002), динамики поведения горных ледников (Савоскул, 1995; Галанин, Глушкова, 2003; и др.), возраста наскальных изображений (петроглифов), оставленных нашими далекими предками (Седельникова, Черемисин, 2001), степени пастбищной (Андреев, 1980; Бязров, 1976; Магомедова и др., 1991) и рекреационной (Малышева, Толпышева, 1982) нагрузки, влияния удобрений (Гордеева, Толпышева, 1978), и для других целей. Экологическая разведка в Вооруженных силах РФ ныне использует и показатели свойств лишайников интересующей местности (Бадтиев, Кулёмин, 2001). Однако наиболее широко представителей лишайнобиоты, в особенности эпифиты, применяли для иллюстрации степени загрязнения воздуха, обусловленного как деятельностью человека, так и вызванного естественными причинами, например, извержениями вулканов (Bargagli, Barghigiani, 1991). Еще в середине прошлого века в Южном Ланкашире (Англия) установили снижение видового разнообразия лишайнобиоты из-за увеличения загрязнения воздуха (Hawksworth, Rose, 1976), а классик лишайнологии — науки о лишайниках — В. Нюландер

(W. Nylander, 1866) обратил внимание на постепенное исчезновение лишайников из Люксембургского сада в Париже из-за использования новых видов топлива и газа для освещения городских улиц. Это дало ему основание назвать лишайники «гигиенометрами», состав и состояние которых в городе или его частях в определенной степени отражают качество воздуха, комфортность условий проживания населения городов. К началу 1900-х этот «городской эффект» в отношении лишайников, т.е. их исчезновение в городах, был широко признанным феноменом, и поначалу его связывали с действием угольной сажи. Позднее основным токсичным агентом для лишайников был признан бесцветный газ — двуокись серы. Ныне список загрязнителей воздуха, негативно действующих на лишайнобиоту, много больше и включает фтористый водород, некоторые металлы, кислотные дожди, окислители и органические соединения.

Различные аспекты лишайноиндикации загрязнения воздуха отражены в многочисленных публикациях, часть которых была обобщена в моей монографии (Бязров, 2002). Однако ограниченный объем той книги не позволил в полной мере отразить еще один важный аспект использования лишайников в контроле качества среды — лишайноиндикацию радиоактивного загрязнения, одного из наиболее опасных для здоровья людей и других представителей биоты видов загрязнения. Этот вид воздействия на среду обитания приобрел планетарный масштаб в середине 20-го века как следствие широкого применения термоядерной энергии в военных и мирных целях.

Мне довелось в разные годы изучать экологические последствия радиоактивного загрязнения на Восточноуральском радиоактивном следе, в зоне отселения вокруг Чернобыльской АЭС, а также в Брянской области и на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне в Казахстане. Предлагаемая вниманию читателей книга обобщает как оригинальные, так и доступные опубликованные данные об использовании лишайников в контроле радиоактивного загрязнения в нашей стране и за ее пределами. Особое внимание уделено методическим проблемам. Вместе с тем в книге содержатся и сведения общего характера: различные трактовки лишайникового симбиоза, строение лишайников, их жизненные формы, особенности физиологии и др. При подготовке этих разделов были использованы опубликованные сотрудниками Лаборатории лишайнологии и бриологии Ботанического института им. В.Л. Комарова обширные обзоры Е.А. Вайнштейн (1972, 1973, 1982), Н.С. Голубковой (1993), И.А. Шапиро (1986, 1993, 1996), а также книга А.Н. Окснера (1974). В сравнении с упомянутой

моей монографией они дополнены материалами, относящимися к теме данной книги, т.е. радиоэкологии лишайников. В использованных литературных источниках их авторы применяли разные единицы для характеристики радиоактивности и облучения. Большинство их для данного издания пересчитаны в единицы СИ. В некоторых случаях концентрации нуклидов в весовых единицах (мкг/г) пересчитаны в единицы удельной активности (Бк/кг). Номенклатура лишайников приведена в соответствии с современными представлениями об их таксономии.

Работа выполнена в рамках Плана НИР Лаборатории биоиндикации ИПЭЭ РАН. Моей работе оказывали содействие заведующий лабораторией член-корреспондент РАН Д.А. Криволицкий, его заместитель в.н.с. д.б.н. А.Д. Покаржевский, другие сотрудники Лаборатории, а также многочисленные отечественные и зарубежные коллеги, приславшие мне копии недоступных в Москве публикаций, за что я им всем благодарен. Считаю своим приятным долгом высказать признательность рецензентам д.б.н. А.Д. Покаржевскому и к.б.н. с.н.с. кафедры микологии и альгологии Биологического факультета МГУ Т.Ю. Толпышевой за скупулёзный анализ рукописи. Большинство их замечаний учтены мною при подготовке рукописи к изданию.

1. КРАТКО ОБ ЭКОЛОГИИ И РАДИАЦИОННОЙ ЭКОЛОГИИ

Мы являемся свидетелями широкого интереса к экологии, проникновения термина «экология» в лексику представителей разных сфер человеческой деятельности. Наряду с профессионалами, применяющими его в строго научном смысле, это слово в разных значениях используют журналисты, политики, писатели, филологи, оппозиционеры, лица, желающие улучшить свои жилищные условия, и др. Можно услышать и прочитать и о «плохой (?) экологии», и об «экологии языка», и об «экологии культуры», и об «экологии литературы», и об «этнической экологии», и о «социальной экологии», и множество других сочетаний с этим термином, режущих слух специалиста-биолога. В непрофессиональной среде под экологией, в лучшем случае, понимают только гигиенические аспекты состояния окружающей среды, а нередко и просто уровень ее техногенного загрязнения (Большаков и др., 1996; Алимов, 2002). Однако есть мнение, что широкое внедрение этого слова отражает назревшую необходимость экологизации разных отраслей знаний (Розенберг, 1999), поскольку эта отрасль науки тесно связана с повседневной жизнью любого человека.

Понятие «экология» в научной литературе появилось благодаря германскому ученому Э. Геккелю, который в 1866 г. предложил применять этот термин для обозначения науки о взаимоотношениях живых организмов со средой их обитания, в том числе и с другими организмами. В русской научной литературе первым его воспроизвел И.И. Мечников в 1869 г. (Алимов, 2002). Это определение затем уточнялось и конкретизировалось неоднократно (Розенберг, 1999), но смысл оставался неизменным, и ныне профессионалы экологией называют фундаментальную биологическую науку, изучающую организацию и функционирование в пространстве и времени надорганизменных систем различных уровней: популяций, биоценозов, биогеоценозов (экосистем), биосферы в естественных и измененных человеком условиях (Гиляров, 1986; Алимов, 2002). Краткое и обобщенное определение этой науки — «биология окружающей среды» (Одум, 1975; Szabo, 1993). Таким образом, в определение «экология» включают понятия «живой организм», «окружающая среда» и «функциональные процессы или взаимодействие между организмом и средой». Живые организмы — это представители различных таксономических групп

всех царств органического мира, в том числе и человек. Соответственно, наряду с общей экологией существуют экология растений, экология животных, экология грибов (в том числе и лишайников), экология цианобактерий, экология человека, экология других групп как обобщение знаний экологии отдельных видов. Окружающая среда — это вещество и энергия вне живого организма, которые в той или иной степени последний использует для жизнедеятельности (солнечная радиация, газы, ионы и катионы различных элементов и соединений, вода, другие организмы, и другое). В связи с этим изучают зависимости распространения и жизнедеятельности организмов от освещенности, спектрального состава солнечной радиации, тепла, доступной влаги, газового состава атмосферы, наличия элементов минерального питания, органических веществ, загрязнения и др., в том числе и конкретных элементов и соединений. Функциональные процессы — это физико-химические, физиологические, биохимические и иные процессы, наблюдаемые при взаимодействии живого организма с веществом, в результате которых происходит образование и разрушение новых веществ-метаболитов, сопровождаемое потреблением и выделением энергии. В этом случае можно говорить об экологии метаболизма, и данное направление отражают исследования по экологии фотосинтеза, дыхания, других обменных процессов.

Частью окружающей среды являются радиоактивные вещества и радиоактивное излучение. Ветвь науки, связанную с изучением воздействия радиоактивных веществ и радиоактивного излучения на особей, популяции организмов, их сообщества, а также судьбу радиоактивных веществ, попавших в окружающую организмы среду, и механизмы, посредством которых сообщества и популяции регулируют распространение радиоактивности, называют радиационной экологией (Одум, 1975). Термин «радиационная экология» или «радиоэкология» появился практически одновременно в русско- и англоязычной научной литературе (Кузин, Передельский, 1956; Odum, 1956; Передельский, 1957), а перед научной аудиторией, вероятно, был озвучен в 1955 г. в Женеве (Швейцария), на международной конференции по мирному использованию атомной энергии. Вскоре второе издание учебника «Основы экологии» (Odum, 1959) уже содержало главу «Радиационная экология».

Радиоактивные вещества и радиоактивное излучение постоянно являлись и являются частью окружающей среды на Земле, формируя так называемый радиационный фон. Однако только в начале 1950-х годов началось широкое и интенсивное изучение воздействия радио-

активных веществ и радиоактивного излучения на организмы, их сообщества, а также судьбы радиоактивных веществ, попавших в окружающую среду. Это связано с появлением атомного и термоядерного оружия, его испытаниями в атмосфере, его применением в Японии. Первый взрыв атомной бомбы провели в пустыне США в 1945 г., в августе того же года США взорвали атомные бомбы над японскими городами Хиросима и Нагасаки. Но это были относительно маломощные бомбы, и ужасное воздействие радиоактивного излучения, радиоактивных веществ на людей, другие живые организмы проявлялось сравнительно на небольшой территории, в радиусе нескольких десятков километров. В 1954 г. в атмосфере начали испытывать заряды, мощность которых в тринитротолуоловом эквиваленте измерялась мегатоннами. Радиоактивные вещества, выделявшиеся при таких мощных взрывах, в больших количествах проникали в стратосферу, и характерные для этого слоя атмосферы мощные воздушные потоки разносили попавшие туда радиоактивные вещества по всему земному шару. Эти вещества со временем выпадали на поверхность Земли и становились частью сухопутной и водной среды. Такие выпадения получили название «глобальные выпадения». Кроме того, для производства ядерного оружия в нескольких странах была создана соответствующая инфраструктура, включающая химико-металлургические, горнорудные предприятия, научные центры с реакторами, деятельность которых также представляет потенциальную угрозу радиоактивного загрязнения и облучения. Таким образом, с середины 20-го столетия вся биота, в т.ч. и люди, существуют в условиях повышенного радиационного фона, увеличение уровня которого обусловлено деятельностью человека.

Негативное воздействие на здоровье человека радиоактивных веществ, попавших в среду в результате ядерных испытаний, проявилось достаточно быстро, поэтому именно в середине 1950-х и были начаты масштабные радиоэкологические исследования. Такие работы в те годы проводились как в странах, обладавших ядерным оружием (США, СССР, Великобритания, Франция), так и в государствах, вблизи рубежей которых осуществлялись испытания такого оружия (Дания, Канада, Норвегия, Финляндия, Швеция), а также в Японии, где это оружие было применено. Ныне, особенно после аварии на Чернобыльской АЭС, радиоэкологические исследования проводят ученые многих стран практически на всех континентах.

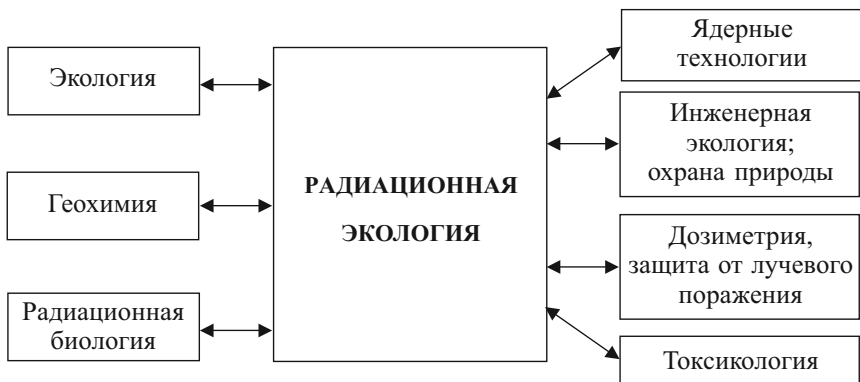
Выделяют несколько основных направлений радиоэкологии: а) определение качественного и количественного содержания радиоактив-

ных элементов в организмах; б) определение коэффициентов накопления радиоизотопов представителями различных видов; в) выявление воздействия попавших в организмы и сообщества радионуклидов при разных уровнях радиоактивности среды; г) закономерности изменения структуры и динамики популяций и сообществ организмов в условиях действия повышенных уровней радиации; д) выяснение механизмов адаптации организмов к действию ионизирующей радиации (Ильенко, Криволуцкий, 1971). В целом это два разных аспекта радиоэкологии: 1) воздействие радиоактивного излучения на особей, популяции, биоценозы и биогеоценозы; 2) судьба радиоактивных веществ, находящихся в окружающей среде, и участие организмов и их сообществ в регулировании распространения радиоактивности.

Раздел радиоэкологии, изучающий воздействие радиоактивных излучений на биогеоценоз в целом, а также миграцию радиоактивных веществ по компонентам биогеоценоза называют радиационной биогеоценологией (Сукачев, 1964; Тимофеев-Ресовский, 1964; Алексахин, 1968; Криволуцкий и др., 1988). Она базируется на представлениях В.Н. Сукачева о биогеоценозе и методах применения радиоизотопов и излучений в экспериментальной биогеоценологии, разработанных Н.В. Тимофеевым-Ресовским (1957).

Радиационная экология является междисциплинарной ветвью экологии (Odum, 1965). С одной стороны, ее основу составляют такие фундаментальные науки как экология, геохимия, радиационная биология, физиология, генетика и др., с другой — она взаимодействует

Рис. 1.1. Схема связей радиационной экологии с некоторыми фундаментальными и прикладными науками (по: Odum, 1965; с дополнениями)



с прикладными науками, такими как ядерные технологии, техника измерений, рекультивация радиоактивно загрязненных территорий, токсикология, и др. (рис. 1.1).

Лишайники стали объектом радиоэкологических исследований в 1950-х (Гродзинский, 1959; Gorham, 1959). В силу ряда своих биологических особенностей (нет корневой системы, отсутствует система регулирования поступления в их слоевища веществ из среды) лишайники получают элементы минерального питания главным образом из атмосферы, в отличие от сосудистых растений, получающих их из почвы. Поскольку атмосферные источники по сравнению с почвой относительно скудны, решающей для жизни лишайников является способность аккумулировать элементы, в том числе и радиоактивные, из атмосферы. В ходе многочисленных исследований ряд представителей этих симбиотических ассоциаций признаны лучшими концентраторами радиоактивных изотопов из окружающей среды. Однако прежде, вероятно, следует познакомиться с ионизирующей радиацией и радионуклидами, ее создающими.

2. ИОНИЗИРУЮЩАЯ РАДИАЦИЯ, РАДИОНУКЛИДЫ, ИХ ИСТОЧНИКИ

2.1. РАДИОНУКЛИДЫ, ВИДЫ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ, ЕДИНИЦЫ ЕЕ ИЗМЕРЕНИЯ

Слова «радиация» и «излучение» фактически синонимы, поскольку первое происходит от элемента «радий», открытого в 1898 г. супругами Марией и Пьером Кюри, а по-латыни его название означает «испускающий лучи». Ионизирующей радиацией называют излучение, которое при взаимодействии с веществом, в том числе и живым, вызывает ионизацию составляющих его молекул и атомов. При этом последние становятся ионами, заряженными положительно или отрицательно. Ионы химически гораздо более активны в сравнении с нейтральными атомами и молекулами. В результате такой активизации извне в живом организме могут нарушиться метаболические процессы, измениться вещество наследственности, что может пагубно сказаться либо непосредственно на этом организме, либо на его потомках.

Известно, что строение атома напоминает строение Солнечной системы в миниатюре: вокруг крошечного ядра очень высокой плотности движутся по своим орбитам электроны. Ядро состоит, как правило, из плотно сцепленных более мелких частиц. Положительно заряженные частицы ядра называются протонами, и их число определяет место атома в Периодической системе элементов Д.И. Менделеева. Число протонов в атоме строго совпадает с числом электронов, несущих отрицательный заряд. Абсолютные величины зарядов протонов и электронов в атоме совпадают, так что в целом атом нейтрален. Кроме протонов в ядре обычно присутствуют и другие частицы, электрически нейтральные, называемые нейтронами. Если число протонов в ядре атомов одного и того же элемента всегда одинаковое, то количество нейтронов в них может быть различным. Атомы одного и того же элемента, отличающиеся по числу нейтронов, называют изотопами данного элемента. Для их обозначения к символу элемента приписывают число, равное сумме всех частиц (нуклонов) в ядре данного элемента, называемое массовым числом. Например, углерод-12 содержит 6 протонов и 6 нейтронов, а углерод-14 — 6 протонов и 8 нейтронов. Ядра всех изотопов химических элементов образуют

группу «нуклидов» (Радиация..., 1990). Нуклиды, которые при отсутствии внешнего воздействия никогда не трансформируются, называют стабильными. Таких нуклидов меньшинство. Большинство же нуклидов нестабильны, они постоянно превращаются в другие нуклиды (Гусев, Дмитриев, 1988). Например, из ядра урана-238, содержащего 92 протона и 146 нейтронов, время от времени высвобождаются два протона и два нейтрона, что приводит к превращению урана-238 в торий-234, в ядре которого уже 90 протонов и 144 нейтрона. В свою очередь, торий-234 превращается в протактиний-234 с 91 протоном и 143 нейтронами в ядре путем превращения одного из нейтронов в протон. Далее следуют иные трансформации, которые заканчиваются стабильным свинцом-206 (рис. 2.1). Процесс такой самопроизвольной трансформации называется радиоактивным распадом, а сам такой нуклид — радиоактивным (Радиация..., 1990). Каждый акт распада сопровождается высвобождением энергии, передаваемой дальше в виде излучения.

Схема (рис. 2.1) содержит и такой важный показатель как вид излучения, обозначенный буквами греческого алфавита. Альфа-излучением называют испускание ядром частицы, состоящей из двух протонов и двух нейтронов (ядра гелия). При этом заряд ядра уменьшается на 2, что приводит к изменению химических свойств атомов, а массовое число уменьшается на 4. Бета-излучение — испускание электрона или позитрона. При бета-распаде массовое число ядра не меняется, но иными становятся его заряд и химические свойства, ибо масса бета-частиц в 1840 раз меньше массы протона или нейтрона, а заряд их может быть -1 (электроны) или $+1$ (позитроны). Как известно, в ядре электронов и позитронов нет, а есть протоны и нейтроны. Но при ядерных реакциях нейтрон может превратиться в протон, испуская при этом электрон. Известен и другой тип ядерных процессов, когда протон, испуская позитрон, теряет заряд и превращается в нейтрон (Ландау-Тылкина, 1974). На схеме отсутствует обозначение еще одного вида излучения — гамма-излучения. Оно возникает, когда нестабильный нуклид настолько возбужден, что испускание частиц не снимает возбуждение, и тогда такой нуклид выбрасывает порцию чистой энергии — гамма-кванты. Гамма-излучение во многом подобно рентгеновскому — и в том, и другом случае испускания каких-либо частиц не происходит. Первое является наиболее коротковолновым электромагнитным излучением (длина волны менее 0.1 нм), тогда как у рентгеновского излучения длина волны больше (0.1–2 нм). Соответственно, гамма-кванты обладают более высокой энергией, чем кванты

Рис. 2.1. Схемы распада естественных радиоактивных семейств (по: Гусев, Дмитриев, 1988).

 α , β — вид излучения

Радиоактивные семейства					
Тория		Актиния		Урана	
Нуклид	Период полураспада	Нуклид	Период полураспада	Нуклид	Период полураспада
Th-232 ↓ α	14 050 000 000 лет	U-235 ↓ α	703 800 000 лет	U-238 ↓ α	4.47 млрд лет
Ra-228 ↓ β	5.75 лет	Th-231 ↓ β	25.6 час.	Th-234 ↓ β	24.1 суток
Ac-228 ↓ β	6.13 час.	Ra-231 ↓ α	32760 лет	Ra-234m, Ra-234 ↓ β	1.17 мин., 6.7 час.
Th-228 ↓ α	1.9131 лет	Ac-227 ↓ β	21.773 лет	U-234 ↓ α	245 000 лет
Ra-224 ↓ α	3.66 суток	Th-227, Fr-223 ↓ α , β	18.718 суток, 21.8 мин.	Th-230 ↓ α	75 200 лет
Rn-220 ↓ α	55.61 сек.	Ra-223, At-219 ↓ α , β	11.435 суток, 0.9 мин.	Ra-226 ↓ α	1608 лет
Po-216 ↓ α	0.145 сек.	Rn-219, Bi-215 ↓ α , β	3.96 сек., 7.4 мин.	Rn-222 ↓ α	3.8235 суток
Pb-212 ↓ β	10.64 час.	Po-215 ↓ α , β	1.78×10^{-3} сек.	Po-218 ↓ α , β	3.11 мин.
Bi-212 ↓ α , β	60.55 мин.	Pb-211, At-215 ↓ α , β	36.1 мин., 1.0×10^{-4} сек.	Pb-214, At-218 ↓ β , α	26.8 мин., 2 сек.
Po-212, Tl-208 ↓ α , β	2.96×10^{-7} сек., 3.055 мин.	Tl-207, Po-211 ↓ α , β	4.77 мин., 0.516 сек.	Bi-214 ↓ β , α	19.9 мин.
Pb-208	Стабильный	Pb-207	Стабильный	Po-214, Tl-210 ↓ α , β	1.63×10^{-4} сек., 1.3 мин.
				Pb-210 ↓ β , α	21.8 лет
				Bi-210, Hg-206 ↓ β , α	5.013 сут.,
				Po-210, Tl-206 ↓ α , β	138.4 сут., 4.18 мин.
				Pb-206	Стабильный

рентгеновского излучения и всех других участков электромагнитного спектра.

Действие разных видов излучения на организм неодинаково, поскольку каждое из них сопровождается высвобождением разного количества энергии, и они имеют разную проникающую способность. Чем выше энергия, тем больше — в пределах данного типа излучения — потенциальный ущерб для живых организмов. Препятствием потоку протонов и нейтронов, характерному для альфа-излучения, может стать лист бумаги, и такое излучение не способно проникнуть через наружный слой кожи. Но альфа-частицы чрезвычайно опасны при попадании внутрь организма с пищей, вдыхаемым воздухом. Бета-излучение проникает в ткани организма на глубину 1–2 см. Гамма-излучение, распространяющееся со скоростью света, обладает очень высокой проникающей способностью — его может задержать лишь толстая свинцовая или бетонная плита (Радиация..., 1990).

Альфа- и бета-частицы при прохождении через вещество вызывают возбуждение и ионизацию атомов, образуя на пути своего движения пары ионов — отрицательно заряженные электроны и ионизированные атомы с положительным зарядом. Гамма-кванты, рентгеновские лучи, нейтроны лишены электрического заряда и потому сами не обладают способностью к ионизации. Однако при прохождении через вещество они теряют свою энергию при взаимодействии с электронами атомных оболочек вещества. При этом квант может передать электрону либо всю энергию и исчезнуть, либо часть ее. Электрон, получивший дополнительную энергию, вылетает из электронной оболочки атома. Такой электрон, называемый вторичным, или электроном отдачи, вызывает ионизацию молекул как и бета-частицы (Ландау-Тылкина, 1974). Таким образом, гамма-кванты, рентгеновские лучи, нейтроны при взаимодействии их с веществом создают вторичное ионизирующее излучение (Кривоуццкий и др., 1988).

Действие радиации на вещество может быть прямым и опосредованным. Прямое действие совершается в три этапа: 1) поглощение энергии молекулой, испускание ею одного или нескольких электронов (ионизация), переход электрона на более высокий энергетический уровень (возбуждение); 2) перенос энергии с распадом возбужденных и ионизированных молекул на фрагменты (свободные радикалы), содержащие один неспаренный электрон из бывшей электронной пары; 3) образование новой стабильной молекулы, отличающейся по своему составу от прежней, подвергнувшейся действию радиации, с возможной потерей биологической активности важных молекул (Барабой,

1991). Взаимодействие излучений с молекулами растворителя (вода и др.) рассматривается как непрямое. Образующиеся при этом активные продукты действуют на растворенные вещества и вызывают в них изменения.

Важной физической характеристикой изотопа является период полураспада — время, за которое распадается половина всех радионуклидов данного типа в любом радиоактивном источнике. На схеме (рис. 2.1) показано, что половина всех атомов протактиния-234 в любом радиоактивном источнике распадется за время несколько большее, чем 1 мин., а половина всех атомов урана-238 превратятся в торий-234 за 4.47 миллиарда лет. Число распадов в секунду в радиоактивном образце называют его активностью. В международной системе СИ единица измерения активности обозначается как беккерель (Бк). Она так названа в честь французского ученого Анри Беккереля, открывшего в 1896 г. явление радиоактивности. Один беккерель равен одному распаду в секунд. Поскольку период полураспада разных изотопов неодинаков, то одну и ту же величину активности обеспечивает разная масса вещества. Так, активность 1 г радия-226 (3.7×10^{10} Бк), период полураспада которого 1600 лет, примерно равна активности 3 тонн урана-238 или 10 мг йода-131 (период полураспада 8.04 суток). Удельная активность, или концентрация (Бк/г или Бк/кг) — число распадов в секунду в единице массы радиоактивного образца.

Повреждения живого организма прямо зависят от количества энергии, переданной излучением тканям. Количество энергии излучения, поглощенное единицей массы тканей организма, называется поглощенной дозой, которая в системе СИ измеряется в греях (Гр). Однако эта величина не учитывает разной степени опасности каждого из видов излучений для организма, поэтому поглощенную дозу следует умножать на соответствующий коэффициент, отражающий способность данного вида излучения повреждать ткани; при этом альфа-излучение считается в 20 раз опаснее других видов излучений. Эту исправленную дозу называют эквивалентной дозой; в системе СИ ее измеряют в зивертах (Зв). Также учитывают, что одни органы более чувствительны к действию ионизирующей радиации в сравнении с другими. Поэтому эквивалентную дозу пересчитывают с использованием разных коэффициентов для различных органов. Эта величина называется эффективной эквивалентной дозой, отражающей суммарный эффект облучения для организма; она также измеряется в зивертах (Зв).

2.2. ИСТОЧНИКИ РАДИОАКТИВНОСТИ В БИОСФЕРЕ

Общепринято деление источников радиоактивности на естественные и техногенные (деятельность человека). Многочисленные их классификации обобщены в таблице 2.1.

Уместно отметить, что эта классификация, как и многие другие, например Е. Одума (1975), достаточно условная и неполная. Так, естественные радиоактивные вещества, находящиеся в верхнем слое земной коры, после их изъятия в форме руды, попадают в разряд техногенных. Также в биосферу, наряду с естественными космогенными тритием ^3H или радиоуглеродом ^{14}C , поступают значительные количества этих изотопов техногенного происхождения. Например, в 1960-х количество искусственного ^{14}C в атмосфере достигало 90% от природного, поскольку при взрыве ядерного устройства в атмосфере под воздействием мощного потока нейтронов часть атмосферного азота трансформируется в ^{14}C (Szabo, 1993).

Таблица 2.1. Классификация основных источников радиоактивности в биосфере

Естественные	Внеземные	Космические лучи
	Планетарные	Естественная радиоактивность земной коры
		Естественная радиоактивность пищи
Естественная радиоактивность организма		
Техногенные	Промышленность	Добыча, транспортировка, переработка руды
		Реакторы (промышленные и судовые)
		Сжигание угля
		Производство удобрений
		Строительные материалы
		Применение ядерных зарядов для решения задач народного хозяйства
		Переработка и захоронение радиоактивных отходов
	Оборона	Производство и испытания ядерного оружия
		Применение ядерных боеприпасов в вооруженных конфликтах
		Военная техника с реакторами
	Наука, медицина, сельское хозяйство	Реакторы исследовательские
		Изотопы
		Радиационная терапия
		Рентгенография
		Радиационная стимуляция

2.2.1. Естественный (природный) радиационный фон

Радиоактивность и сопутствующие ей ионизирующие излучения свойственны Земле изначально, они были в космосе и до возникновения нашей планеты. Радиоактивные элементы вошли в состав Земли с самого момента ее образования, они в тех или иных количествах присутствуют во всем материальном на планете, в том числе во всех живых тканях. Именно естественная радиация вносит самый большой вклад в облучение живых организмов. Разные виды излучений поступают на поверхность Земли из космоса, а также от радиоактивных веществ, находящихся в земной коре.

Поток частиц, поступающих из космоса к границам земной атмосферы называют первичным космическим излучением (Яворский, Детлаф, 1996). В нем преобладают протоны (85% космических частиц), альфа-частицы (ядра гелия), ядра более тяжелых элементов, быстрые электроны и позитроны. При прохождении через слой атмосферы эти космические частицы, обладающие очень высокой энергией, сталкиваются с атомами газов, составляющих атмосферу, передают им свою энергию и разрушаются. Образовавшиеся высокоэнергетические продукты расщепления вызывают дальнейшие разрушительные ядерные процессы. Как следствие — изменение состава достигшего поверхности Земли вторичного космического излучения и падение энергии частиц. Эту группу космогенных радионуклидов составляют ${}^3\text{H}$, ${}^7\text{Be}$, ${}^{10}\text{Be}$, ${}^{14}\text{C}$, ${}^{22}\text{Na}$, ${}^{24}\text{Na}$, ${}^{26}\text{Al}$, ${}^{28}\text{Mg}$, ${}^{31}\text{Si}$, ${}^{32}\text{P}$, ${}^{33}\text{P}$, ${}^{35}\text{S}$, ${}^{38}\text{S}$, ${}^{36}\text{Cl}$, ${}^{38}\text{Cl}$, ${}^{39}\text{Ca}$, ${}^{39}\text{Ar}$, ${}^{85}\text{Kr}$ (Справочник по ядерной..., 1989). В основном это бета-излучатели. Степень воздействия космического излучения на организмы зависит от высоты местности над уровнем моря и географической широты. Так, в экваториальном поясе с увеличением абсолютной высоты местности, суммарная доза, получаемая от космического излучения, повышалась от 350 до 3500 мкЗв/год, а на одной и той же абсолютной высоте (около 1000 м) эта величина на экваторе составляла 600, на широте 30° — 700, на широте 50° — 900 мкЗв/год (Кривоуцкий и др., 1988). Общее количество трития ${}^3\text{H}$ в биосфере 1.3×10^{15} Бк, этот изотоп участвует в круговороте воды, средняя его концентрация в тканях живых организмов 0.4 Бк/кг (Романов, 1983; Кузин, 1991). ${}^{14}\text{C}$ включается в биоту после окисления до ${}^{14}\text{CO}_2$ через фотосинтез. За год его образуется 10^{15} Бк, а всего его в биосфере 8.5×10^{18} Бк. Среднее содержание этого изотопа в тканях растений и животных 227 Бк/кг (Кузин, 1991).

Естественную радиоактивность земной коры образуют радионуклиды, находящиеся в верхней оболочке Земли, в том числе в воде и

атмосфере. К ним относятся отдельные естественные радионуклиды с массовым числом от 40 до 204, не принадлежащие к радиоактивным семействам (^{40}K , ^{48}Ca , ^{50}V , ^{87}Rb , ^{96}Zr , ^{115}In , ^{130}Te , ^{138}La , ^{142}Ce , ^{144}Nd , ^{147}Sm , ^{176}Lu , ^{187}Re , ^{204}Pb) (Справочник по..., 1989; Szabo, 1993). Среди них есть альфа-, бета-, и гамма-излучатели. Из названных основной вклад в дозу облучения вносит ^{40}K . Его концентрацию в объекте легко определить, если известно содержание в последнем общего калия, поскольку доля радионуклида составляет либо 0.0118% (Heinrich, Remele, 2002), либо 0.0119% (Гродзинский, 1989; Szabo, 1993) массы калия.

Особое место среди радиоактивных элементов, образующих естественный радиационный фон, занимают тяжелые естественные радионуклиды с порядковыми номерами ≥ 82 , образующими три радиоактивных семейства — урана, родоначальник которого ^{238}U , актиния — родоначальник ^{235}U , тория — родоначальник ^{232}Th (Гусев, Дмитриев, 1988). В каждом семействе с течением времени атомы претерпевают последовательные радиоактивные распады, испуская на каждой ступени альфа- или бета-частицы (с гамма-излучением или без него) и превращаясь в атомы других химических элементов. В результате распада родоначальников названных семейств образуются ряды из 17, 14 и 12 последовательно распадающихся радиоактивных изотопов, соответственно; их распады заканчиваются стабильными изотопами свинца — ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb , соответственно. Схемы их распада иллюстрирует рис. 2.1.

Периоды полураспада родоначальных нуклидов этих семейств сопоставимы с возрастом Земли — 4.5×10^9 лет у ^{238}U , 7.1×10^8 лет у ^{235}U и 1.4×10^{10} лет у ^{232}Th (Справочник по изотопной..., 1982). Еще имеется искусственно полученное семейство нептуния, имя которому дано по названию наиболее долгоживущего его члена ^{237}Np , но которое не является родоначальником этого семейства. Период его полураспада 2.2×10^6 лет, который значительно короче, чем у родоначальников трех других семейств. Вероятно, это семейство когда-то было представлено на Земле, но к настоящему времени почти полностью распалось. Его конечным стабильным изотопом является не свинец, а ^{209}Bi (Справочник по изотопной..., 1982)

Средняя годовая эффективная доза внешнего облучения составляет 350 мкЗв, из которых на радиоактивный калий приходится 120, на элементы уранового семейства — 90, ториевого — 140 мкЗв (Сивинцев, 1988). Среднее значение поглощенной дозы в воздухе на высоте 1 м над поверхностью грунта составляет 4.4×10^{-8} Гр/час., а в помещениях за счет радиоактивности стройматериалов оно несколько выше —

Таблица 2.2. Доля (%) различных природных источников в облучении человека (по: Кузин, 1991)

Источник облучения	^{222}Rn и ^{220}Rn	^{40}K	Космическое излучение	Радиевый ряд урана	Ториевый ряд урана
Для населения Земли	49.5	15	15.3	12.2	8
Для населения Германии	51	15	13.5	12.5	8

6×10^{-8} Гр/час. Почти половину дозы облучения от природных источников человек получает от радона (табл. 2.2). Однако на Земле имеются местности, где природный радиоактивный фон выше на несколько порядков из-за наличия вблизи поверхности залежей радиоактивных минералов или выходов на поверхность обогащенных радием подземных вод. Так, в штате Керала на юго-западном побережье Индии для 70 тыс. человек средняя поглощенная доза составила 4.3×10^{-7} Гр/час, 24% населения получали 5.7×10^{-7} Гр/час, 6% — более 10^{-6} Гр/час, и около 0.7% — более 2.3×10^{-6} Гр/час. В г. Гуарапери (Бразилия) мощность поглощенной дозы колеблется от 10^{-6} до 2×10^{-5} Гр/час (Сивинцев, 1988). Такие территории есть в нашей стране, Египте, Иране, на Украине, во Франции, других странах (Кузин, 1964; Тяжелые..., 1990; Геохимия..., 2002). Обследования населения таких местностей показали, что медицинские показатели там не отличаются от средних для территорий этих стран. Но и на выходах ряда других горных пород отмечены высокие величины мощности поглощенной дозы. Так, на гранитах ее среднее значение 12×10^{-8} Гр/час, на глинистых сланцах — 7.9×10^{-8} Гр/час, а на песчаниках — 3.2×10^{-8} Гр/час (Hamilton, 1989), что соответствует данным о средней концентрации радионуклидов в горных породах (табл. 2.3).

Таблица 2.3. Средняя концентрация (Бк/кг) ряда естественных радионуклидов в некоторых горных породах и почве (по: Linsalata, 1989)

Материал	^{40}K	^{232}Th	^{238}U
Базальт	259	11–15	7–11
Гранит	>1100	70	37
Глинистые сланцы	814	48	46
Известняки	74	8	25
Почва	370	25	25

2.2.2. Техногенные радионуклиды

Техногенными здесь названы радионуклиды, появившиеся в окружающей среде в результате деятельности человека либо через изъятие радионуклидов из земной коры, либо через создание условий для цепных ядерных реакций. Прогресс науки и техники привел к широкому использованию радиоактивных веществ в военном деле, промышленности, сельском хозяйстве, медицине. Были открыты новые элементы, получены новые изотопы, созданы целые отрасли народного хозяйства, ориентированные на использование энергии распада. Однако это вызвало повышение уровня радиационного фона, и с середины 20 века живые организмы существуют в иных условиях радиации, нежели их предшественники. При этом радионуклиды принадлежат к наиболее токсичным веществам, являются приоритетными и очень опасными загрязнителями окружающей среды.

Обычно начало эпохи радиационного загрязнения датируют 1945 г., когда США провели первое испытание атомного оружия в Аламгордо (штат Нью-Мексико), а затем в августе того же года сбросили две атомные бомбы на японские города Хиросима и Нагасаки. Но фактически этот процесс начался гораздо раньше, поскольку многие виды человеческой деятельности уже привели к появлению в окружающей среде радионуклидов, прежде находившихся в земной коре. Так, работающие на угле тепловые электростанции выбрасывают в атмосферу значительные количества тяжелых радионуклидов вместе с летучей золой (табл. 2.4). Много их и в шлаках металлургических заводов, отвалах шахт. Такое загрязнение носит локальный характер, но оно очень распространено и проявляется на значительных по площади территориях.

Таблица 2.4. Среднее годовое количество естественных радионуклидов в выбросах работающей на угле электростанции (по: Векс, 1989)

Радионуклид	⁴⁰ K	²²² Rn	²²⁶ Ra	²³⁰ Th	²³² Th, ²²⁸ Ra	²³⁴ , ²³⁸ U	Зола (10 ⁶ /год)
N × 10 ⁹ Бк/ГВт/год	1–10	50	0.8–5	0.5–5	0.4–4	1–5	3–30

Концентрация радиоактивных урана, тория, радия в содержащих фосфор породах, добываемых для производства удобрений, на порядок выше кларковых значений этих элементов в земной коре. Ежегодное внесение таких удобрений за несколько десятков лет может заметно повысить уровни радионуклидов в почве, растениях и на 30–50%

увеличить дозовые нагрузки облучения в сравнении с фоновыми (Кривоуцкий и др., 1988). Однако концентрация радионуклидов в таких породах в разных месторождениях неодинакова. Например, в фосфорсодержащих породах из Марокко средние концентрации ^{226}Ra и ^{238}U равны 1600 и 1700 Бк/кг, соответственно. А в руде с Кольского полуострова (Россия) тот же показатель равен 30 и 40 Бк/кг, соответственно (Guimond, Hardin, 1989).

Нередко источником радиоактивности становятся строительные материалы — бетон, произведенный из глинозема или кальций-силикатного шлака, побочного продукта переработки фосфорных руд; фосфогипс из того же материала, который дешевле природного гипса; кирпич из красной глины, произведенный из отходов производства алюминия, и другие (Guimond, Hardin, 1989; Радиация..., 1990; Геохимия..., 2002). Представление о радиоактивности некоторых строительных материалов дает таблица 2.5.

Живые организмы, в том числе и человек, основную дозу облучения получают от естественных источников ионизирующей радиации, от природных радионуклидов, содержащихся в пище, воде, в строениях, а также при медицинских обследованиях. При курении табака об-

Таблица 2.5. Удельная активность (Бк/кг) Ra^{226} и Th^{232} в различных строительных материалах (по: Кузин, 1991)

Материал	^{226}Ra	^{232}Th
Газобетон на основе квасцовых глинистых сланцев	320–2620	24–115
Фосфогипс	24–555	3–22
Летучая зола	110–610	74–320
Цемент	9–168	4–81
Легкий заполнитель	36–195	37–182
Наполнитель бетона (гравий, галька, щебень)	4–167	4–463
Кирпич	33–152	21–178
Шлаковый заполнитель	84–151	32–182
Газобетон на основе песка	7–130	4–155
Черепица	63–91	32–64
Бетон	11–80	9–105
Известковый кирпич	6–25	4–29
Изоляционные материалы (каменный или стеклянный войлок)	13–15	4.6–15
Штукатурка из природного гипса	1–13	1–12
Дерево	0.3–0.5	0.2–1.2

разуется полоний-210, попадающий как в организмы курящих, так и некурящих людей, но вынужденных вдыхать табачный дым чадающих рядом курильщиков. Однако человеческое общество больше будоражили прежде и волнуют ныне проблемы радиоактивности среды, обусловленные испытаниями ядерного оружия, авариями на предприятиях атомной промышленности, энергетике, захоронением радиоактивных отходов. Первый взрыв ядерного устройства, как уже отмечалось, был проведен в США в 1945 г., затем в СССР (1949), Великобритании (1952), Франции (1960), Китае (1964). Ныне ядерным оружием также обладают Индия, Пакистан, Израиль, возможно, и некоторые другие страны. До 1980 г. испытания ядерных устройств проводили в атмосфере, однако лидеры по числу таких взрывов — США (193) и СССР (142) — прекратили испытания в атмосфере с 1963 г. Всего же с 1945 по 1980 г. в воздухе взорвали 423 таких устройства разной мощности (Радиация..., 1990). Подземные испытания проводят до сих пор.

Ядерные взрывы являются источником как непрореагировавших компонентов ядерного заряда, так и продуктов деления ^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu , входящих в заряд, всего их более 20 (^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{132}Te , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{147}Pm и др.). Кроме того, образующийся при взрыве мощный поток нейтронов взаимодействует с ядрами стабильных элементов оболочки заряда, а также атмосферы, грунта (наведенная радиация), результатом чего является образование таких радионуклидов как ^3H , ^{14}C , ^{22}Na , ^{24}Na , ^{28}Al , ^{45}Ca , ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{56}Mn , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{181}W , ^{185}W , ^{187}W , ^{203}Pb , и других (Кузин, 1964; Справочник..., 1989; Геохимия..., 2002). В зависимости от мощности взрыва и физических свойств они поднимаются в атмосферу на высоту до 30 км, переносятся воздушными потоками, постепенно оседая на поверхность Земли. Эти выпадения радионуклидов, в зависимости от периода, истекшего с момента взрыва до поступления радионуклидов на поверхность Земли, делят на три типа: 1) ближние, или локальные; 2) промежуточные, или тропосферные; 3) глобальные, или стратосферные (Гусев, Беляев, 1991; Израэль, 1996). Первые состоят главным образом из крупных частиц (более 10 мкм в диаметре), оседающих на поверхность под действием силы тяжести; они не связаны с атмосферными осадками. Продолжительность выпадений этого типа после взрыва — 1–2 суток. В результате загрязняются площади от многих сотен до нескольких тысяч квадратных километров. Выпадения второго типа образованы более мелкими частицами (1–10 мкм в диаметре), формирующимися в тропосфере на высоте до 11–16 км. Период полувыведения этих частиц из тропосферы — 20–30 дней. Глобальные, или стратосферные,

выпадения состоят из частиц менее 1 мкм в диаметре, достигших в результате взрыва стратосферы (до высоты 30 км). Оттуда они переносятся в тропосферу струйными течениями, циклональными вихрями, либо через разрывы тропопаузы. Период их полувыведения составляет многие недели, месяцы и даже годы (Гусев, Беляев, 1991; Израэль, 1996). Стратосферные и тропосферные выпадения охватывают огромные территории, как это показали исследования последствий ядерных испытаний в атмосфере и аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. Например, выпадения радионуклидов после второго испытания китайской атомной бомбы 14 мая 1965 г. на территории Швеции обнаружили 24 мая, причем по ним было определено, что мощность бомбы эквивалентна 20 килотоннам тринитротолуола и она была взорвана на высоте 100 м (Sisefsky, 1966). В локальных выпадениях представлен практически весь спектр продуктов деления. Значительная часть их поступает в представителей местной биоты, в том числе и лишайники. Однако доступность радионуклидов из выпадений разного типа этих для организмов, в частности, ^{137}Cs для растений, различна, ибо размеры радиоактивных частиц в этих выпадениях, формы нахождения в них конкретных радионуклидов неодинаковы (Sanzharova et al., 1994).

Поскольку при взрыве образуется значительное количество короткоживущих радионуклидов (табл. 2.6), уровень радиоактивности после взрыва снижается очень быстро. Так, при испытании ядерного заряда, эквивалентного мощности 1000 т тринитротолуола, выделяется 49.5 г продуктов деления, активность которых через 1 минуту после взрыва составляет 3.7×10^{21} Бк, а через 24 часа эта величина снижается до 5.9×10^{16} , т.е. на 5 порядков (Szabo, 1993).

Таким образом, через несколько месяцев после взрыва в составе выпадений остаются лишь долгоживущие радионуклиды, из которых для биоты наиболее опасны ^{14}C , ^{90}Sr , ^{137}Cs , поскольку они вовлекаются в биогенный круговорот элементов, накапливаясь в тканях растений и животных.

Таблица 2.6. Распределение количества образующихся при ядерном взрыве радиоизотопов по продолжительности периода их полураспада (по: Szabo, 1993)

Период полураспада	>1 суток	1–10 суток	10–30 суток	30 суток — 1 год	1–10 лет	10–100 лет	< 100 лет
Число радиоизотопов	131	17	9	12	7	3	10

Испытания ядерных зарядов в основном проводят для решения задач обороны. Однако такие взрывы проводили и для нужд народного хозяйства, главным образом, гидромелиорации и горно-рудной промышленности, а также сейсмического зондирования земной коры. Естественно, при таких взрывах имело место и радиоактивное загрязнение среды, накладывавшееся на изменение физико-географических условий местности, где проводился взрыв.

Потенциальными источниками радиоактивности являются хранилища ядерных зарядов, аварии на носителях таких зарядов или на летательных аппаратах с ядерными реакторами. В связи с этим можно напомнить о самопроизвольном отделении ядерных бомб от самолетов в районах военных баз США в Испании (1966 г.) и Гренландии (1968 г.), а также о катастрофе в 1964 г. американского искусственного спутника Земли с ядерным реактором над Индийским океаном, падения в 1978 г. советского искусственного спутника серии «Космос» с ядерным реактором на территорию Канады (Taylor et al., 1979).

Начинку для ядерного оружия, а также топливо для атомных электростанций делают на химических предприятиях ядерно-топливного цикла, оборудованных ядерными реакторами. Там образуются радиоактивные отходы, которые включают продукты переработки обогащенного урана, продукты деления тяжелых ядер, нуклиды наведенной активности, и другое. Технологии полной очистки этих отходов отсутствуют, поэтому их хранение и захоронение осуществляют на специальных изолированных территориях. Из-за несовершенства технологии хранения или аварий оттуда они могут попасть и на другие участки биосферы, загрязнить их, стать источником облучения представителей биоты.

Аварии случаются и на реакторах таких предприятий, которые сопровождаются выбросом в атмосферу радионуклидов в газообразной форме или в виде аэрозолей. Так, при аварии на ядерном предприятии в Уиндскейле (Великобритания) в 1957 г. в атмосферу одновременно поступило 7×10^{14} Бк ^{131}I , 2×10^{13} Бк ^{137}Cs , 3×10^{12} Бк ^{89}Sr , 7×10^{10} Бк ^{90}Sr (Криволуцкий и др., 1988). В результате пожара на ядерном заводе Роки Флэтс в штате Колорадо (США) в 1969 г. за пределы предприятия попало 1.85×10^{11} Бк ^{239}Pu (Harley, 1980). При аварии (1957 г.) хранилища отходов комбината «Маяк» на Урале произошел выброс материалов общей активностью 7.4×10^{16} Бк (Кабачки и др., 1995).

Аварии бывают и на реакторах морских судов, военных и гражданских. Например, в августе 1985 г. у пирса Чажминского судоремонт-

ного завода ВМФ СССР на атомной подводной лодке возникла самопроизвольная реакция из-за нарушения персоналом правил перегрузки ядерного топлива. В результате произошел выброс в окружающую среду радионуклидов общей активностью 2.9×10^{10} Бк (Сивинцев, 2003).

Всего же с 1945 г. известно 60 аварий с возникновением самопроизвольной цепной реакции: 33 — в США, 19 — в СССР/России, 2 — в Канаде, по 1 — в Аргентине, Бельгии, Великобритании, Франции, Югославии, Японии; из них 31 — на критических сборках, 8 — на исследовательских и опытных реакторах, 21 — на химико-металлургическом производстве ядерных материалов (Сивинцев, 2003). Помимо упомянутых общественный резонанс вызвали также аварии в Три-Майл-Айленде (США) в 1983 г., на Сибирском химическом комбинате вблизи г. Томска в 1993 г. (Галушкин и др., 1994; Tscherekzian et al., 1995).

Отходы горно-рудных предприятий по добыче и обогащению урановых руд занимают громадные площади и будут загрязнять окружающую среду многие миллионы лет. Только ^{238}U с жидкими отходами хвостохранилищ гидromеталлургических заводов и твердыми отходами урановых руд в окружающую среду поступает около 60 ТБк/год (Геохимия..., 2002).

Источником техногенной ионизирующей радиации являются предприятия атомной энергетики, работа которых нередко вызывает дискуссии среди населения, живущего вблизи атомных электростанций. По состоянию на конец 1984 г. в 26 странах действовало 345 ядерных реакторов, вырабатывавших электроэнергию. Их мощность составляла примерно 13% суммарной мощности всех источников электроэнергии и была равна 220 ГВт (Радиация..., 1990). В 1986 г. произошла крупная авария на Чернобыльской АЭС (СССР), в результате которой в окружающую среду поступили радиоактивные материалы суммарной активностью 3.3×10^{18} Бк (Сивинцев, 2003). Помимо катастрофических последствий, связанных с облучением людей, загрязнением окружающей среды, результатом этой аварии стало закрытие нескольких таких энергоблоков в ряде стран, протесты общественности против строительства новых. Но традиционные источники энергии иссякают, они не везде имеются, поэтому пока реальной альтернативы атомной энергетике нет. При нормальной работе ядерных установок выбросы радиоактивных материалов в окружающую среду малы. Каждый реактор выбрасывает в окружающую среду довольно разнообразный набор радионуклидов как с жидкостями (^3H , ^{14}C , ^{24}Na , ^{32}P , ^{53}Cr , ^{54}Mn , ^{55}Fe ,

^{59}Fe , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{63}Ni , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{99}Mo , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{124}Sb , ^{131}I , ^{133}I , ^{135}I , ^{133}Xe , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{182}Ta), так и с газами (^3H , ^{13}N , ^{14}C , ^{85}Kr , $^{85\text{m}}\text{Kr}$, ^{87}Kr , ^{88}Kr , ^{131}I , ^{133}Xe , $^{133\text{m}}\text{Xe}$, ^{135}Xe , ^{138}Xe , ^{138}Cs). Период полураспада большинства этих нуклидов короткий — секунды, минуты, сутки (Kahn, 1971), и многие распадаются во время полета от отверстия трубы до поверхности земли. Однако другие радионуклиды живут довольно долго, а некоторые остаются в окружающей среде практически бесконечно. Величина радиоактивных выбросов варьирует в широких пределах и зависит не только от типа и конструкции реактора, но может даже различаться в пределах одного и того же реактора в разные годы, поскольку отличаются объемы текущих ремонтных работ, во время которых и происходит большинство выбросов. Чем ближе расстояние до атомного реактора, тем больше облучение местной биоты, в том числе и человека (Радиация..., 1990).

Небольшой вклад локального характера в облучение биоты вносят научные исследования, в ходе которых применяются радиоактивные изотопы либо как маркеры, либо как агенты воздействия на организмы, сообщества. Число предприятий и учреждений, использующих источники ионизирующей радиации, велико. В результате их деятельности образуются низкоактивные отходы, переработка и захоронение которых осуществляется на пунктах захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО), в Российской Федерации объединенных в систему предприятий «Радон». Такие пункты для окружающей среды и населения представляют потенциальный источник радиоактивного загрязнения. Расчеты показывают, что на территории Российской Федерации суммарная активность радиоактивных отходов от разных видов деятельности, военной и гражданской, составляет 17.39×10^{19} Бк (Криволицкий и др., 2001).

Лишайники являются частью биоты практически всех биотопов Земли, а в некоторых местообитаниях (тундры Арктики и Антарктики, высокогорья, и др.) определяют облик ландшафтов, находятся в начале пищевых цепей, по которым происходит миграция радионуклидов, аккумулированных в тканях лишайников. Поэтому далее уместно познакомиться с особенностями этих своеобразных представителей биоты нашей планеты.

3. ПОНЯТИЕ «ЛИШАЙНИКИ», ОСОБЕННОСТИ ИХ БИОЛОГИИ И ЭКОЛОГИИ

Природа лишайникового симбиоза широко обсуждалась в научной и популярной литературе (Голубкова, 1993; Hill, 1994; Honegger, 1998; Richardson, 1999; Smith, 2001), однако многое еще не понято, и общепринятой трактовки объекта «лишайники» до сей поры нет. Согласно одному из известных мне определений, «лишайник — это ассоциация между грибом, обычно аскомицетом, но в некоторых случаях базидиомицетом или дейтеромицетом, и одним (или более) фотосинтезирующим партнером — зеленой водорослью или цианобактерией. У всех лишайников гриб образует слоевище (таллом), которое может содержать вторичные вещества» (Ahmadjian, 1993). Таким образом, лишайник включает микобионт, фотобионт, слоевище и вещества как продукт метаболизма партнеров. В этой симбиотической ассоциации гриб, видимо, паразитирует либо на зеленой водоросли, либо на цианобактерии (сине-зеленой водоросли), либо и на водоросли и на цианобактерии вместе. Эукариотическая водоросль и прокариотическая цианобактерия являются фотосинтезирующими организмами и служат для гриба источником углеводов. Поток углеводов в лишайнике от фотобионта к микобионту включает полиолы, в случае зеленой водоросли, и глюкозу, в случае цианобактерии, причем клетки фотобионта более проницаемы для углеводов в лихенизированном, чем в не лихенизированном состоянии (Smith, Douglas, 1987). Цианобактерии, кроме того, способны фиксировать молекулярный азот атмосферы, превращая его в соединения, пригодные для питания гриба. Несравнимо меньше поток питательных элементов от микобионта к фотобионту. Таким образом, через фотосинтез и фиксацию молекулярного азота атмосферы фотобионтами лишайники могут получить из воздуха такие радионуклиды как ^3H , ^{13}N , ^{14}C , которые становятся частью их тел, проникают в важнейшие клеточные структуры.

Другим следствием тесной физиологической интеграции является наличие в лишайниках обширного набора вторичных продуктов, так называемых лишайниковых веществ (Huneck, 2001). Большинство их неизвестны в свободно живущих грибах (или других организмах) и потому их наличие — дополнительное свидетельство уникальности лишайникового симбиоза.

Каждое слоевище лишайника предстает перед нами как отдельный организм, хотя фактически оно представляет собой морфологическое выражение взаимодействия двух, а то и трех организмов из разных царств органического мира (грибов, зеленых растений, цианобактерий). С позиций генетики и эволюции лишайники, конечно, нельзя рассматривать как индивиды. Вероятно, следует согласиться с мнением, что фактически дискретное слоевище лишайника представляет собой миниатюрную экосистему (Farrar, 1976a). Фототрофные участники этой ассоциации (водоросль, цианобактерия) при высвобождении из слоевища лишайника могут далее развиваться как самостоятельные организмы, тогда как грибной компонент вне лишайниковой ассоциации живет очень непродолжительное время. Как отмечала Н.С. Голубкова (1993), с биологической точки зрения лишайник — это трактуемый в широком смысле симбиоз двух или более организмов, генетически обособленных, основанный на метаболических потребностях одного из них.

3.1. МИКОБИОНТ

Грибы, формирующие лишайники, не представляют единую таксономическую группу. Грибной компонент лишайникового симбиоза, или микобионт, у большинства видов (98%) лишайников принадлежит к различным семействам отдела сумчатых грибов (*Ascomycota*), у немногих — к базидиомицетам (*Basidiomycota*), у единичных видов — к дейтеромицетам (*Deuteromycota*) и грибоподобным протистам, чье систематическое положение пока точно не установлено. Все грибы, участвующие в формировании лишайников, называют лихенизированными, а процесс образования лишайника — лихенизацией. Общее между ними — пищевая специализация, и их общее обозначение «лишайники» или «лихенизированные грибы» имеет такой же смысл, как названия «микоризные грибы», «фитопатогенные грибы». В свободном состоянии, т.е. вне лишайниковой ассоциации, лихенизированные грибы живут очень непродолжительное время. У большинства лишайников практически все слоевище (до 98% от общей массы) — это гриб, представленный очень тонкими, обычно 3–10 мкм в диаметре, простыми или разветвленными нитями, называемыми гифами. Эти нити разделены поперечными перегородками на клетки. Микобионт образует множество веществ, некоторые из которых как, например, пигменты (зеленый, синий, фиолетовый, красный, коричневый) — видоспецифичны. Их наличие или отсутствие является важным диагностическим признаком таксонов.

3.2. ФОТОБИОНТ

Фотосинтезирующий автотрофный компонент лишайникового симбиоза, или фотобионт представлен эукариотическими зелеными водорослями и прокариотическими цианобактериями. Последние по традиции нередко все еще именуют сине-зелеными водорослями. В научных публикациях до 1950-х годов фотобионт называли гонидиями, позднее — фикобионтом. В настоящее время известны представители 44 родов водорослей и цианобактерий, участвующих в формировании лишайников (Tschermak-Woess, 1988), причем представители многих их таксонов существуют и в свободном состоянии, т.е. вне симбиоза с грибом. Примерно 85% лишайнизированных аскомицетов ассоциированы с одноклеточными или нитчатыми зелеными водорослями, примерно 10% — с цианобактериями, и 3–4% — с теми и другими вместе (Honegger, 2001). Один и тот же вид водоросли и цианобактерии может участвовать в формировании разных видов лишайников, а один гриб может образовывать сходные морфотипы, паразитируя на разных видах фотобионтов (Голубкова, 1993). Хотя таксономическая принадлежность фотобионта в систематике лишайников формально не учитывается, однако некоторые лишайнологи все же предлагают считать действительными (валидными) таксоны лишайников, выделенные и на основе видовых различий фотобионтов (Jorgensen, 1991).

3.3. ВЗАИМООТНОШЕНИЯ МИКОБИОНТА И ФОТОБИОНТА В СЛОЕВИЩЕ ЛИШАЙНИКА

Данные современных исследований в основном подтверждают мнение С. Шведенера, первооткрывателя дуалистической природы лишайников, что в основе лишайникового симбиоза лежат антагонистические трофические связи, ибо гриб паразитирует на фотобионте, т.е. зеленая водоросль или цианобактерия являются организмом-хозяином. Он же высказал и гипотезу об особенностях этого паразитизма, предположив, что водоросль или цианобактерия используется грибом очень медленно и уничтожается постепенно. Поскольку процесс замедлен, многие клетки фотобионта остаются нетронутыми и даже успевают дать несколько новых поколений здоровых клеток. Однако эта гипотеза довольно долго имела ограниченное число сторонников. Значительное число исследователей было согласно с концепцией симбиотических трофических связей между партнерами, но считали эти связи гармонично взаимовыгодными, или мутуалистическими. И хотя эта

взаимная «польза» не имеет строгих научных доказательств (Smith, 2001), идея гармонии хотя бы в природе была довольно привлекательной, имела и имеет много приверженцев (Hawksworth, 1988).

Популярной была также и гипотеза «консорция», по которой лишайник представляет собой сожительство — консорций, в котором гриб и водоросль составляют самостоятельный организм, соответствующий целостному растению, а в системе растений лишайники представляют самостоятельный класс, что косвенно отражает расположение материала о лишайниках в популярном издании «Жизнь растений» (1977). Однако современный уровень знаний не дает каких-либо оснований для утверждения, что взаимоотношения между генетически различными организмами, какими бы тесными и взаимосвязанными они бы не были, могут привести к образованию нового самостоятельного организма особой систематической категории.

Структурную основу лишайникового слоевища составляет преимущественно микобионт, поскольку именно на него приходится до 98% массы тела у большинства видов лишайника. Известны лишь несколько таксонов, у представителей которых облик всего таллома определяет фотобионт (роды *Coenogonium*, *Cystocoleus*, *Ephebe*, *Racodium*). Однако развитие характерного лишайникового слоевища начинается лишь после установления симбиотических контактов грибного партнера с зеленой водорослью или цианобактерией, так что с позиций морфогенеза строение лишайникового таллома, строго говоря, определяется фотобионтом и его прямым контактом с микобионтом. При культивировании в лабораторных условиях грибы, не вступившие в контакт с водорослью, остаются относительно аморфными, но уже в самом начале контакта гриба и фотобионта на месте аморфного скопления грибных гиф начинает формироваться структурированное слоевище (Ahmadjian, 1993).

Степень облигатности (обязательности) лишайникового симбиоза для участвующих партнеров варьирует в широких пределах. Опыты по изоляции бионтов из слоевищ показали, что лишайнизированные грибы или умеренно специфичны, т.е. участвуют в симбиозе с несколькими родственными видами фотобионтов, или высоко специфичны, т.е. участвуют в симбиозе только с одним видом фотобионта (Honegger, 1998). Это характерно, в частности, для грибов, у которых фотобионтами являются виды рода зеленой водоросли *Trebouxia*. Представители этого рода отмечены примерно у 50% лишайнизированных аскомицетов, но их редко находили в свободноживущем состоянии (Friedl, Vödel, 1996; Honegger, 2001). Наоборот, такие роды водорослей как *Gleocapsa*,

Nostoc, *Scytonema*, *Trentepohlia* встречаются обычно как в лишенизированном, так и в свободноживущем состояниях. Наконец, в некоторых случаях как свободноживущие, так и лишенизированные популяции встречаются в одних и тех же местообитаниях, например, такие свободноживущие *Nostoc*, *Scytonema* встречаются в пустынных почвах, а их лишенизированные двойники, соответственно, формируют напочвенные лишайники родов *Collema*, *Peltula*. Степень встречаемости одних и тех же видов фотобионтов как в свободноживущем, так и в лишенизированном состояниях точно оценить в настоящее время невозможно, поскольку относительно мало лишайниковых водорослей были идентифицированы до уровня вида, да и в целом видовая систематика многих цианобактерий и одноклеточных зеленых водорослей изучена еще недостаточно хорошо (Friedl, Вьдел, 1996). И наоборот, таксономические отношения микобионтов изучены лучше. Поскольку изолированные микобионты растут очень медленно, они не способны к выживанию в свободноживущем состоянии из-за конкуренции с другими грибами или потребления их другими организмами. Таким образом, большинство микобионтов лишенизированы облигатно, хотя специфичность микобионта для конкретного вида фотобионта может быть не столь велика, как это можно предполагать.

3.4. ОБРАЗОВАНИЕ ВЕГЕТАТИВНОГО ТЕЛА (СЛОЕВИЩА, ИЛИ ТАЛЛОМА) ЛИШАЙНИКА

Слоевище, или таллом лишайника может формироваться как из споры, так и вегетативно. Споры у лишайников большей частью сосредоточены в плодовых телах, называемых **апотециями**, если они расположены на поверхности, и **перитециями**, если плодовые тела погружены в слоевище. Располагаются плодовые тела либо по всей поверхности слоевища, либо в определенных его частях (край, центр и др.). Созревшая спора гриба, выброшенная из апотеция или перитеция, попав в благоприятные условия влажности и тепла, начинает прорастать и через некоторое время образует гифы **проталлюса** (мицелия), в котором еще отсутствуют водоросли или цианобактерии. Если их нет на том субстрате, где разрастается проталлюс, то последний обычно скоро отмирает. Если же мицелий гриба встречает водоросль или цианобактерию, то гифа проталлюса просовывается под клетку водоросли или цианобактерии, отделяет ее от субстрата и обвивает своего будущего хозяина. Затем гифа, вероятно, через выделение гормонов, вызывает деление клетки водоросли или цианобакте-

рии. Эти дочерние клетки также обвиваются гифами гриба, в результате чего образуется зачаток лишайника, из которого постепенно развивается слоевище лишайника. Различают несколько стадий формирования таллома в зависимости от морфологического типа последнего (Окснер, 1974).

Вегетативное образование слоевища происходит как из фрагментов материнского слоевища, так из особых образований таллома, в которых уже имеются и микобионт, и фотобионт. К числу основных таких образований относятся соредии и изидии. **Соредии** представляют собой крохотные шаровидные тельца на слоевище лишайника, которые состоят из одной или нескольких клеток фотобионта, окруженных рыхлым сплетением короткоклеточных гиф гриба. Эти гифы корового слоя не образуют. Располагаются соредии на поверхности слоевища либо диффузно, либо собраны компактно в виде соралей разной формы. **Изидии** представляют собой маленькие разнообразной формы (зернистые, коралловидные, цилиндрические, булавовидные и др.) выпячивания или выросты на верхней поверхности таллома, содержащие фотобионт и коровой слой. Эти образования могут сравнительно легко отпадать от слоевища. Отделившись от таллома и попав в благоприятные условия, соредии, изидии или другие его фрагменты развиваются в новые слоевища.

3.5. СИСТЕМАТИКА

Согласно Международному коду ботанической номенклатуры, научное название лишайника дается по его грибному компоненту. Число их видов оценивают от 13 500 (Hawksworth, Hill, 1984) до примерно 17 000 (Hale, 1974) и даже 26 000 (Окснер, 1974). С 1931 по 2000 г. в среднем за год описывалось по 175 новых для науки видов (Sirman, Artroot, 2001). Но в то же время ревизия ряда таксономических групп привела к сведению многих видов в синонимы уже описанных, и число признаваемых ныне видов, например, среди калициевых уменьшилось на 61% (Sirman, Artroot, 2001). Поскольку многие регионы мира остаются слабо обследованными, возможно, реально число видов лишайников около 20 000. Наибольшее их количество принадлежит к сумчатым грибам *Ascomycota*, причем фактически почти половина описанных аскомицетов лишенизированы (Tehler, 1996). Также имеются несколько представителей лишенизированных базидиальных грибов *Basidiomycota* и неопределенных грибов *Deuteromycota*. Последняя группа является искусственным классом, в котором представлены сте-

рильные виды. Если, в конце концов, у них устанавливали плодовые структуры, эти лишайники находили свое место среди аскомицетов или базидиомицетов.

3.6. ТИПЫ СЛОЕВИЩ И ЖИЗНЕННЫЕ ФОРМЫ ЛИШАЙНИКОВ

Лишайники чрезвычайно разнообразны по своему внешнему виду. Их талломы бывают самой разнообразной формы, размера, строения, консистенции, окраски. По цвету слоевищ они представляют вариацию оранжевого, желтого, красного, зеленого, серого, коричневого и черного (Окснер, 1974). Размеры их слоевищ от менее чем 1 мм² до длинных, простертых форм, которые свисают более чем на 2 м с ветвей деревьев. Наряду с деревьями и другими растениями, на которых они растут как эпифиты и эндофиты, лишайники часто заселяют голую почву (эпигейды) и поверхности горной породы. На камнях большинство обычных лишайников встречаются как эпилиты на поверхности, но другие встречаются как эндолиты, т.е. внутри поверхностного слоя породы. В тропиках и субтропиках некоторые быстро растущие лишайники даже заселяют поверхности листьев как эпифилы. В умеренных широтах представителей последних иногда можно встретить на старой хвое. Хотя большинство лишайников наземные, некоторые виды встречаются в водных потоках рек, в озерах, а некоторые были отмечены в приливно-отливной зоне морей и океанов.

Различно и размещение фотобионтов в талломе. По последнему признаку их примерно можно разделить на два типа строения слоевища: гетеромерное и гомеомерное. На вертикальном срезе слоевища гетеромерных лишайников можно наблюдать, что клетки фотобионта располагаются только в одном слое. У гомеомерных лишайников клетки фотобионта рассредоточены более или менее равномерно по всему слоевищу. Деление это достаточно условное и грубое, но удобное для идентификации лишайников. По внешней форме слоевища обычно различают три основных морфологических типа лишайников: 1) наиболее простые **накипные** (иногда называемые корковыми), к которым относят и чешуйчатые, 2) **листоватые**, более сложные в анатомо-морфологическом отношении, и 3) **кустистые** с наиболее высоко развитым типом слоевища. Каждая из этих основных групп также далеко не однородна, и имеются виды с промежуточным типом строения талломов.

Многообразие форм роста лишайников обусловило создание различных классификаций жизненных форм лишайников, из которых оте-

чественные лишенологи чаще других применяют предложенную Н.С. Голубковой (1983). Позднее она была модифицирована при выделении лишеносинузий в биогеоценозах Монголии (Голубкова, Бязров, 1989; Бязров, 1990).

Представители разных жизненных форм имеют неодинаковый размер поверхности слоевищ, соприкасающуюся с окружающей средой, что в конечном итоге определяет возможности лишайников концентрировать в своих телах из нее воду и элементы минерального питания, а вместе с ними и радионуклиды. Меньше, чем у других, поверхность слоевищ у накипных лишайников, наибольшая — у кустистых.

3.7. СУБСТРАТ

Лишайники растут на самых разных субстратах (скалы и камни, грунт и почва, живые и отмершие органы растений, кости животных, металлические поверхности, в том числе и свинец, стекло, шифер, полиэтиленовая пленка и многие другие). Чаще всего по приуроченности к субстрату среди лишайников выделяют: (1) **эпилиты**, т.е. обитающие на горных породах, (2) **эпигейды**, т.е. растущие на грунте или почве, (3) **эпифиты**, т.е. растущие на живых органах растений, (4) **эпифитореликвиты**, т.е. растущие на мертвом органическом субстрате, (5) **эврисубстратные**, т.е. обитающие на разных субстратах. Существуют и более детальные классификации. Например, виды, растущие на листьях или хвое, называют **эпифильными**, на древесине — **эпилигнофитами**, а лишайники, растущие на мохообразных — **эпибриофитами**, на других лишайниках — **эпилихенофитами**. Детальность классификаций зависит от задач, решаемых конкретным исследованием, особенностей изучаемого региона или объекта. При проведении радиоэкологических исследований крайне желательно учитывать свойства субстрата лишайников, поскольку показатели радиоактивности разных субстратов неодинаковы (глава 2).

3.8. СВЕТ, ТЕПЛО

Солнечный свет, как и гамма- или рентгеновское излучение, представляет собой электромагнитные волны, только длина волн на 2 и более порядков больше (300–10 000 нм). В зависимости от последнего показателя различают ультрафиолетовую (<390 нм), видимую, т.е. воспринимаемую человеческим глазом (390–760 нм), и инфракрасную (>760 нм) части спектра света. Свет — одна из форм энергии, кото-

рый можно превратить в работу, тепло, энергию пищи. Солнце — единственный его источник для земной биосферы. Как отмечал Е. Одум (1975), в сущности, экология изучает связь между светом и экологическими системами и способы превращения энергии внутри системы. Все живые организмы Земли, в том числе и лишайники, существуют благодаря наличию света и зависят от него.

В открытых для солнца местообитаниях на экспонированных и затененных поверхностях однородного субстрата формируются лишайниковые группировки разного состава. В старых лесных сообществах или в глубоких ущельях, где преобладает рассеянный свет, части стволов деревьев или скальные поверхности разной экспозиции, по видовому составу лишайников практически не отличаются (Бязров, 1974, 1993). Однако при оценке влияния световых условий на лишайники необходимо учитывать, помимо прямого воздействия на фотосинтез, зависимость температуры, испарения от освещения. Зачастую трудно определить, является ли лишайник светолюбивым или термофильным. А. Юницкий (1909), О. Клемент (Klement, 1951) указывали, что отдельные виды могут служить индикаторами световых условий в лесу. По их данным, *Xanthoria parietina* встречается в хорошо освещенных прямыми солнечными лучами местах. Однако я неоднократно встречал представителей этого вида на стволах деревьев в старых тенистых лесах Голарктики. Только окраска слоевищ не была ярко-оранжевой как в освещенных местах. Весьма теневыносливыми являются представители рода *Lepraria* (Barkman, 1958; Jarosh, 1964). Последний автор изучал изменчивость представителей *Lepraria* в условиях пещеры, где они проникали до пределов распространения фотосинтезирующих организмов. Ослабление симбиоза между фотобионтом и микобионтом не наблюдалось, однако менялась структура слоевища в благоприятную для водорослевого компонента сторону. С уменьшением интенсивности освещения микобионт становился более рыхлым и прозрачным, а клетки водоросли при слабом освещении располагались в талломе ближе к поверхности. Анатомо-морфологические изменения слоевища под влиянием условий освещения отмечали многие авторы (Еленкин 1901; Bitter 1901; Ertl, 1951; Butin 1954). Мною в лесах Подмосковья было установлено, что с увеличением высоты поселения на ели, а именно в этом направлении возрастает интенсивность освещения, наблюдается и рост массы лишайника *Hypogymnia physodes* на единицу площади. Одновременно возрастает и содержание хлорофилла на единицу площади слоевища, но доля микобионта (если считать содержание хлорофилла показателем доли фотобионта в талломе) рас-

тет быстрее. Свидетельство тому — уменьшение содержание хлорофилла на единицу веса лишайника (Бязров, 2002). В лесах Карпат (Румыния) было установлено, что удельная активность ^{137}Cs в слоевищах эпифита *Hypogymnia physodes* возрастает с высотой поселения представителей этого лишайника на стволах елей (Bartok et al., 1998), что подтверждает мнение о локализации радионуклидов преимущественно в микобионте лишайника (Харатьян, 1970).

Разные виды лишайников, как и растений, требуют для нормального развития разной интенсивности освещения. Для характеристики их отношения к свету используют термины «**фотофильные**», «**скиофильные**», «**фотофиты**», «**гелиофиты**», «**ангелиофиты**», «**скиотолерантные**» и др. (Barkman, 1958; Hultengren et al., 1991). Однако выделение названных групп затруднено, поскольку представители одного вида лишайника, в зависимости от конкретных условий местообитания и времени наблюдения, в одних случаях выступают как световые, а в других — как теневые, или теневыносливые. Возможно, лучше говорить о теневой или световой структурах слоевищ.

Тепло — производное от солнечного света и невидимого теплового излучения Земли. Воздействие тепла на лишайники нередко опосредованно окружающим сообществом, а в случае эпифитов — растением-хозяином или форофитом. Также трудно решить, действует ли тепло на слоевище прямо или косвенно. Лишайники, не выносящие прямой солнечной радиации, иногда называют ангелиофитами, но по отношению к колебаниям температуры их можно назвать термофобными. Еще в 1950-х годах было установлено, что в сухих местообитаниях могут происходить быстрые и значительные изменения температуры — на $14\text{ }^{\circ}\text{C}$ за 2 минуты (Lange, 1954). Тогда же была зафиксирована температура $69.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ у слоевища напочвенного лишайника *Cladonia pocillum* (Lange, 1953), причем разница с температурой окружающего воздуха достигала $40\text{ }^{\circ}\text{C}$. Но такую высокую температуру могут выдержать только сухие слоевища. В сыром состоянии талломы наиболее теплоустойчивого вида погибали при температуре $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ через 1 минуту. Было найдено, что лишайники тенистых и солнечных местообитаний значительно отличаются по теплоустойчивости — у первых интенсивность дыхания уменьшилась наполовину после получасового нагрева при температуре $70\text{ }^{\circ}\text{C}$, а у вторых — при $100\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Lange, 1953). О. Ланге (Lange) пришел к выводу, что в некоторых местах температура слоевища может превысить предел, выдерживаемый отдельными чувствительными к теплу видами лишайников, и их перегрев может ограничивать распространение таких видов. Прямого

действия температуры на рост лишайников не установлено (Beschel, 1954), но существует зависимость дыхания и фотосинтеза от тепловых условий (Lange, 1992).

3.9. ВОДНЫЙ РЕЖИМ, ФОТОСИНТЕЗ, ДЫХАНИЕ ЛИШАЙНИКОВ

Большинство цветковых и голосеменных растений имеют в своих телах емкости для удержания воды в их листьях или хвое на достаточных и относительно постоянных уровнях и в определенной степени могут регулировать свой водный режим. Такие организмы называют **гомогидридными**. Лишайники принадлежат к **пойкилогидридным** организмам, которые не имеют таких образований как эпидермис, устьица, восковая кутикула для регулирования газо- и водообмена и потому их водный режим варьирует пассивно в зависимости от содержания воды в окружающей среде. К пойкилогидридным организмам также относятся водоросли, мохообразные, а среди сосудистых некоторые папоротники и ряд других примитивных растений. Водообмен у них — чисто физический процесс, они пассивно поглощают воду из окружающей среды, и испаряют ее, если содержание влаги в окружающей среде достигает величины меньшей, чем ее содержание в талломе. Такую воду можно назвать свободной в отличие от биологически связанной воды, входящей в состав тканей организмов. Каждый из этих пойкилогидридных организмов относительно быстро высыхает и поэтому наличие доступной влаги имеет первостепенное значение для их выживания и объясняет особенности их встречаемости (Farrar, 1976b, 1976c). По особенностям водного режима, как по отношению к другим экологическим факторам, среди лишайников выделяют группы ксерофитов, мезофитов, гигрофитов и др. (Блум, 1965).

Можно предполагать, что пойкилогидридные организмы сильно зависимы от осадков, преимущественно в форме дождя, что подтверждает прямая корреляция между биомассой лишайников и среднегодовым количеством осадков (Nash, Moser, 1982). С другой стороны, биомасса лишайников вблизи Тихого океана в западной части Сонорской пустыни оказалась значительно выше величин, которые можно было бы ожидать, основываясь только на величине осадков (Nash, Moser, 1982). Это свидетельствует о способности лишайников использовать другие источники влаги как, например туман, роса, что подтверждают исследования в пустынях Атакама, Намиб (Lange, 1992). Наконец, лишайники способны поглощать некоторое количество влаги из

ненасыщенного воздуха в условиях низких температур и высокой относительной влажности (Бязров, 1970, 1978).

Следствием пойкилогидрии является прекращение в сухом состоянии всех процессов жизнедеятельности лишайников. Поэтому довольно продолжительное воздействие на сухие слоевища как очень низких (-196°C), так и высоких ($+100^{\circ}\text{C}$) температур существенно не влияло на фотосинтез и дыхание талломов при естественных для их местообитаний температурах после соответствующего увлажнения этих слоевищ (Lange, 1992). Аналогичное воздействие на влажные талломы приводило к быстрой их гибели.

Таким образом, тепловые условия Земли практически не ограничивают развитие лишайников на нашей планете. Об этом свидетельствует и обнаружение в Антарктиде южнее 80° ю.ш. представителей 23 видов лишайников (Øvstedal, Lewis Smith, 2001), из которых ближе других к Южному полюсу приблизились представители *Carbonea vorticosa*, *Lecidea cancififormis*, *Sarcogyne privigna* ($86^{\circ}29'$ ю.ш.), немного от них отстали *Acarospora gwynnii* ($86^{\circ}20'$ ю.ш.), *Buellia frigida* ($86^{\circ}09'$ ю.ш.), *B. grisea*, *Rhizoplaca melanophthalma* ($86^{\circ}07'$ ю.ш.), причем *C. vorticosa*, *R. melanophthalma*, *S. privigna* входят в состав лишайнобиот регионов Северного полушария, а *R. melanophthalma* использовали как биомонитор при изучении воздействия на среду тепловой электростанции в штате Аризона на юге США (Belnap, Harper, 1990).

В Антарктиде позитивный баланс газообмена в слоевищах лишайника *Usnea acromelanus* наблюдали при температуре -20°C с оптимальной его величиной при -4°C , а в Центральной Европе в слоевищах лишайника *Cladonia alpicornis* позитивный газообмен был при температуре -15°C с оптимальной его величиной при $+8^{\circ}\text{C}$ (Lange, 1992). Естественно, газообмен в талломах происходит лишь при наличии некоторого минимального количества влаги в слоевищах, которое различно у представителей разных видов. У многих видов положительный баланс газообмена отмечали при относительной влажности воздуха около 80%, довольно обычной утром после восхода солнца, и нередкой перед его закатом.

3.10. УЛАВЛИВАНИЕ И ПОГЛОЩЕНИЕ ЛИШАЙНИКАМИ МИНЕРАЛЬНЫХ И ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ, ИХ НАКОПЛЕНИЕ И ПОТЕРЯ; ТОКСИЧНОСТЬ ЭЛЕМЕНТОВ

Доступность как макро-, так и микроэлементов минерального питания, жизненно важных для осуществления физиологических функ-

ций, лимитируют рост и развитие лишайников также, как и других организмов. У сосудистых растений поглощение из почвы воды и питательных веществ осуществляет корневая система. У лишайников корни отсутствуют, что обуславливает зависимость их снабжения элементами минерального питания от атмосферных источников взамен почвенных запасов, эксплуатируемых сосудистыми растениями (Nieboer et al., 1978), хотя кое-что может поступать и из почвы, например, в напочвенные виды рода *Peltigera* (Goyal, Seaward, 1981, 1982). Экспериментально было показано, что талломы лишайников рода *Cladina* способны поглощать минеральные элементы и радионуклиды через мертвую часть подцеиев (Барашкова, 1963; Нифонтова и др., 1979). У родственных им представителей *Cladonia convoluta* и *C. rangiformis* в эксперименте мертвые части подцеиев показали более высокое накопление Pb и Cu, а живые больше аккумулировали Zn (Chettri et al., 1997b). Поскольку атмосферные источники минеральных веществ в сравнении с почвой относительно скудны, решающими для жизни лишайников являются механизмы концентрирования элементов из атмосферы. Факт наличия таких механизмов привел в свое время к широкому научному интересу к лишайникам как суррогатным рецепторам атмосферных выпадений, в частности, последствий накопления радионуклидов в телах коренных жителей Арктики в 1950-х и 1960-х годах в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере. Позднее интерес к этому явлению привел к использованию лишайников для изучения региональных атмосферных выпадений других загрязнителей (Puckett, 1988). При этом были получены свидетельства определенной толерантности ряда видов лишайников к высоким концентрациям металлов, что дало основания рекомендовать использование лишайников в геологических изысканиях (Викторов, 1956; Таисаев, Константинова, 1988; Chettri et al., 1997a).

В дополнение к названным аспектам следует помнить и о роли лишайников в начальных почвообразовательных процессах путем воздействия на обнажения горных пород (Полынов 1945; Ярилова, 1947; Левин, 1949; Jones, 1988). Такие процессы влияют на минеральный круговорот в шкале геологического времени. Также было установлено, что лишайники могут играть важную роль в более быстрых процессах круговорота через синтез чужеродных питательных элементов, которые не могли бы иным образом попасть в экосистему (Бязров, 1970; Knops et al., 1996).

3.10.1. Содержание минеральных элементов в лишайниках

Зольность лишайников, как правило, намного ниже, чем многих растений, иногда даже менее 1%. Зола содержит как анионы, так и катионы. Отрицательно заряженные анионы связаны карбоксильными и гидрокарбоксильными участками в структурах полисахаридов клеточных стенок, а положительно заряженные катионы связаны участками, которые предположительно ответственны за изменение емкости клеточных стенок лишайников (Nash, 1996). Известен факт, что концентрация меди в лишайниках на диорите почти в 90 раз превышает этот показатель в субстрате (Nash, 1996). Методом рентгеновского дифракционного анализа была подтверждена биогенная природа накопления зольных элементов в напочвенном лишайнике *Parmelia chlorochroa*, что связано, прежде всего, с синтезом оксалата кальция, а не с загрязнением талломов почвой (Erdman et al., 1977).

Авторы специальных и популярных публикаций об атмосферных выпадениях и загрязнении среды нередко используют термин “тяжелые металлы”. Этимологически этот термин имеет физический смысл и должен относиться к той группе металлов, удельный вес которых более 4.5 г/см³. Однако анализ различных источников показывает, что биологи к тяжелым металлам иногда относят и «легкие металлы» как алюминий или полуметаллы как мышьяк (Wittig, 1993). Таким образом, фактически этот термин служит широко распространенным популярным обозначением потенциально токсичных элементов. В силу неоднозначности трактовки этого понятия было предложено заменить термин “тяжелые металлы” химически и биологически значимыми их группами, обозначаемыми как элементы класса А (например, Al, Ba, Ca, Ce, Cs, K, La, Li, Mg, Na, Nd, Rb, Sc, Sn, Sr, Y), промежуточные (например, As, Cd, Co, Cr, Fe, Ga, Mn, Ni, Sn, Ti, V, Zn) и элементы класса Б (например, Cu, Hg, Pb) (Nieboer, Richardson, 1981; Wittig, 1993; Walker et al., 2001). Это деление основано на их расположении в периодической системе элементов Менделеева. Элементы класса А предпочитают доноров, содержащих кислород (O N S-доноров), тогда как элементы класса Б — доноров, содержащих серу и азот (S N O-доноров), а элементы промежуточного класса находятся между ними. При катионном связывании участков ионы класса Б будут замещать ионы промежуточных элементов, которые, в свою очередь, будут замещать ионы класса А.

Предложена и биологическая система элементов, представляемая в виде корреляционной решетки, построенной на основе таких пока-

зателей как место элемента в Периодической системе Менделеева, сходство радиусов ионов, физиологические функции элементов в организмах, и других признаках (Fränze, Markert, 2000).

Доступная информация о содержании элементов в лишайниках относится к ограниченному их набору. Например, в исследованиях, посвященным толерантности лишайников к металлам, часто изучали популяции, встречающиеся на отвалах старых рудников, где большей частью обычны такие металлы как Cd, Cu, Fe, Ni, Zn; в публикациях об атмосферных выпадениях доступны данные об Al, As, Ba, Be, Ca, Ce, Co, Cr, Cs, Ga, Hg, K, La, Li, Mg, Mn, Na, Nd, Pb, Rb, Sc, Sn, Sr, Ti, V, Y; при изучении роли лишайников в биогеоценозах внимание фокусировалось на макроэлементах C, N, P, S, K, Mg, Mn и др. (Garty, 1993, 2000a, b).

Содержание большинства микроэлементов у лишайников б.ч. выше, чем у мохообразных, папоротников, хвойных, кустарников, трав, исключая Mn. Такие элементы как Co, Ni, Mo, Au присутствуют в тех же концентрациях, а содержание Zn, Cd, Sn, Pb намного выше. Однако есть сведения и о низком содержании всех микроэлементов, например, в слоевищах *Cladina stellaris* в северных районах Канады (Doyle et al., 1973) или в лишайниках Западного Таймыра (Вайнштейн, 1982).

3.10.2. Потребности в питательных веществах

Точные величины концентраций элементов питания, необходимых для нормального роста лишайников, остаются пока не установленными (Вайнштейн, 1982). Имеются лишь косвенные свидетельства, в частности, высокая степень специфичности некоторых видов лишайников относительно субстрата (Brodo, 1973). Есть данные о питательных веществах, требуемых для роста отдельных симбионтов в культурах (Ahmadjian, 1993). Установлено, что водоросль *Trebouxia*, наиболее обычный фотобионт лишайников, является факультативным гетеротрофом, и что она, при доступности для нее органических источников питания, некоторое время способна расти в темноте. Также предполагается, что питательные вещества в слишком высоких концентрациях могут стать причиной нарушения равновесия между партнерами симбиоза. Так, выпадения нитратов в Западной Европе сильно увеличили их поступление в природные экосистемы, что стало причиной обеднения состава лишайников ряда регионов, например, в Нидерландах (van Dobben, 1993).

3.10.3 Источники поступления элементов

3.10.3.1. Атмосферные источники

Атмосферные выпадения, в том числе и радионуклиды, доходят до лишайников либо в жидком состоянии: осадки (дождь, снег) и потенциальные или скрытые осадки (главным образом туман, роса), либо в сухом: седиментация аэрозолей, пыли, давление и поглощение газов (Knops et al., 1991). Как источники питательных веществ и воды очень важны для лишайников потенциальные (скрытые) осадки, в которых концентрации питательных веществ и загрязнителей могут быть существенно выше, чем в дождевой воде. Также минеральные вещества могут попадать в лишайники в виде пыли, содержащей все важнейшие элементы в т.ч. P, N, K, Ca (Каурри, 1980). Могут они также использовать некоторые соединения азота и аммония (NH_4^+), находящиеся в воздухе, например, углекислый аммоний, образующийся при разложении богатых мочевиной продуктов животного происхождения. Лишайники с цианобионтом могут фиксировать атмосферный азот. Седиментация крупных загрязняющих аэрозолей и их внедрение в лишайниковые слоевища хорошо показаны сравнением химических профилей, полученных по данным преломления рентгеновских лучей в атмосферных аэрозолях, собранных прямо из воздуха, и в частицах, уловленных лишайником (Garty et al., 1979).

Поглощение и накопление лишайниками элементов из атмосферы хорошо документировано (Nash, 1996). Показана тесная корреляция между количеством металлов в золе накипных лишайников и содержанием их в сухом остатке осадков. С учетом медленного роста и гидролабильности лишайников, полагают, что атмосферные источники играют доминирующую роль в определении состава элементов таллома (Вайнштейн, 1982).

3.10.3.2. Субстратные источники

Многие лишайники встречаются на почве или камнях и потому тесно контактируют с литосферными источниками элементов питания. Содержание элементов в лишайниках иногда довольно точно отражает их геохимическое распределение в минералах районов поселения лишайников (Erdman, Gough, 1977), но в большинстве случаев корреляция между содержанием элементов в лишайниках и составом субстрата более сложная (Вайнштейн, 1982). Так, напочвенные лишайники р. *Cladonia* из района угольных разработок в Огайо накапливали P, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Al, Mo в количествах, намного превышающих их

концентрации в субстратах (Lawrey, Rudolph, 1975). Однако лишайники, видимо, каким-то образом могут регулировать поглощение некоторых элементов, избыточных в субстрате, поскольку лишайники р. *Cladina*, растущие на сфагновых болотах, бедных железом, и на почвах, богатых железом, имели одинаковый уровень железа в слоевищах (Lounamaa, 1965). Также для лишайников, растущих на известняках, отмечали пониженное поглощение Са, избыточного в субстрате и доступного для них (Бобрицкая, 1950). Интересно, что у мхов и лишайников, развивающихся на бедных микроэлементами субстратах, отмечался более высокий коэффициент биологической аккумуляции микроэлементов и естественных радиоактивных элементов, чем у тех, которые росли на богатых ими субстратах (Горбанов, Хаджиатанасов, 1973). Также наблюдали, что в мертвой базальной части лишайников р. *Cladonia* содержание Fe, Pb, Cu и золы выше, чем в живых верхушках, причем наибольшие различия у железа — в 2.5 раза (Lounamaa, 1965). У *Cladina stellaris*, таллом которой постепенно переходит в органические остатки субстрата, это повышенное содержание железа, видимо, связано с субстратом. Кроме того, железо может поступать вниз и из верхушек, поскольку экспериментально установлено относительно быстрое передвижение ^{55}Fe от верхушки к основанию, и это движение однонаправленное (Jaakkola, 1967). Эксперименты с радионуклидами показали возможность поступления их из верхнего наиболее загрязненного слоя почвы в эпигейные лишайники рода *Cladina* (Троицкая и др., 1971). При этом соотношение радионуклидов остается таким же, что и при загрязнении слоевищ из атмосферных источников — через 3 месяца после начала эксперимента в лишайниках содержалось от 2 до 4% внесенного в верхний слой почвы ^{137}Cs и только 0.1–0.3% — ^{90}Sr (табл. 3.1). Возможно, эти различия обусловлены тем, что трансформация ^{90}Sr в почве и талломах иная, нежели у ^{137}Cs (Sanzharova et al., 1994).

Таблица 3.1. Миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs из почвы в лишайники рода *Cladina* (по: Троицкая и др., 1971)

Длительность опыта (сутки)	2	7	30	45	83	105
Количество ^{90}Sr по отношению к внесенному количеству радионуклида в почву, %	0.0004	0.0017	0.0011	0.114	0.233	0.150
Количество ^{137}Cs по отношению к внесенному количеству радионуклида в почву, %	0.013	0.024	0.170	4.230	1.430	1.990

Лишайники могут участвовать в выветривании поверхности субстрата как механически, так и химически (Jones, 1988), и при этом возможно поглощение лишайниками некоторых растворимых элементов питания. Растворимость многих элементов зависит от величины рН, поэтому доступность минеральных элементов может быть различной на известняковых и кислых субстратах. Как следствие, очень различный состав лишайниковых сообществ на известняках (Roux, 1981) и на кислых породах (Wirth, 1972). Более того, в гипсе наряду с Са в более высоких концентрациях представлен и сульфат, и известны несколько видов лишайников приуроченных к гипсу, например, *Acarospora clauzadeana*.

Большинство лишайников, особенно встречающихся на почве и камнях, подвержены влиянию переносимой ветром пыли, источником большей части которой являются незакрепленные поверхности почвы, иногда радиоактивно загрязненной. Эти почвенные частицы могут легко внедриться в межклеточное пространство в лишайниках и, как результат, относительно высокая концентрация Al, Fe, Sc, Ti, других элементов литосферного происхождения, радионуклидов в слоевище. Растворимые соединения их являются потенциальным источником элементов минерального питания, но процесс растворения медленный, и большинство элементов из этих частиц, вероятно, остаются недоступными. Относительный вклад почвенных частиц в общее обеспечение лишайников минеральными элементами может быть оценен сравнением отношений макро- и микроэлементов питания к инертным элементам как S или Ti (Nieboer et al., 1978). Однако при изучении поглощения из субстрата и накопления лишайниками питательных веществ четких физиологических, таксономических или морфологических корреляций не выявлено (Вайнштейн, 1982). Имеются лишь косвенные свидетельства как, например, избирательность некоторых видов по отношению к субстрату (Lounamaa 1965; Brodo, 1973; Purvis, Halls, 1996), толерантность к действию очень высоких концентраций металлов (Lange, Ziegler, 1963; Garty, 1993, 2000a; и др.), большие различия между видами в способности их к накоплению металлов (Бобрицкая, 1950; Garty, 1993).

Для эпифитных лишайников дополнительным источником питания являются вещества, вымываемые водой из деревьев и кустарников, поскольку большинство элементов способно вымываться дождем из кроны. Элементы типа К довольно быстро вымываются из листвы и, соответственно, могут поступить в тела эпифитов. Двухвалентные катионы (Mn, Zn) вымываются легче, чем трехвалентные (Fe). Таким

образом, вода, стекающая вдоль стволов деревьев во время дождя, содержит более высокие концентрации минеральных (в том числе радиоактивных) и растворенных органических веществ (включая углеводы), чем дождевая вода, выпадающая из атмосферы. На некоторых деревьях, особенно наклоненных, часто сток по стволу во время осадков происходит по одной стороне ствола, на которой образуются своеобразные более темные в сравнении со всей остальной корой полосы. И представители ряда видов лишайников приурочены именно к этим высоко обогащенным элементами питания участкам ствола (Barkman, 1958). Вполне возможно, что эпифитные лишайники удовлетворяют потребности в питательных веществах в основном из дождевой воды, стекающей по стволам деревьев, что было показано для эпифитов горных лесов в полевых и лабораторных опытах (Lang et al., 1976). Но получают ли эпифитные лишайники питательные вещества дополнительно непосредственно из богатого органикой субстрата? Анализ содержания N, P, Ca, K и некоторых других элементов в коре деревьев и слоевищах лишайников на этой коре (Kuziel, 1973) не обнаружил между ними связи. G. Trotet (1969) изучал возможность поступления фосфора из дерева в растущий на нем лишайник, для чего живые ветки дуба *Quercus suber* с растущими на них лишайниками *Ramalina calicaris*, *Parmelia melanothrix* были помещены нижним срезанным концом в раствор радиоактивного фосфата калия. Для сравнения в такой же раствор помещали мертвые ветки, также обросшие лишайниками. Через 4 дня по всей длине живых веток обнаруживалась сильная радиоактивность, в лишайниках же она не отмечена, в мертвых ветках она обнаруживалась в 1–2 см от срезанного конца, вероятно, за счет капиллярного подъема. Этот опыт позволил сделать вывод, что эпифитные лишайники не поглощают фосфор из тканей дерева-носителя.

Однако наблюдаются большие различия между составами элементов питания коры деревьев разных пород, и их доступность, как и на горных породах, зависит от величины pH коры. Результатом этого является различный состав лишайниковых сообществ, встречающихся на деревьях с нейтральной корой (*Fraxinus*, *Tilia*) в сравнении с деревьями с кислой корой (*Betula*, *Picea*, *Pinus*). Источники загрязнения также могут изменять свойства коры, как добавлением элементов, так и изменением величины pH. Кислотные выпадения часто понижают величину pH коры, что приводит к изменению лишайниковых сообществ, встречавшихся ранее на нейтральном субстрате, а выпадения Ca, ассоциируемые с цементными предприятиями, могут увеличить

значение рН и, как следствие, происходит смена лишайникового сообщества, свойственного кислому субстрату, на сообщество, характерное для нейтрального субстрата (Мартин, 1984).

3.10.4. Механизмы накопления

Лишайники, наряду с отсутствием корневой системы, не имеют на поверхности слоевищ восковой кутикулы, свойственной листьям сосудистых растений, хотя большинство лишайников имеют верхний коровой слой из довольно плотно переплетенных грибных гиф. Как следствие, обмен элементов у лишайников осуществляется через всю поверхность их талломов. Главные механизмы накопления элементов минерального питания следующие:

3.10.4.1. Обмен ионов

Ионы металлов первично существуют как катионы, хотя анионы некоторых элементов как, например, U пока неизвестны. Кинетика и термодинамика поглощения катионов хорошо изучены (Richardson, 1995). Изначально поглощение катиона быстрое, пассивное, физико-химическое превращение их в телах лишайников происходит внеклеточно (Nieboer et al., 1978). Уровни насыщения достигаются за минуты и емкости поглощения для удержания катионов на клеточных стенках оценочно варьируют между 6 и 77 мкмол/г в зависимости от вида (Nash, 1989, 1996). Эти катионы преимущественно удерживаются вне цитоплазмы фотобионта или микобионта на участках обмена катионов. Экспериментально была установлена конкуренция между обменными ионами, которая, в общем, может быть представлена следующей схемой: одновалентный класс А < двухвалентный класс А < двухвалентный промежуточный класс < двухвалентный класс Б (Nieboer, Richardson, 1981).

Поглощение анионов лишайниками изучено в меньшей степени. В целом это более медленный процесс (часы), чем обмен катионов и, как следствие, меньшее общее накопление. Например, анионный ураниловый комплекс ($\text{UO}_2\text{L}_2^{2-}$) накапливался гораздо медленнее, чем катионы уранила, и общее поглощение анионов было много меньше, чем катионов (1.6 мкмол/г против 49 мкмол/г). Наоборот, поглощение анионной формы мышьяка (H_2AsO_4^-) было больше (10 мкмол/г), что означает активное поглощение (Nieboer et al., 1984; Richardson et al., 1984). Тем не менее, в условиях сухих выпадений в сильно загрязненной среде было установлено (Boonpragob et al. 1989), что внешняя анионная

нагрузка может быть потенциально высокой (более 200 мкмол/г). Таким образом, в клеточных стенках также должны существовать участки обмена анионов, которые пока еще не обнаружены.

Активное поглощение оценивается как очень эффективное ввиду высоких скоростей поглощения из относительно концентрированных растворов (10^{-2} М и выше) сахаров, аминокислот и фосфатов (Farrar 1976d; Smith, 1962). Эффективное поглощение является преимуществом для организмов, живущих в дефиците питательных веществ. Однако в отличие от эксперимента, в природе лишайники имеют дело с очень разбавленными растворами, и было показано, что *Hypogymnia physodes*, например, эффективно поглощает фосфат и из разбавленных растворов, причем величины поглощения намного выше, чем полученные на отрезках корня ячменя в сравнимых условиях (Farrar, 1976d). Было также обнаружено, что при быстром активном поглощении из концентрированных растворов последующее использование поглощенных веществ происходит медленно (Smith, 1962). В случае разбавленных растворов метаболизм поглощенных веществ может быть быстрым. Уже через 5 сек. после помещения слоевищ *Hypogymnia physodes* на разбавленные растворы $\text{KН}_2\text{P}^{32}\text{O}_4$ радиоактивность обнаружили не менее чем в 10 органических соединениях, в том числе в полифосфатах и в кислотонерастворимой фракции. Следовательно, активное поглощение веществ лишайниками действительно можно назвать очень эффективным и, видимо, оно имеет большое значение для их экологии.

Первые опыты для изучения особенностей поглощения радиоизотопов из водных растворов были проведены в Лаборатории биофизики Уральского филиала АН СССР с эпилитным накипным лишайником (его таксономическую принадлежность авторы не указали) из Ильменского заповедника (Субботина, Тимофеев-Ресовский, 1961). Эффективность поглощения оценивалась величиной коэффициента накопления — отношением активности радиоизотопа в слоевище лишайника к величине его активности в водной среде, куда помещались лишайники. Через 36 часов коэффициент накопления радиоизотопа серы составлял 2.3 (1), железа — 11.2 (2), рутения — 12.4 (3), кобальта — 18.0 (4), церия — 19.5 (5), стронция — 29.0 (6), цинка — 44.6 (7), цезия — 149.0 (8). По мере нахождения в ёмкостях с водными растворами радиоизотопов часть слоевищ погрузилась на дно ёмкостей, а часть их оставалась плавающими на водной поверхности. Через 11 суток после начала эксперимента у слоевищ, находившихся на дне ёмкости, коэффициент накопления радиоизотопа серы составил 1.8 (1), рутения —

51 (2), кобальта — 52 (3), цезия — 82 (4), стронция — 89 (5), железа — 140 (6), цинка — 628 (7), церия — 912 (8). У плавающих лишайников коэффициент накопления радиоизотопа серы был 4 (1), рутения — 94 (2), стронция — 84 (3), цезия — 201 (4), кобальта — 268 (5), церия — 539 (6), железа — 549 (7), цинка — 1159 (8). Таким образом, среди восьми использованных в эксперименте радиоизотопов только изотоп серы во всех трех вариантах опыта показывал самые низкие величины коэффициента накопления. Стабильные места у рутения (2–3), цинка (7–8). Поглощение остальных зависело от продолжительности взаимодействия слоевищ с излучателем и формы взаимодействия. Измерение остаточной активности в воде показало, что в опытах с изотопом серы в воде осталось более 97% активности, а в опытах с цинком и церием — только 10% и 7%, соответственно. Остаток активности в воде остальных изотопов составил 30–50% (Субботина, Тимофеев-Ресовский, 1961). Позднее в Институте экологии растений и животных АН СССР (г. Свердловск) накопление ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{144}Ce из водных растворов изучали с использованием в опытах слоевищ нескольких видов лишайников: эпигейдов *Cladina arbuscula*, *C. rangiferina*, *C. stellaris*, *Cladonia amaurocraea*, *Peltigera canina*, эпифитов *Parmelia* sp.1, *Usnea* sp., эпилитов *Lasallia pennsylvanica*, *Parmelia* sp. 2, собранных на территории того же заповедника (Нифонтова, 1976; Нифонтова, Лебедева, 1981). Величины коэффициентов накопления были намного больше (450–37 000), чем в опытах предшественников, но и условия проведения экспериментов были иные. Наблюдалась четко выраженные различия в накоплении радионуклидов в зависимости от вида лишайника, его жизненной формы и субстрата, с которого были собраны слоевища. Значения коэффициентов накопления радионуклидов располагались следующим образом (по мере уменьшения величин): $^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr} > ^{55}\text{Fe} > ^{60}\text{Co} > ^{144}\text{Ce}$ (Нифонтова, 2003а). Более эффективное накопление радионуклидов отмечено у кустистых лишайников в сравнении с листоватыми; эпифиты в большей степени накапливают ^{90}Sr и ^{55}Fe , эпигейды — ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{144}Ce . Величины коэффициентов накопление ^{90}Sr живыми и мертвыми частями слоевищ *Cladonia amaurocraea*, *Peltigera canina*, *Lasallia pennsylvanica* одного порядка (600–2500 у живых и 1100–2400 — у мертвых), тогда как по этому показателю в отношении ^{137}Cs живые и мертвые части талломов сильно различаются — 1400–6600 — у первых, и 8–50 — у вторых (Нифонтова и др., 1979; Нифонтова, 2003а).

Накопление отдельных радионуклидов слоевищами зависит от светового и теплового режимов. Опыты показали, что коэффициенты на-

копления ^{90}Sr из водных растворов лишайниками в темноте и на свету практически не различаются, тогда как этот показатель для ^{137}Cs при освещении в 1.5–2 раза выше, чем в темноте. Аналогично действие более высокой температуры: повышение температуры от 0–5° до 10–15 °C существенно не сказывалось на изменении значений коэффициентов накопления ^{90}Sr из водных растворов, тогда как величина коэффициента накопления ^{137}Cs при том же изменении температуры увеличивалась более чем в 4 раза (Нифонтова, 1979, 2003а).

Наличие в водных растворах наряду с долгоживущими радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs низких концентраций (10^{-7} – 10^{-3} М/л) стабильных изотопов тех же элементов существенно не меняло значения коэффициентов накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs слоевищами *Cladonia amaurocraea*. При повышении концентрации стабильных изотопов значения коэффициентов накопления пропорционально уменьшались, затем наблюдали эффект насыщения, когда накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs полностью прекращалось. Аналогичные результаты были получены в подобных опытах с химическими аналогами стронция и цезия — кальцием и калием, соответственно (Нифонтова, 1977, 2003а).

Изучение поглощения слоевищами *Cladina rangiferina* нитрата уранила ($\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), растворенного в деионизированной воде, а также в водной среде с фталатами (едкий натрий (NaOH) + фталевая кислота ($\text{C}_6\text{H}_4(\text{COOH})_2$) и оксалатами (едкий натрий (NaOH) + щавелевая кислота ($\text{HOOC} - \text{COOH}$)), показало, что больше всего (около 50 U мкМ/г) талломы аккумулировали из среды с деионизированной водой, меньше (около 15 U мкМ/г) — из среды с фталатами, и ещё меньше (около 3 U мкМ/г) — из среды с оксалатами (Boileau et al., 1985а). При этом также было установлено, что в среде из деионизированной воды содержится основная часть ионов UO_2^{2+} , тогда как нейтральный комплекс UO_2L преобладает в фталатовой среде, а анионный комплекс $\text{UO}_2\text{L}_2^{2-}$ — в оксалатовой. Добавление нитрата уранила в каждую из сред понижало величину pH растворов, причем особенно заметно с деионизированной водой и с фталатами. Авторы сделали вывод, что слоевища *Cladina rangiferina* поглощают из растворов главным образом простую свободную форму иона уранила, т.е. UO_2^{2+} , тогда как величины поглощения нейтрального UO_2L или отрицательно заряженного иона $\text{UO}_2\text{L}_2^{2-}$ имеют промежуточное или низкое значения (Boileau et al., 1985а). Также было установлено, что поглощение урана из раствора зависит от pH среды — за 24 часа слоевища *Peltigera membranacea* аккумулировали наибольшее количество соединений урана при pH = 4.5 (Haas et al., 1998).

3.10.4.2. Внутриклеточное поглощение

Процессы внутриклеточного поглощения обычно гораздо более медленные и включают относительно небольшие потоки ионов в сравнении с внеклеточным обменом ионов (Beckett, Brown, 1984a; 1984b). Например, после 2.5 часов экспозиции в растворе Cd внутриклеточное поглощение составляло менее чем 10% от общего поглощения (Brown, Beckett, 1985). С удлинением периода воздействия (более часа) увеличивается и внутриклеточное поглощение (Brown, Beckett, 1984). Поскольку оно увеличивается также в ответ на повышение уровня внешней концентрации Cd, поглощение следует рассматривать как процесс переноса ионов с затратой соответствующего количества энергии. Такая энергетическая зависимость у лишайников была показана на примере внутриклеточного поглощения фосфатов (Farrar, 1976d).

У лишайников пассивное поглощение доминирует над активным, о чем свидетельствуют опыты со стронцием, цезием (Tuominen, 1967, 1968, 1971; Handley, Overstreet, 1968), а также серия работ с тяжелыми металлами (Nieboer et al., 1976a; Nieboer et al., 1977; Richardson, 1995). Пассивная фаза поглощения катионов лишайниками, видимо, представляет собой своеобразный катионно-обменный процесс, модифицированный образованием комплексов с металлами (Puckett et al., 1973). Точками адсорбции являются при этом кислородные и кислородно-азотные доноры. По результатам изучения влияния различных факторов (свет, метаболические ингибиторы, анаэробноз и др.) на поглощение никеля лишайником *Umbilicaria muehlenbergii* был сделан вывод, что это чисто физико-химический процесс, в котором участвуют (А) ионообменная поверхность как клеточные стенки гиф, (Б) реакционная зона, в которой растворены функциональные группы или точки связывания ионов металлов, (В) диффузный слой или пленка, (Г) зона основного раствора (Nieboer et al., 1976b). По мнению авторов, фиксирующими анионными группами у этого лишайника являются карбоновые или оксикарбоновые кислоты. Вероятно, пассивное поглощение ионов происходит внеклеточно и связано с компонентами клеточных стенок (Brown, Slingsby, 1972). Возможно, основную роль в связывании катионов играют хитин и боковые группы молекул белков, участвующие в формировании клеточных стенок микобионта, путем образования комплекса азот-кислород-катион (металл). Некоторые катионы поглощаются и активным, и пассивным путем, что находит отражение в окончательной клеточной локализации ионов. Пассивное поглощение путем ионного обмена или хелатизации имеет результатом внеклеточное расположение ионов, тогда как активное

поглощение приводит к внутриклеточному расположению ионов. Подобное пространственное разделение наблюдалась у *Cladina rangiferina*, у которого свинец накапливался внеклеточно, а калий — в основном внутриклеточно (Brown, Slingsby, 1972). Весь свинец, накапливающийся в природных условиях у этого лишайника на почвах, бедных или богатых этим элементом, связан в талломе с нерастворимыми анионными центрами в обменной форме. Вероятно, свинец в лишайнике, как и у высших растений, связан с нерастворимыми анионными группами, расположенными в клеточных стенках. Калий же связан частично, как свинец, в ионной форме, но основная его масса представлена внутриклеточно в свободной диффузной форме и в норме он удерживается барьерами клеточной проницаемости. Кроме того, 10–15% всего калия в лишайнике прочно связано с белковоподобными веществами (Brown, Slingsby, 1972).

Относительно внутриклеточного поступления радионуклидов можно предполагать, что вместе со стабильным калием в клетки поступает и ^{40}K . Также и тритий ^3H , участвующий в круговороте воды в биосфере, может поступать в клетки бионтов лишайника как непосредственно в форме воды, так и через фотосинтез вместе с ^{14}C , который включается в биоту после окисления до $^{14}\text{CO}_2$. Во всяком случае, фотосинтетические мембраны высших растений тритий связывают (Золотарева, 1994). Оснований исключать подобное и для фотобионтов лишайника нет (Daillant et al., 2004). При недостатке Ca и K в организм из среды в больших количествах могут поступать их химические аналоги — ^{90}Sr и ^{137}Cs , соответственно.

3.10.4.3. Улавливание взвешенных в атмосфере частиц

Микротопография поверхности слоевища является важным фактором количества перехватываемых выпадений. Лишайниковые слоевища чаще всего имеют морщинистую, неровную и пористую поверхность, что, конечно, увеличивает их возможности для улавливания и поглощения взвешенных в атмосфере частиц, включая радионуклиды. Талломы лишайников имеют и значительное по объему межклеточное пространство. Например, у *Xanthoria parietina* оно составляет 18% (Collins, Farrar, 1978). Есть достоверные прямые и косвенные свидетельства попадания частиц разного происхождения в это пространство (Nieboer et al., 1978). Наличие таких инородных тел в лишайниках вокруг источников загрязнения было установлено также сканирующей электронной микроскопией (Garty et al., 1979; Jones et al., 1982). Попадание в слоевище богатых металлами частиц, несомненно, являет-

ся причиной крайне высокого содержания их элементов в лишайниках. Например, вблизи сталелитейного комплекса в Англии Seaward (1973) обнаружил концентрации (мкг/г) в талломах *Peltigera rufescens* 90 000 Fe, 5000 Mn, 91 Cu, 127 Cr, 454 Pb, 38 Ni, а в г. Лидсе в слоевищах *Lecanora muralis* были выявлены концентрации (мкг/г) до 35 800 Fe, 349 Mn, 159 Cu, 97 Cr, 3124 Pb, 183 Ni (Seaward, 1988).

Очень высокие концентрации радионуклидов в отдельных лишайниковых пробах, собранных после аварии на Чернобыльской АЭС в разных частях Европы, вероятно, можно объяснить наличием в радиоактивных выпадениях горячих частиц топливного выброса реактора, проникших в талломы лишайников.

3.10.5. Локализация элементов в слоевище

Первые исследования по микрохимии лишайников показали, что у разных видов наблюдается различное распределение P, Mg, K, NO₂, NO₃ между микро- и фотобионтами, при этом значительные количества калия были обнаружены в плодовых телах, в связи с чем уместно вспомнить, что в культурах грибов на средах без калия плодовые тела, как правило, не развиваются (Вайнштейн, 1982). С помощью рентгеновского микрозонда было показано, что у лишайника *Acarospora smaragdula* железо концентрируется в налете на верхней поверхности слоевища, а цинк — внутри самого таллома, прежде всего в нижнем слое коры (Nöske et al., 1970). В корковом налете также были найдены S, Si, P, O, что говорит о наличии в нем сульфатов, силикатов и фосфатов. Медь этим методом обнаружили только в налете (Вайнштейн, 1982). С помощью электронной сканирующей микроскопии и рентгеноэмиссионного анализа была обнаружена постоянная локализация Na и Cl в микобионте и Fe — в фотобионте (Lawrey, 1977). Другие элементы — Al, Si, P, K, Au — наблюдались по всему слоевищу. Эти результаты подтвердила карта распределения элементов, полученная на основе рентгеновских лучей, показавшая, что железо располагается внутри или на поверхности водорослевых клеток, но его очень мало в гифах грибов (Вайнштейн, 1982). Известно, что *Acarospora sinopica* может накапливать чрезвычайно высокое количество железа (до 55 000 ppm), а *Rhizocarpon oederi* — меди (до 1670 ppm), т.е. концентрации, губительные для многих растений (Lange, Ziegler, 1963). Пороговые концентрации и меди, и железа для грибов и водорослей намного ниже, чем содержание их в ряде лишайников.

Анализом последовательно экстрагированных фракций лишайников Brown и Slingsby (1972) оценили распределение катионов (a) в межклеточных и поверхностных фракциях, (aa) во фракции участка обмена ионов, (aaa) во внутриклеточной фракции, и (aaaa) в остаточной фракции. Показанное ими пространственное разделение ионов свидетельствует, что те элементы, которые располагаются внеклеточно, вне плазмалеммы, непосредственного метаболического значения не имеют и в этом случае не обязательно подвергаются превращениям, а могут связываться иным путем. Например, значительное количество железа можно наблюдать на клеточных стенках, в межклеточных пространствах, а порой и на поверхности лишайников *Acarospora sinopica*, *A. smaragdula*, *Rhizocarpon oederi*, что подтверждается электронно-микроскопическим анализом (Nöske et al., 1970). Такое отложение железа на поверхности таллома, возможно, в виде окиси, является одним из путей связывания тяжелых металлов. Оседание взвешенных в атмосфере частиц на поверхности слоевищ и их проникновение внутрь талломов, вероятно, является обычным феноменом как в незагрязненной (атмосферные аэрозоли терригенного происхождения), так и в загрязненной средах. Как показало изучение слоевищ *Caloplaca aurantia*, попавшие таким образом в таллом частицы осаждаются вне клеток (Garty et al., 1979).

Точный механизм накопления радионуклидов, в частности, одного из основных техногенных загрязнителей биосферы ^{137}Cs , пока не установлен. Предполагают, что внутриклеточный транспорт цезия базируется на системе переноса калия, включая диффузию ионов, обмен ионов и активное их поглощение (Ellis, Smith, 1987; Smith, Ellis, 1990). Последовательное экстрагирование (7 этапов) слоевищ *Cetraria islandica*, в которых удельная активность ^{137}Cs составляла 2208 Бк/кг, показало, что загрязнение основных органических макромолекул лишайника радиоцезием было слабым. При последующей тонкослойной и колоночной хроматографии осадков обнаружили по меньшей мере три вещества, содержащие цезий (Nedic et al., 1995, 1999). Авторы этих исследований сделали вывод, что радиоцезий в лишайнике связывается органическими молекулами и входит в состав органических солей. Извлечение ^{137}Cs из экстрактов талломов нескольких видов лишайников (*Cetraria islandica*, *Cladonia fimbriata*, *Usnea sp.*) показало, что при сходном уровне загрязнения радиоцезием слоевищ разных видов из их представителей одними и теми же растворителями извлекается неодинаковое количество радионуклида (77.5% из *C. islandica*, 47.6% из *C. fimbriata* и 46.4% из *Usnea sp.*). Это позволяет предпола-

гать наличие у них разных типов связывания радиоцезия соответствующими структурами слоевища. Кристаллы, осажденные из этих экстрактов, содержали наибольшую часть растворимого ^{137}Cs . Количество и гамма-активность кристаллов у разных видов были неодинаковы, что дало основание предполагать наличие специфических ионов у представителей каждого вида лишайников, которые либо участвуют в образовании кристаллов, либо сдерживают этот процесс (Nedic et al., 2000).

3.10.5.1. Распределение радионуклидов в слоевище

Сведения о распределении аккумулированных радионуклидов в слоевищах лишайников достаточно противоречивы. Этот показатель зависит как от свойств радиоизотопов (форма выпадения, количество, растворимость в воде, подвижность в среде), источника его поступления, так и особенностей лишайника (жизненная форма, размеры таллома, физиологическое состояние) и местообитания (субстрат, экспозиция, количество осадков). У кустистых напочвенных лишайников радионуклиды из глобальных выпадений концентрируются в верхних, более молодых частях слоевищ (Nevstrueva et al., 1967; Ritchie et al., 1971; Троицкая и др., 1971; Mattsson, 1975a, b; Hanson, 1980; Holm, Rioseco, 1987). Аналогичные данные были получены и в ходе изучения последствий аварии на Чернобыльской АЭС (Feige et al., 1990; Rissanen, Rahola, 1990; Seaward, 1992; Страховенко и др., 2002; Щербов и др., 2002). В Российской Арктике в конце 1964 г. концентрация ^{137}Cs в верхней части талломов кустистых кладин была почти в 5 раз выше, чем в нижней; в то же время распределение ^{90}Sr , ^{210}Pb , ^{210}Po по высоте тех же лишайников было относительно равномерным (табл.3.2 и 3.3).

Наблюдаемые количественные различия в распределении отдельных радионуклидов, например ^{137}Cs , связывают с морфологией конкретных особей — чем плотнее, компактнее верхушечная часть слоевищ, тем меньше ^{137}Cs в нижних частях куртин кладин (Ritchie et al., 1971; Kreuzer, Schauer, 1972). Такое объяснение создает впечатление, что плотная компактная верхушечная часть механически препятствует проникновению радионуклидов в нижележащие слои лишайникового покрова. Не следует забывать, что верхушечные части кладин, как и других кустистых лишайников, представляют собой наиболее молодые и тонкие, иногда волосовидные, веточкообразные выросты слоевища. Поверхность их намного больше в сравнении с более старыми частями таллома, а слоевище лишайника взаимодействует со средой

Таблица 3.2. Удельная активность (Бк/кг) радиостронция и радиоцезия в разных частях слоевищ кладоний и *Flavocetraria cucullata* (цифры в скобках — % от значения в верхушечной части)

Лишайник	Год (мес- яц)	Место- нахождение	Источник данных	Часть слоевища	⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
<i>Cladina rangiferina</i>	1964 (5)	Российская Арктика	Nevstrueva et al., 1967	верхушка	407 (100)		3885 (100)
				промежу- точная верхняя	370 (91)		2183 (56)
				промежу- точная нижняя	333 (82)		1443 (37)
				основание	370 (91)		1036 (27)
<i>Cladina rangiferina</i>	1965 (3)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	верхушка	370 (100)		2935 (100)
				основание	296 (80)		925 (32)
<i>Cladina rangiferina</i>	1966 (4)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	верхушка	395 (100)		1702 (100)
				основание	315 (80)		1203 (71)
<i>Cladina rangiferina</i>	1967 (7)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	верхушка	222 (100)		1505 (100)
				основание	185 (83)		537 (36)
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (7)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	верхушка	185 (100)		728 (100)
				основание	167 (90)		204 (28)
<i>Cladina rangiferina</i>	1969 (8)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	верхушка	259 (100)		913 (100)
				основание	222 (86)		278 (30)
<i>Cladina rangiferina</i>	1971 (2)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	верхушка			617 (100)
				основание			204 (34)
<i>Cladina rangiferina</i>	1972 (4)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	верхушка	148 (100)		432 (100)
				основание	148 (100)		185 (43)

Продолжение таблицы 3.2

Лишайник	Год (месяц)	Место-нахождение	Источник данных	Часть слоевища	⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1974 (8–9)	Россия, берег оз. Байкал	Нифонтова, Куликов, 1977	верхушка	107 (100)		1332 (100)
				средняя часть	70 (66)		
				основание	89 (83)		555 (42)
<i>Cladina stellaris</i>	1997–1998	Россия, Ямало-Ненецкий АО	Страховенко и др., 2002	верхушка			143 (100)
				средняя часть			70 (49)
				основание			92 (64)
<i>Cladina arbuscula</i>	1965–1969	Германия, Бавария	Kreuzer, Schauer, 1972	верхушка			1369 (100)
				основание			925 (68)
<i>Cladina arbuscula</i>	1965–1969	Германия, Бавария	Kreuzer, Schauer, 1972	верхушка			1147 (100)
				основание			851 (74)
<i>Cladina rangiferina</i>	1965–1969	Германия, Бавария	Kreuzer, Schauer, 1972	верхушка			1369 (100)
				основание			1184 (86)
<i>Cladina rangiferina</i>	1965–1969	Германия, Бавария	Kreuzer, Schauer, 1972	верхушка			1110 (100)
				основание			962 (87)
<i>Cladina arbuscula</i>	1965–1969	Финляндия	Kreuzer, Schauer, 1972	верхушка			2294 (100)
				основание			1628 (71)
<i>Cladina rangiferina</i>	1965–1969	Финляндия	Kreuzer, Schauer, 1972	верхушка			2294 (100)
				основание			1998 (87)
<i>Cladina stellaris</i>	1965–1969	Финляндия	Kreuzer, Schauer, 1972	верхушка			2775 (100)
				средняя часть			1998 (72)

Окончание таблицы 3.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Часть слоевища	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs
<i>Cladina stellaris</i>	1965–1969	Норвегия	Kreuzer, Schauer, 1972	верхушка			1887 (100)
				основание			481 (26)
<i>Cladina stellaris</i>	1968	Швеция	Mattsson, 1975a	верхушка			2220 (100)
				средняя часть			740 (33)
				основание			350 (16)
<i>Cladina stellaris</i>	1970	Швеция	Mattsson, 1975a	верхушка			1850 (100)
				средняя часть			814 (44)
				основание			1110 (60)
<i>Cladina stellaris</i>	1987	Финляндия, север	Rissanen, Rahola, 1990	верхушка		340 (100)	1400 (100)
				средняя часть		130 (38)	610 (44)
				основание		89 (26)	450 (32)
<i>Cladina stellaris</i>	1987	Финляндия, центр	Rissanen, Rahola, 1990	верхушка		4100 (100)	11000 (100)
				средняя часть		2200 (54)	6000 (55)
				основание		1800 (44)	4800 (44)
<i>Cladina rangiferina</i>	1966 (2)	США, шт. Джорджия	Ritchie et al., 1971	верхушка			2090 (100)
				средняя часть			1610 (77)
				основание			1535 (73)
<i>Cladina subtenuis</i>	1966 (2)	США, шт. Джорджия	Ritchie et al., 1971	верхушка			2183 (100)
				средняя часть			1332 (61)
				основание			1418 (65)
<i>Cladonia uncialis</i>	1966 (2)	США, шт. Джорджия	Ritchie et al., 1971	верхушка			2442 (100)
				средняя часть			1480 (61)
				основание			1961 (80)

как физическое тело, как губка впитывая из воздуха, осадков все, что способно поглотить, в том числе и радиоизотопы (Ellis, Smith, 1987; Kershaw, 1985). Поэтому концентрирование радионуклидов в верхушечных частях слоевищ можно связать и с более значительной поглощающей поверхностью этого слоя, меньшей зольностью молодых, физиологически наиболее активных частей слоевища (Ritchei et al., 1971; Hanson, 1982). Но именно верхние несколько сантиметров кустиков «оленьих» лишайников и поедаются животными. Таким образом, олени кормятся наиболее загрязненными частями лишайников.

Несколько иным было распределение ^{241}Pu в лишайниковом покрове кладин в Швеции, где в 1966–1975 гг. максимальные величины концентрации этого радиоизотопа были в среднем от верхушки слое 3–6 см (Holm, Persson, 1977). Наблюдения за динамикой распределения ^{239}Pu в лишайниках того же района с 1966 по 1972 г. (табл. 3.3) показали постепенное смещение величин максимальной активности этого радионуклида из верхнего слоя 0–3 см в 1966 г., в слой 3–6 см в 1967–1970 гг., и в слой ниже 6 см в 1972 г. (Holm, Persson, 1975). Авторы исследования объясняют такое поведение ^{239}Pu перемещением радионуклида из верхушечной части подцелиев *Cladina stellaris* вниз. Я полагаю, что происходило «растворение» поступившего в слоевище радионуклида в нарастающей вверх массе лишайника. Поскольку в эти годы испытаний ядерного оружия в северном полушарии практически не проводили, вероятно, в нарастающую массу лишайников попадали главным образом выпадения плутония, сохранившегося в стратосферных воздушных потоках. Распределение ^{99}Tc в том же покрове *Cladina stellaris* в 1966–1971 гг. было относительно равномерным по высоте кустиков (Holm, Rioseco, 1987), но в 1972–1975 гг. максимальная удельная активность этого нуклида наблюдалась в верхушечной части слоевищ (табл. 3.3). Возможно, это связано с дополнительным поступлением ^{99}Tc в среду в этот период от какого-либо источника (Holm, Rioseco, 1987).

Тяжелые естественные радионуклиды ^{232}Th и ^{238}U в зоне воздействия урановых рудников больше накапливались в нижних частях кустиков *Cladina mitis*, причем максимальные различия между их концентрациями в верхних и нижних частях слоевищ отмечены вблизи рудников, на расстоянии 0.5–1.3 км от них (Fahsel et al., 1995).

Детальная картина подвижности нуклидов внутри таллома была получена с использованием радиоактивных изотопов цезия и стронция (Nevstrueva et al., 1967). При погружении верхушек таллома *Cladina rangiferina* в водные растворы ^{137}Cs и ^{90}Sr распределение этих радио-

Таблица 3.3. Удельная активность (Бк/кг) некоторых радионуклидов в разных частях слоевищ кладоний (цифры в скобках — % от значения в верхушечной части)

Лишайник	Год	Место-нахождение	Источник данных	Часть слоевища	Радионуклиды																
					⁷ Be	⁹⁵ Zr	⁹⁹ Tc	¹⁰⁶ Ru	¹²⁵ Sb	¹⁴⁴ Ce	¹⁵⁵ Eu	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³⁹ Pu							
<i>Cladina stellaris</i>	1970	Швеция	Mattsson, 1975b	верхушка	204 (100)	740 (100)		1850 (100)	45 (100)	740 (100)	40 (100)										
				средняя часть	56 (27)	185 (25)		740 (40)	41 (91)	74 (10)	18 (45)										
				основание	15 (7)	74 (10)		296 (16)	40 (89)	20 (3)	7 (17)										
<i>Cladina stellaris</i>	1967	Швеция	Persson, 1970	верхушка									265 (100)								
				средняя часть											184 (69)						
				основание												148 (56)					
<i>Cladina stellaris</i>	1968	Швеция	Persson, 1970	верхушка											359 (100)						
				средняя часть												278 (77)					
				основание													211 (59)				
<i>Cladina stellaris</i>	1969	Швеция	Persson, 1970	верхушка											171 (100)						
				средняя часть													93 (55)				
				основание														64 (37)			

Окончание таблицы 3.3

Лишайник	Год	Место-нахождение	Источник данных	Часть словесица	Радионуклиды													
					⁷ Be	⁹⁵ Zr	⁹⁹ Tc	¹⁰⁶ Ru	¹²⁵ Sb	¹⁴⁴ Ce	¹⁵⁵ Eu	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³⁹ Pu				
<i>Cladina rangiferina</i>	1960-е	Россия, п-ов Таймыр	Ермолаева-Маковская, Литвер, 1978	верхушка										278 (100)				
				средняя часть												278 (100)		
				основание													259 (93)	
<i>Cladina rangiferina</i>	1960-е	Россия, Якутия	Ермолаева-Маковская, Литвер, 1978	верхушка										167 (100)				
				средняя часть												167 (100)		
				основание													100 (60)	

нуклидов различалось: если стронций распределялся равномерно, то цезий концентрировался преимущественно в той части таллома, которая контактировала с раствором. В случае погружения всего слоевища в раствор оба изотопа распределялись равномерно в талломе, несколько больше накапливаясь в его старых частях. Таким образом, оба радионуклида могут свободно передвигаться от верхушки к основанию и наоборот. Накопление цезия в верхушках и равномерное распределение стронция также наблюдали и у других видов лишайников (Tuominen, 1967, 1968, 1971; Троицкая и др., 1971; Kreuzer, Schauer, 1972; Нифонтова, 1976; Нифонтова, Куликов, 1977). Радионуклиды, в зависимости от глубины их проникновения в покров оленых лишайников, ранжируют следующим образом: $^{144}\text{Ce} > ^{95}\text{Zr} > ^{137}\text{Cs} > ^{106}\text{Ru} > ^{155}\text{Eu} > ^{210}\text{Pb} > ^{99}\text{Tc} > ^{238}\text{Pu} > ^{125}\text{Sb} > ^{239,240}\text{Pu}$, т.е. в этом ряду наименее подвижен радиоцезий (Holm, Riosco, 1987).

В опытах по изучению поглощения слоевищами *Peltigera membranacea* уран неравномерно распределялся в талломе, накапливаясь главным образом в верхнем коровом слое, причем было установлено, что поглощение урана строго коррелирует с местами, где в слоевище более высокие концентрации фосфора (Haas et al., 1998). Вероятно, фосфатные лиганды и функциональные группы корового слоя включены в процесс поглощения урана.

Изучение распределения урана в слоевищах *Trapelia involuta*, собранных в районе заброшенных урановых рудников Корнуэлла (Великобритания), показало, что этот элемент накапливается во внешних стенках плодовых тел (McLean et al., 1998). У представителей *T. involuta* в норме цвет внешних стенок плодовых тел светлый красновато-коричневый. Но у образцов с урановых рудников их цвет был темный коричнево-черный из-за наличия меланиновых пигментов, представляющих собой сложные комплексы, образованные полимерами, производными тирозина и белков. Возмущение апотециев *T. involuta* является одним из механизмов адаптации представителей вида к высокому содержанию урана в местообитании лишайника, поскольку меланины связывает уран и предохраняет от облучения грибные споры, содержащиеся в апотециях (Purvis et al., 2004a). Экранирующую относительно солнечной радиации роль меланина в лишайниках уже предполагали (Gauslaa, Solhaug, 2001; Stepanenko et al., 2002), но не связывали его присутствие с устойчивостью лишайников к действию ионизирующей радиации. Ранее методами радиоавтографии И.Г. Харатьян (1970), В. Feige et al. (1990) также показали более высокую плотность затемнения тех участков рентгеновской пленки, которые при экспони-

ровании соответствовали репродуктивным органам (апотециям) *Cetraria islandica*, в сравнении с остальными частями слоевища. На радиоавтоматической программе *Umbilicaria muhlenbergii* удалось различить структуры с многочисленными треками альфа-частиц, внешне напоминающими микоризный гриб, что дало основание предполагать, что радиоактивность этого лишайника определяет грибной компонент (Харатьян, 1970).

Эксперименты с погружением лишайников в раствор уранила с последующим определением концентрации урана в разных частях слоевищ показали, что именно микобионт является основным поглотителем урана из раствора, о чем свидетельствуют более высокие значения активности в сердцевинном и коровом слоях талломов (табл. 3.4). Среди представителей 4 видов средняя наименьшая величина поглощения ионов уранила целыми слоевищами оказалась у темноокрашенных талломов *Umbilicaria mammulata*, а наибольшая — у серых слоевищ *Stereocaulon saxatile*. При этом различия величин были статистически значимы (Fahselt, 1997). Но самая большая доля урана у *U. mammulata* оказалась в верхнем коровом слое, к которому приурочены меланины (табл. 3.4). Подобное не было бы сюрпризом при изучении выпадений радионуклидов на поверхность слоевищ, поскольку в таком случае верхний коровой слой первым бы перехватывал выпадения. Но оказалось, что и из растворов верхний коровой слой, богатый меланинами, концентрирует уран. Неожиданными оказались и различия в поглощении ионов уранила представителями *Cladina rangiferina* и *C. mitis* (табл. 3.4). Поскольку эти виды имеют сходное анатомическое строение и структуру слоевищ, такие различия можно объяснить лишь особенностями состава вторичных метаболитов или микроструктуры клеточных стенок (Fahselt, 1997).

Таблица 3.4. Удельная активность урана (Бк/г) в разных частях слоевищ лишайников после их погружения на 1 час в 8.4 мМ раствор уранила $[UO_2(NO_3)_2 \cdot 6H_2O]$ (по: Fahselt, 1997, с изменениями)

Часть слоевища	Лишайник			
	<i>Cladina rangiferina</i>	<i>Cladina mitis</i>	<i>Stereocaulon saxatile</i>	<i>Umbilicaria mammulata</i>
Слой фотобионта	0.05	0.13	0.16	0.08
Серцевинный слой	0.13	0.17	0.23	0.03
Основание или нижний коровой слой	0.09	0.22	0.16	0.22
Верхний коровой слой				0.31
Все слоевище	0.11	0.18	0.21	0.10

Продолжение изучения слоевищ упомянутого выше вида *Trapelia involuta* с отвалов уранового рудника в Великобритании показало, что содержащиеся уран минералы, попавшие из субстрата в сердцевину талломов с грунтовыми водами, преобразуются в другие минералы, причем в этом процессе основную роль играют полисахара сердцевинного слоя таллома, выделяемые грибными гифами лишайника (Kasama et al., 2001, 2002). Таким образом, растущие на отвалах урановых рудников лишайники замедляют миграцию урана, включая содержащиеся уран минералы в свои ткани и преобразуя их в другие минералы. Вероятно, это свойство лишайников затрагивает и другие минералы, содержащие токсичные металлы.

3.10.5.2. Высвобождение слоевищ от аккумулярованных радионуклидов

Аккумулярованные в слоевищах лишайников радионуклиды со временем высвобождаются с той или иной скоростью. По аналогии с физической величиной периода полураспада радиоизотопа в отношении живых организмов существует понятие «период полувыведения», т.е. период времени, за который из организма выводится половина содержащегося в нем радионуклида. Для большинства радиоизотопов период полувыведения короче периода полураспада, поскольку к последнему добавляются вымывание, поедание животными, удаление с отломившимися частями слоевища. Однако концентрация ряда радиоизотопов, производных от распада других, например, содержание ^{241}Am в среде с течением времени до определенного момента будет увеличиваться, и обнаружение в талломе изотопов америция свидетельствует о наличии в среде высокотоксичных и опасных для живых организмов изотопов плутония, поскольку америций образуется в результате распада плутония (Ушаков, 1996). И все чаще этот опасный радионуклид находят в тканях живых организмов и в почве (Иванов и др., 1994; Якушев и др., 2000). Обнаружен америций, как и изотопы плутония, и в лишайниках Антарктики (Mietelski et al., 2000). Правда, там его концентрация на 2 порядка ниже, чем возле Чернобыльской АЭС.

Период полувыведения из лишайников ^{137}Cs , одного из основных загрязнителей, называют от 17 лет до 1 года (Liden, Gustafsson, 1967; Tuominen, Jaakkola, 1973; Guillitte et al., 1990b; Sloof, Wolterbeek, 1992; Gastberger et al., 1998). Полагаю, что сведения о высокой скорости высвобождении радионуклидов из талломов лишайников преувеличены. Период полувыведения, например, радиоцезия, из талломов зависит от вида лишайника, частей его слоевища, климатических условий мест-

ности, и, особенно, от количества осадков (Tuominen и Jaakkola 1973; Nimis, 1996; Gastberger et al., 1998). В Нидерландах средняя удельная активность ^{137}Cs в слоевищах *Parmelia sulcata* с июня 1986 г. по сентябрь 1987 г. уменьшилась с 600 Бк/кг до примерно 340 Бк/кг, а в талломах *Xanthoria parietina* и *Lecanora conizaeoides* в тот же период этот показатель увеличился с 1200 до 2200 Бк/кг и с 170 до 390 Бк/кг, соответственно (Sloof, Wolterbeek, 1992). Увеличение показателей активности в слоевищах *X. parietina* и *L. conizaeoides* было объяснено поступлением в них радионуклидов, вымываемых из кроны и стволов деревьев, на которых росли лишайники. Но слоевища *Parmelia sulcata* также были собраны с деревьев. Следует, видимо, отметить, что представители названные трех видов были собраны в разных частях Нидерландов. Для верхнего слоя в 3 см покрова кладониевых лишайников в Канаде период полувыведения радиоцезия был оценен в 7–8 лет, а для покрова целиком — примерно 8–10 лет (Ellis, Smith 1987). В прибрежных районах Аляски (США) этот срок определили в 3–3.7 года, а в удаленных от береговой линии территорий — около 8 лет (Koranda, Martin, 1971). Установлено, что период полувыведения ^{137}Cs из лишайников в Арктической Канаде дольше, чем в умеренных широтах, что связывают с замедленностью и кратковременностью биологического круговорота в экосистемах Арктики (Taylor et al., 1985). В Центральной Швеции установили, что высвобождение радиоцезия из напочвенных лишайников за период 1972–1982 гг. не зависело от вырубки древостоя и интенсивности выпаса. Однако для более загрязненных после аварии на Чернобыльской АЭС слоевищ скорость очищения оценивали гораздо выше, чем для менее загрязненных — для уровня активности ^{137}Cs в кладинах 10 000–80 000 Бк/кг период полувыведения определили в 6.2 лет, а для активности 10–1000 Бк/кг — 15.0 лет (Eriksson et al., 1991). При расчетах периода полувыведения редко принимают во внимание, что лишайники, хотя и медленно, но постоянно растут (табл. 3.7). Соответственно, непрерывно увеличивается доля слоевища, не подвергнувшегося воздействию радиоактивного выброса. Если представить идеализированный вариант роста листоватого или коркового лишайника после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. (прирост по радиусу 1 мм/год), то доля прирастающей поверхности таллома увеличивалась с большей скоростью у слоевищ, имеющих меньший первоначальный диаметр (табл. 3.5).

Мне представляется, что это обстоятельство необходимо принимать во внимание при изучении последствий воздействия однократного выброса на слоевищные организмы и формируемые ими сообще-

Таблица 3.5. Изменение прироста поверхности (мм^2) листоватых или корковых слоевищ лишайников, имеющих различный первоначальный диаметр (прирост по радиусу 1 мм/год)

Показатель	1986 г.	1987 г.	1988 г.	1989 г.	1990 г.	1991 г.
Д = 30 мм	706.9	804.2	907.9	1017.9	1134.1	1256.6
Прирост (мм^2)	+	97.3	201	311	427.2	549.7
% к 1986 г.	—	13.8	28.4	44	60.4	77.8
Д = 40 мм	1256.6	1385.4	1520.5	1661.9	1809.6	1963.5
Прирост (мм^2)	+	128.8	263.9	405.3	533	706.9
% к 1986 г.	—	10.2	21	32.2	44	56.2
Д = 50 мм	1963.5	2123.7	2290.2	2463.	2642.1	2827.4
Прирост (мм^2)	+	160.2	326.7	499.5	678.6	863.9
% к 1986 г.	—	8.1	16.6	25.4	34.6	44

ства. Фактически мы наблюдаем не выведение аккумулированных загрязнителей из организма, а «растворение» их в нарастающей массе лишайника. Элиминации попавших на слоевище радионуклидов, особенно вместе с топливными частицами, практически нет. Наблюдается процесс естественного физического распада изотопов с незначительным вымыванием некоторых легкорастворимых соединений (табл. 3.6).

Если сопоставить сведения, показанные в таблицах 3.5 и 3.6, то можно заключить, что вблизи ЧАЭС, при высоком уровне радиоактивного загрязнения, в первые годы после катастрофы не наблюдалось заметного снижения во времени уровней удельной активности радионуклидов в слоевищах за счет «растворения» их в нарастающей массе или смыва. Вероятно, это можно объяснить наличием в радиоактивных выпадениях вблизи места аварии значительного количества горячих частиц топливного выброса реактора (Кушин, Лысцов, 1992), проникших глубоко в талломы лишайника, а также постепенным осаждением радионуклидов с крон и стволов деревьев в нижние горизонты лесных биогеоценозов (Лысиков, 1992). На возможное «растворение» радионуклидов в нарастающей массе слоевищ лишайников указывают и различия величин удельной активности ^{137}Cs в молодых и старых частях талломов лишайников Карпат (Румыния), измеренные через несколько лет после аварии на Чернобыльской АЭС. В 1994 г. средняя удельная активность ^{137}Cs в молодых частях растущих на почве лишайников (*Hypogymnia farinacea*, *Peltigera canina*) там составляла около 57% от активности этого радионуклиды в старых частях, а у

Таблица 3.6. Динамика удельной активности (Бк/г) радионуклидов в слоевищах лишайников в сосновом насаждении в 1.5 км от Чернобыльской АЭС (Ф — фактическая величина, Т — вычисленная величина по измеренной величине 1.05.1987 г.; в скобках — величина отношения Ф/Т, %).

Дата	¹⁰⁶ Ru		¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		¹⁴⁴ Ce	
	Ф	Т	Ф	Т	Ф	Т	Ф	Т
<i>Cladina mitis</i>								
1.05.1986	?	5190	?	1424	?	3010	?	7435
1.05.1987	2595	2595	1037	1037	2960	2960	2669	2669
1.05.1988	1258	1297	677	691	2823	2910	738	794
	(97)		(98)		(97)		(93)	
20.01.1989	777	830	561	584	2700	2881	662	743
	(94)		(96)		(94)		(89)	
1.05.1990	289	324	330	364	2586	2811	205	238
	(92)		(91)		(92)		(86)	
<i>Hypogymnia physodes</i>								
1.05.1986	?	11640	?	2936	?	6390	?	27615
1.05.1987	5820	5820	2138	2138	6285	6285	9914	9914
1.05.1988	2735	2910	1396	1425	6055	6179	2823	2949
	(94)		(98)		(98)		(96)	
20.01.1989	1700	1862	1140	1204	5840	6115	2400	2716
	(91)		(95)		(96)		(87)	
1.05.1990	654	727	649	713	5698	5968	715	884
	(90)		(91)		(95)		(81)	

эпифитов (*Hypogymnia physodes*, *Pseudevernia furfuracea*) этот показатель был равен примерно 47% (Bartok et al., 1998).

Незначительную роль смыва для удаления радионуклидов из слоевищ подтверждают и эксперименты — при обмыве загрязненных радионуклидами лишайниковых талломов деионизированной водой в течение первой недели их радиоактивность уменьшилась лишь на 8 %, а еще через неделю эта величина понизилась на 3% от сохранившейся после обмывания в течение первой недели (Feige et al., 1990). Погружение на 1 час обработанных раствором уранила [UO₂(NO₃)₂·6H₂O] слоевищ лишайников 4 видов, приведенных в таблице 3.4, в деионизированную воду и раствор кислоты, также не привело к статистически значимому изменению концентрации ионов уранила в талломах (Fahselt, 1997).

Несоответствие прогнозов скорости очищения лишайников от радионуклидов, сделанных в 1960–1970-х, позднее признали и авторы этих прогнозов — она оказалась значительно меньше предсказанной (Рамзаев и др., 1998). После прекращения СССР и США испытаний ядерного оружия в атмосфере содержание ^{90}Sr и особенно ^{137}Cs с 1965 г. уменьшалось, но очень медленно, всего лишь на несколько процентов в год относительно общей суммы радионуклидов, накопленной лишайниками. Таким образом, лишайниковый покров на длительный период времени стал своеобразным резервуаром радионуклидов как для других обитателей биогеоценозов, где эти симбиотические организмы играют заметную роль, так и соседних сообществ. Если принять во внимание, что представители отдельных видов лишайников живут очень долго (сотни и тысячи лет), то их слоевища могут содержать следы многих выбросов загрязнителей в атмосферу.

3.10.6. Исследования выпадений различных веществ с помощью лишайников

Лишайники являются полезными биомониторами в изучении атмосферных выпадений по нескольким причинам (Puckett, 1988). Многие виды имеют широкое географическое распространение, что позволяет с их помощью документировать пространственные особенности выпадений. Кроме того, как многолетние медленно растущие организмы лишайники долго сохраняют довольно однообразное строение и не сбрасывают свои части как сосудистые растения (листья). Да и морфологические изменения самих лишайниковых талломов во времени минимально зависят от параметров выпадений. У некоторых видов, таких как напочвенный лишайник *Cladina stellaris*, эпифит *Evernia prunastri* по особенностям ветвления можно определить возраст видимых частей слоевищ, что позволяет до некоторой степени судить о временных трендах поступления загрязнителей в случаях, если загрязнители конкретного выпадения не являются подвижными. Вероятно, наиболее важно, что лишайники способны накапливать многие элементы до концентраций, которые намного превышают их физиологические потребности, что и позволяет по уровням содержания их в слоевищах делать выводы об особенностях выпадений и степени загрязнения.

Исследования накопления элементов лишайниками вокруг источников загрязнения многочисленны (Nash, 1989, 1996). В большинстве случаев четко повышенные концентрации, установленные вблизи ис-

точников загрязнения, сравнивались с концентрациями в удаленных от источников территориях. В случае изолированного источника загрязнения концентрации увеличивались логарифмически с расстоянием и как фоновые считались концентрации на расстояниях, где их величины относительно постоянны (Nieboer, Richardson, 1981). Определить фоновые концентрации на деле довольно сложно из-за таких проблем как гетерогенность субстратов, влияние на накопление не загрязняющих источников, и ограничения, обусловленные пределами аналитических измерений используемых приборов и методов. Кроме того, умеренные широты Северного полушария в настоящее время имеют высокий уровень индустриализации, откуда в результате движения воздушных потоков происходит перенос загрязнителей на большие расстояния в удаленные от промышленных областей регионы, постепенно загрязняя последние (Carignan, Gariépy, 1995).

Другое направление — оценка элементной загрузки лишайников относительно вклада в нее земной коры. Фактор обогащения (ФОх) некоего элемента (X) в лишайнике относительно породы или почвы вычисляется с использованием формулы:

$$\text{ФОх} = Q_L/Q_S,$$

где Q_L — содержание элемента X в лишайнике, Q_S — содержание элемента X в субстрате.

Этот показатель был предложен Б.Б. Полюновым (1945), А.И. Перельман назвал его коэффициентом биологического поглощения (Перельман, Касимов, 1999). В лихенологической литературе его иногда называют фактором обогащения (Puckett, Finegan, 1980).

Наиболее подходящими индикаторы происхождения материалов из земной коры являются скандий и титан, т.к. биологические их функции неизвестны. Полезен для такого использования и алюминий (Перельман, Касимов, 1999). Анализ величин Фактора обогащения привел к пониманию причин гетерогенности имевшихся абсолютных величин концентрации элементов в слоевищах лишайников. Например, элементы Al, Cr, Co, Fe, Na, Ti, V все имели среднее значение ФО менее 5 (хотя абсолютные значения Al заметно варьировали, отношение Al/Sc было относительно постоянным), что интерпретировалось как свидетельство преимущественного происхождения этих элементов из земной коры. Наоборот, величины ФО для других элементов были выше и поднимались до 1958 для хлора в слоевищах *Thamnia subuliformis*. Элементы со значениями ФО выше 100 для 14 наиболее обычных видов лишайников Канады включили Sb, Cl, Pb, S и эти вы-

сокие величины Фактора обогащения интерпретировались как свидетельства происхождения этих элементов не из земной коры.

При проведении лишеноиндикации радиоактивного загрязнения территории важны сведения и о степени нагрузки выбросами металлов, поскольку установлена отрицательная корреляция между концентрациями в объектах биоты металлов и радионуклида ^{137}Cs (Outola, 2003; Outola et al., 2003).

Изучение состава атмосферных выпадений не ограничивалось только металлами, а включало также выпадения анионов, ассоциируемые с кислотными дождями, и стойкой органики, ассоциируемой с сельскохозяйственной и промышленной деятельностью. Например, Bruteig (1993a) в Норвегии и Takala et al. (1985) в Финляндии изучили содержания сульфатов в лишайниках вдоль трансекты север-юг в своих странах. В Лос-Анджелесе выпадения соединений азота, среди которых наибольшая доля, вероятно, приходилась на HNO_3 , определенные с использованием трансплантированных лишайников, составили свыше 170 мкмол/г за 10 недель во время сухого летнего периода (Boonpragob et al., 1989). Длительный мониторинг соединений азота с помощью лишайников проводится в Нидерландах (van Dobben, 1993; van Dobben, ter Braak, 1998).

Стойкие органические загрязнители естественно большей частью не встречаются, и потому нет вопросов относительно фоновых уровней их концентраций. Однако многие из этих опасных ксенобиотиков — различной природы инсектициды, пестициды, полихлорированные и полибромированные бифенилы, полихлорированные дибензофураны и дибензодиоксины, полициклические ароматические углеводороды, органометаллические соединения — могут находиться в окружающей среде в жидкой или аэрозольной формах (Walker et al., 2001). Поэтому и органические загрязнители легко могут поглощаться лишайниками, что, видимо, и стимулировало некоторых исследователей к определению содержания ряда такого рода веществ в талломах лишайников, хотя доступных данных все же пока немного. Имеются сведения о содержании в них нескольких хлорированных углеводородов, родственных им полихлорированных бифенилов и гексахлорциклогексановых изомеров по градиенту север — юг в Канаде (Muir et al., 1993). В Норвегии на аналогично ориентированной трансекте изучалось содержание в лишайниках хлорированных углеводородов, фталатов и полиароматических углеводородов (Carlberg et al., 1983). Примерно те же соединения (полиароматические углеводороды, полихлорированные бифенилы, пестициды, фенол) определены в слоевищах

Hypogymnia physodes в Польше (Migaszewski, 1999). В США (Орегон) экспериментально изучено действие на *Lobaria pulmonaria* широко известного загрязнителя формальдегида (Muir, Shirazi, 1996). В центральной и западной частях Канадской Арктики изучен характер накопления устойчивых органических загрязнителей (дуст, гексахлорциклогексаны, хлорбензолы и другое) в пищевой цепи «лишайник → олень → волк» (Kelly, Gobas, 2001). Полихлорированные углеводороды были выявлены даже в слоевищах лишайников из Антарктиды (Vacci et al., 1986), что указывает на возможность переноса этих загрязнителей на большие расстояния.

Результаты изучения выпадений радионуклидов изложены в последующих главах данной книги.

3.10.7. Токсичность металлов, радионуклидов

Радионуклиды в списке приоритетных примесей-загрязнителей занимают первое место по степени опасности для человека и животных (Исаев, 2001). Но некоторые виды лишайников без видимых повреждений могут функционировать и после воздействия высоких доз радиоактивного облучения (см. главу 5). Наглядное свидетельство токсичности металлов — распределение лишайников вокруг цинкового завода в штате Пенсильвания, США (Nash, 1975). На контрольном участке были найдены представители 84 видов лишайников, тогда как в зоне экстремально высокой нагрузки обнаружили слоевища лишь 9 видов (Nash, 1972). Концентрации цинка, кадмия или двуокиси серы вблизи завода были токсичными для представителей многих видов лишайников. Конечно, значительная часть цинка и кадмия представлена относительно нерастворимыми оксидами металлов, однако часть их все же растворялась и участвовала в обменных процессах. Эксперименты с представителями 4 видов, найденных на контрольном участке, но отсутствовавших на загрязненной территории, показали их чувствительность к растворам Zn и Cd. В частности, у *Cladonia uncialis* и *Lasallia papulosa* наблюдалась значительная депрессия чистого фотосинтеза при 200 мкмол Zn и Cd (Nash, 1975). Кроме того, рост культивируемых водорослей, выделенных из *Cladonia cristatella* и *Flavoparmelia caperata*, заметно сдерживался при 50 мкмол цинка или кадмия. Хотя представители нескольких видов, растущих вблизи завода, специально не изучались, приведенные данные вместе со сведениями о содержании выше 2.5% Zn и 334 мкг/г Cd в слоевищах *Verrucaria nigrescens*, и 2.3% Zn и 320 мкг/г Cd в талломах *Micarea*

trisepta на расстоянии до 2 км от завода (Nash, 1975), позволяют сделать вывод, что обнаруженные вблизи завода виды большей частью толерантны к цинку и кадмию.

Последующее исследование в Англии с 1 ммоль растворами цинка показало снижение суммарного фотосинтеза на 5–40% в сравнении с контролем у представителей 10 видов лишайников из родов *Collema*, *Lichina*, *Lobaria*, *Nephroma*, *Peltigera*, *Sticta* с цианобактерией в качестве фотобионта (Brown, Beckett, 1984). В дополнение, у *Peltigera horizontalis* фотосинтез снижался менее чем на 50% при обработке растворами 100 мкмоль Cd, Cu, Zn. В другой работе приводятся результаты сравнительного изучения популяций *Peltigera*, собранных в естественных местообитаниях и со старых отвалов покинутых рудников (Beckett, Brown, 1983). Измерялась интенсивность фотосинтеза после обработки слоевищ погружением на 30 мин в раствор цинка 100 мкмоль. Эксперименты показали, что более устойчивыми к цинку были представители популяций со старых отвалов рудников.

Сравнение действия на лишайники токсичных металлов и газов, главным образом, двуокисей серы и азота, свидетельствует, что негативное влияние газообразных загрязнителей на видовое разнообразие эпифитных видов в Нидерландах намного превышает воздействие металлов; из последних лишь действие сурьмы было статистически значимым (van Dobben et al., 2001).

Изучение действия разных форм уранила (катионной UO_2^{2+} , нейтральной UO_2L , анионной $UO_2L_2^{2-}$) на фотосинтез *Cladina rangiferina* в средах с деионизированной водой, с фталатами и оксалатами показало, что все они понижали фиксацию метки ^{14}C , однако наибольшее снижение показателей фотосинтеза у слоевищ происходило при действии анионного комплекса $UO_2L_2^{2-}$ и, таким образом, анионы уранила более токсичны, нежели его катионы (Voileau et al., 1985b). Отрицательное действие уранила на фотосинтез можно объяснить тем, что уранил при взаимодействии с клеточными мембранами уменьшает их проницаемость для бикарбонатов; кроме того, происходит сдерживание перемещения углеводов от фотобионта к микобионту.

3.10.8. Толерантность к металлам

Лишайники, встречающиеся на обогащенных металлами субстратах, накапливают значительные количества металлов и образуют отчетливые группировки видов (аллианс *Acarosporum sinopicae* с двумя ассоциациями, называемыми *Acarosporium sinopicae* Hil., *Lecanoretum*

eranorae Wirth и *Lecideion inopis* Purvis), которые отражают вариации содержания металлов в субстрате. Виды, толерантные к высокому содержанию металлов, относятся к родам *Acarospora*, *Aspicilia*, *Cladonia*, *Lecanora*, *Lecidea*, *Porpidia*, *Rhizocarpon*, *Stereocaulon*, *Tremolecia*. Многие из этих видов показывают высокую степень специфичности к обогащенным металлами субстратам и таким образом дизъюнкции их распространения в пределах общего ареала могут отражать доступность этих субстратов (Purvis, Halls, 1996).

Величины концентрации металлов в лишайниках, растущих в естественных местообитаниях, могут быть довольно высокими. Так, в горах Гарц (Германия) содержание железа в слоевищах лишайников было в пределах от 0.6 до 5.5% от сухого веса (Lange, Ziegler 1963), а Nöske et al. (1970) сообщили о следующих концентрациях (мкг/г) 60–410 Cu; 125–2750 Pb; 150–436 Zn; 170–270 Sb в талломах пяти видов лишайников. В Норвегии и Швеции вокруг покинутого медного рудника в слоевищах двух видов лишайников были выявлены концентрации меди от 5.3 до 5.9% от сухого веса (Purvis, 1984). Аналогично, в слоевищах четырех видов в Калифорнии содержание меди составляло 0.25–2.3% (Czehura, 1977). Наконец, в опрыскиваемых купоросом виноградниках Центральной Европы концентрация меди в слоевищах *Lecanora vinetorum* составляет до 5000 мкг/г (Nash, 1996).

Предположительно, механизмы толерантности могут включать (1) врожденную цитоплазматическую устойчивость, (2) цитоплазматическую неподвижность и химическую детоксификацию ионов, и (3) перенос (или удержание) ионов во внешние для плазмалеммы участки и даже на клеточные стенки (Lange, Ziegler, 1963). Ныне имеются указания на наличие нескольких различных механизмов толерантности, подтверждающих последнюю гипотезу (Richardson et al., 1979; Вайнштейн, 1982). Определенную роль, видимо, играют обнаруженные в клетках животных, растений, цианобактерий, грибов металлосвязывающие белки или металлотионеины (Лебедева и др., 1998); однако пока нет надежных свидетельств за или против отмеченных выше первых двух возможностей. Также было показано, что конкуренция среди ионов может привести к редукции поглощения токсичного иона в цитоплазму (Beckett, Brown, 1984b).

Одним из механизмов избегания токсичности является изоляция металлов как частей кристаллов на внешних стенках гиф. Например, комбинацией различных методов было установлено, что в лишайниках *Acarospora rugulosa*, *Lecidea theiodes* с содержанием меди около 5%, наибольшая ее часть находилась в форме кристаллов медного

оксалата (Purvis, 1984). Далее было показано, что два других толерантных к меди лишайника *Acarospora smaragdula* и *Lecidea lactea* были способны образовывать комплекс медно-норстиктиковой кислоты, придающий коровому слою отчетливо зеленый цвет (Purvis et al., 1987). Норстиктиковая кислота является очень обычным вторичным лишайниковым веществом, которое кристаллизуется на внешних стенках гиф лишайника.

В случае загрязненной среды значительная доля металлов присутствует в нерастворенной форме (как оксиды металлов) и потому они могут быть физиологически неактивными, пока не растворятся. В таких ситуациях концентрации катионов на местах обмена ионов на клеточных стенках могут на 2 или 3 порядка быть ниже, чем общие концентрации металлов, определенные для всего лишайника. Конкурентные влияния различных ионов в разных концентрациях также могут влиять на поглощение. Например, было показано, что равномолярные концентрации катионов Co, Mg, Mn, Ni задерживают на 40–50%, а Zn задерживает на 32% внутриклеточное поглощение кадмия (Beckett, Brown, 1984a). Поскольку такие металлы как цинк и кадмий часто встречаются вместе, конкуренция между их ионами может привести к низким внутренним концентрациям. В специальном исследовании было отмечено снижение внутриклеточного поглощения кадмия (V_{\max} 2.39 мкмоль/г в час против контрольного V_{\max} 3.93 мкмоль/г в час) у популяций *Peltigera*, собранных соответственно, на старых отвалах покинутого рудника, где почва обогащена цинком и кадмием, и на контрольном участке естественного местообитания (Beckett, Brown, 1984b). Таким образом, конкурентное исключение ионов из цитоплазмы является дополнительным механизмом толерантности.

Металлы в цитоплазме, как известно, являются связывающими центрами в белках и ферментах и соответствуют ионам классов А, Б и промежуточного. Специфичность металлов, занимающих эти центры связывания, определяется их размерами и геометрией как типа лиганд. Соответственно, механизмы токсичности ионов металлов подразделяют на три категории: (1) блокирующие существенные биологические функции групп белков и ферментов, (2) внедряющие существенные ионы металлов в белки и ферменты, (3) модифицирующие действующую структуру белков и ферментов (Nash, 1996).

Имеются свидетельства, что, по меньшей мере, представители нескольких видов лишайников более толерантны к высоким внутриклеточным концентрациям ионов металлов в сравнении с другими видами, но специфичные клеточные механизмы, которые обеспечивают

такую толерантность, пока еще неизвестны. Установлено, что стратегия избегания токсичного действия металлов у разных видов лишайников неодинакова. У представителей гипераккумулятора металлов *Diploschistes muscorum* и токситолерантного вида *Xanthoria parietina* механизмом защиты клеток от токсичного действия Pb и Zn служит образование комплексов с ионами металлов. Но у первого вида металлы накапливаются благодаря повышенному синтезу оксалата, который осаждает металлы в виде нерастворимых солей, а у второго вида металлы осаждаются на стенках клеток грибных гиф через образование карбоксильных групп. Авторы этого исследования сделали вывод, что гипераккумуляция металлов есть следствие наличия реактивного механизма с органическими кислотами, вырабатываемыми лишайниками, а толерантность к металлам достигается пассивным образованием комплексов (Sarret et al., 1998). Вероятно, толерантность к металлам и их гипераккумуляция представляют собой генетически независимые свойства организмов, что было показано на сосудистых растениях (MacNair et al., 1999). Также при изучении слоевищ лишайника *Diploschistes muscorum* из загрязненных и «чистых» местообитаний во Франции было установлено, что их устойчивости к воздействию токсичных металлов кадмия, цинка и свинца способствуют более высокие концентрации в талломах из загрязненных мест пептида глутатион и более высокая активность в них фермента супероксид дисмутаза, которые замедляют окислительные процессы в слоевище (Cuny et al., 2004).

3.10.9. Влияние на гидрологические циклы

Пойкилогидридная природа лишайников позволяет им влиять на гидрологический цикл даже в экосистемах, где их биомасса мала. В Арктике и Субарктике, где лишайники сплошным ковром покрывают почву, они препятствуют испарению из почвы (Kershaw, Rose, 1971). Даже эпифитные лишайники могут изменять водный баланс экосистемы. Например, в дубовом лесу Калифорнии они перехватили 7.5% осадков, поступивших за трехлетний период (Nash, 1996). Хотя количественных данных нет, можно полагать, что перехват воды тумана и росы лишайниками в прибрежных пустынях может составлять значительную долю в общем водном балансе этих экосистем, особенно в таких регионах как пустыня Атакама в Ю. Америке, где осадки случаются редко (Lange, 1992). В континентальных аридных и полуаридных регионах лишайники встречаются обычно как часть корки

слоевидных организмов (такры в Средней Азии), которая особенно широко развита на ненарушенных почвах (Джураева, 1979). Эти корки не только перехватывают осадки, но также препятствуют инфильтрации воды в почву, которая, при отсутствии криптогамов, часто имеет непроницаемый слой CaCO_3 на или вблизи поверхности почвы (Eldridge, 2000; Eldridge et al., 2000; Belnap, Lange, 2003).

3.10.9.1. Связь минерального питания с водным обменом

Питательные соли попадают в слоевище в растворенной форме вместе с водой, активно поглощаемой и передвигаемой капиллярными силами. Поглощение и испарение влаги у лишайников в природных условиях — чисто физические процессы, не контролируемые слоевищами. Однако не исключена возможность, что помимо активного, метаболического, у лишайников существует иной путь регуляции водообмена — пассивный морфологический контроль (Larson, Kershaw, 1976). Большинство лишайников в природе испытывает частые и значительные колебания влажности, которые, возможно, способствуют поддержанию их нормального состояния. Об этом косвенно свидетельствуют результаты культивирования лишайников в лаборатории, показавшие, что переменные условия влажности необходимы для успеха культивирования (Dibben, 1971). Очень важной для лишайников является фаза реувлажнения, когда к воздушно-сыхому лишайнику добавляют воду (Farrar, Smith 1976; Richardson, 1993; Novenden, 1997; Kranner, Grill, 1997; Kranner et al., 2003).

Вымывание метаболитов из сухих тканей при погружении в воду — явление, свойственное не только лишайникам, и обычно его приписывают изменениям природы клеточных мембран при высушивании (Вайнштейн, 1982). Вода является структурным компонентом мембран, и удаление части ее или всей воды приводит в результате к увеличению проницаемости мембран.

3.10.10. Минеральный цикл на уровне биогеоценоза: перехват сухих и сырых выпадений

Минеральный цикл можно разделить на межсистемный и внутрисистемный (Сукачев, 1964; Дылис, 1973; Перельман, Касимов, 1999). Межсистемный цикл включает поток элементов питания между биогеоценозами (экосистемами) и их взаимодействия с глобальными циклами, а внутрисистемный — движение питательных веществ внутри биогеоценоза (экосистемы). В экосистемах с доминированием

сосудистых растений наибольшее количество питательных веществ участвует во внутреннем цикле веществ, следующего от почвенных запасов элементов к растениям, и, через вымывание или разложение, обратно в почву. Внутрисистемный вклад включает как жидкие, так и сухие выпадения из атмосферных источников, а также выветривание из подстилающей породы. Внутрисистемный выход происходит первично с гидрологическим движением ионов и частиц через почву, хотя реализация газов также важна в циклах азота и серы. Техногенные радионуклиды поступают в биогеоценозы (экосистемы) из внешних источников, однако затем они участвуют во внутрисистемном цикле элементов.

Перехват лишайниками взвешенных в атмосфере питательных веществ и радионуклидов происходит во всех экосистемах, где представлены эти организмы, поскольку первичные источники таких веществ находятся преимущественно вне конкретной экосистемы. Например, в дубовом лесу в Калифорнии при сравнении состава стоков с 20 стволов деревьев, с которых предварительно были содраны слоевища доминирующего эпифитного лишайника *Ramalina menziesii*, с составом стоков с 20 деревьев, где лишайники оставались на стволах, было установлено, что соответственно 2.85 и 0.15 кг/га в год азота и фосфора захватывалось лишайниками из источников вне экосистемы (Nash, 1996). Хотя значения этих величин явно невелики по отношению к выпадениям этих элементов в некоторых других экосистемах, они свидетельствуют о наличии поступлении элементов питания в экосистему извне. Во всяком случае, в изученном сообществе перехват лишайниками минеральных веществ втрое превышал измеренные значения их седиментации.

Изучение особенностей частиц, попавших на поверхность слоевища *Hypogymnia physodes*, с применением сканирующего электронного микроскопа и рентгено-структурного анализа, проведенного в окрестностях Карабашского медеплавильного завода на Урале, показало, что размер оседающих частиц колеблется от менее 200 нм до более чем 30 мкм (Williamson et al., 2004). Часть содержащихся в этих частицах веществ в ионной форме с растворами попадает внутрь слоевища.

Перехват эпифитными лишайниками питательных веществ из внешних источников влияет непосредственно на лесную экосистему через возврат этих веществ в форме опада слоевищ со стволов и ветвей деревьев на поверхность почвы. Например, в том же самом дубовом лесу в Калифорнии установлено, что эпифитные лишайники обогаща-

ют отложения общего N, NO_3^- , органического N, Ca, Mg, Na, Cl, снижают отложения SO_4^{2-} и не влияют на отложения NH_4^+ , K и общего P (Knops et al., 1996; Nash, 1996). В дополнение, лишайники через их опад и последующее разложение влияют на долговременное отложение питательных веществ в почвы (Бязров, 1970). Кроме того, слоевища лишайников могут иметь значительно более высокое количество микроэлементов как, например, Fe, чем листья сосудистых растений, хотя в отношении макроэлементов нередко обратное соотношение (Knops et al., 1991).

Источниками минеральных элементов в лишайниках могут быть как внешние по отношению к экосистеме, так и внутрисистемные, и нередко бывает относительно трудно определить происхождение элемента. Например, вещества, вымытые из листьев кроны, могут быть далее поглощены слоевищами эпифитных лишайников, растущими ниже на стволе или ветвях, и потому их происхождение внутриэкосистемное. Наоборот, как жидкие, так и сухие выпадения вносят вещества извне экосистемы (Knops et al., 1991). Жидкие выпадения включают не только дождь, но и снег, росу и туман. Лишайники особенно эффективны при поглощении влаги росы и тумана, и эти источники воды, в сравнении с дождевой, часто обогащены минеральными элементами. Сухие выпадения включают седиментацию крупных аэрозолей (крупнее, чем 2–10 мкм в диаметре), касания более мелких аэрозолей, и поглощение газов. Результатом седиментации может быть внедрение частиц в лишайниковые слоевища. Касания понимают как столкновение аэрозолей с поверхностью лишайника. Широко изучалась фиксация атмосферного азота лишайниками (Nash, 1996), но о действии других газообразных соединений азота (NO, N_2O , NO_2 и т.д.) сведений мало. В случае серных газов, довольно много известно о поглощении SO_2 (Блум, 1984; Winner et al., 1988), высвобождении H_2S и других газов (Gries et al., 1994, 1995, 1997). Скорости поглощения двуокиси серы лишайниками могут существенно превосходить такой процесс у сосудистых растений, закрытые устьица которых ограничивают поглощение газов.

Объем перехватываемых лишайниками в биогеоценозе веществ, в том числе и радионуклидов, зависит от типа сообщества (тундра, лес, степь), запаса массы лишайников в биогеоценозе, жизненной формы и видовой принадлежности лишайника, его местообитания, а также количества выпадаемых веществ. В Житомирской области Украины (около 100 км на юго-запад от Чернобыльской АЭС) в 40-летнем лишайниковом сосняке *Pinetum cladinosum* в 1999 г. средняя величина

на удельной активности ^{137}Cs в эпифитных лишайниках составляла 5760 Бк/кг, а в эпигеидах — 4330 Бк/га, причем разница была статистически значима (Орлов, Кондратюк, 2002). Авторы исследования объясняли это дополнительным поступлением в слоевища эпифитов радионуклидов из стока воды по стволу дерева, поскольку радиоактивность этой воды может быть в 40 раз выше, чем радиоактивность воды, поступающей на поверхность почвы биогеоценоза со стоками с крон деревьев. Подобные различия в радиоактивности эпифитных и эпигейных лишайников ранее наблюдали и в сосняках вблизи Чернобыльской АЭС (Biazrov, 1994a).

Однако радиоактивность, сосредоточенная в массе лишайников, неравномерно распределяется по компонентам и горизонтам сообщества. Это обусловлено и различиями в распределении радионуклидов по высоте представителей кустистых лишайников, главным образом кладин, так и местоположением эпифитов на деревьях и кустарниках. В том же *Pinetum cladinosum* основной объем радиоцезия был сосредоточен в почве (95.54%), и лишь остаток — в биоте, причем на долю древостоя приходилось 1.77% всего радиоцезия, лишайников — 1.53%, макромицетов — 1.07%, мохообразных — 0.09%, трав и кустарничков — 0.01%. При этом древостой включал 87.7% надземной биомассы сообщества, а лишайники — 10.5% (Орлов, Кондратюк, 2002). Эти данные позволяют сделать вывод, что даже в лесном биогеоценозе, в структуре надземной массы которого лишайники занимают второстепенное в сравнении с древостоем положение, они, тем не менее, накапливают сравнимое количество радиоактивности, обусловленной ^{137}Cs .

Радиоэкологические исследования в одном из типов еловых лесах Карпат (Румыния) показали, что в 1994 г. удельная активность ^{137}Cs в слоевищах *Hypogymnia physodes* со стволов ели возрастала с 2620 Бк/кг на уровне поселения 9–13.5 м до 7090 Бк/кг — в горизонте 18–22.5 м, а на ветвях елей в самом верхнем горизонте она составляла 8700 Бк/кг (Bartok et al., 1998). Аналогичные данные известны и для лесов Швеции, где в 1991 г. в горизонтально растущих на ветвях сосен слоевищах *Hypogymnia physodes* удельная активность ^{137}Cs составляла 65000 Бк/кг, а в талломах с вертикальных стволов сосен этот показатель был 36000 Бк/кг (Guillite et al., 1994). В Австрии удельная активность ^{137}Cs в слоевищах *Pseudevernia furfuracea*, собранных со стволов ели, на высоте 2 м от поверхности почвы составляла около 7000 Бк/кг, 2.5 м — 9000 Бк/кг, 3 м — 10 000 Бк/кг, 3.5 м — 19 000 Бк/кг, 4 м — 25 000 Бк/кг (Heinrich et al., 1993).

3.10.11. Почвообразование

Лишайники называются во многих учебниках и популярных публикациях пионерами сукцессий на обнажающихся поверхностях горных пород, где эпилитные и эндолитные лишайники проникают в поверхностные слои. В целом известны биологические, химические и физические процессы, определяющие выветривание (Jones, 1988). Высвобождающийся при дыхании CO_2 в присутствии воды образует слабую кислоту (H_2CO_3), особенно в условиях основного pH, и эта кислота растворяет некоторые горные минералы. Установлено, что интенсивность выветривания оливинов и плагиоклазов под лишайниками в 2–18 раз выше, чем при их отсутствии (Brady et al., 1999). На покрытых лишайниками поверхностях габбро интенсивность выветривания еще выше — в 25–30 раз (McCarroll, Viles, 1995). Лишайники, растущие на известняках, часто содержат большое количество кристаллов оксалата кальция и могут играть определенную роль в отделении кальция от известняка. По другим данным, в целом более значима роль вторичных лишайниковых веществ как металл-комплексных агентов (Syers, Iskandar, 1973). Было установлено вытравливание поверхности пород под лишайниками и показано сходство частиц, внедрившихся в слоевище эпилитного лишайника *Dimelaena oreina*, с подстилающими кварцитными минералами (Hallbauer, Jahns, 1977). Кроме того, была найдена корреляцию между отложением вторичных соединений железа на поверхностях грибных гиф эндолитных лишайников и выветриванием богатых железом песчаников в Антарктиде (Friedmann, 1982). Прямое проникновение ризин в случае листоватых лишайников или сердцевинных гиф у корковых лишайников может физически раздроблять поверхности породы. При внедрении в породу расширение и сжатие лишайниковых слоевищ с изменением температуры и водного состояния постепенно приводит к поверхностной дезинтеграции каменистых пород (Полынов, 1945; Ярилова, 1947; Левин, 1949). В Испании наблюдали, что слоевища *Xanthoparmelia conspersa*, *Parmelina tiliacea*, *Lasallia pustulata* и *Ramalina protecta* могут образовывать в местах контакта с каменистым субстратом желеобразное вещество, которое при высыхании может отделять частички субстрата (Galvan et al., 1981). На возможность подобного способа воздействия на субстрат указывала еще в начале 1920-х годов А. Smith (1921).

Возможно, в процессах выветривания некоторую роль играют и аккумулированные в талломах лишайников радионуклиды. И.Г. Хара-

тян (1970) предполагал, что этими радионуклидами организмы создают в зоне контакта с субстратом повышенный радиационный потенциал, за счет которого при взаимодействии излучения с веществом происходит раздробление кристаллической решетки минералов, при этом их структура нарушается и становится более подверженной влиянию других разрушительных агентов выветривания.

3.11. РОСТ ЛИШАЙНИКОВ; ДЛИТЕЛЬНОСТЬ ЖИЗНИ

Синтезируемые вещества лишайники используют в процессе роста на построение своего тела. Растут они чрезвычайно медленно и неравномерно (Городков, 1936; Hale, 1973; Armstrong, 1976; Инсарова, Инсаров, 1987). У представителей большинства видов годичный прирост их размеров невелик (табл. 3.7). Неодинаков он и в течении жизни таллома: наибольший он в первые годы жизни слоевища, затем он постепенно уменьшается и достигает некой постоянной величины. Вначале величина прироста пропорциональна площади слоевища, а позднее — объему последнего (Beschel, 1958). На темпы прироста влияют условия местообитания — освещенность, наличие доступной влаги и питательных веществ, свойства субстрата, и другое (Beschel, 1958; Frey, 1959; Steiner, 1965). Величина прироста лишайников должна учитываться при радиоэкологических исследованиях, особенно при многолетнем изучении динамики содержания радионуклидов в слоевищах после выброса радиоактивных веществ в окружающую среду.

В ходе роста в биогеоценозах происходит накопление массы лишайников, размер которой зависит от условий местообитания, типа сообщества, стадии его развития, доминирующих видов лишайников и др. Количественные показатели, характеризующие массу лишайников в различных сообществах, имеют широкий интервал — от нескольких килограммов до многих десятков центнеров на гектар (Edwards et al., 1960; Scotter, 1961; Трасс, 1965; Бязров, 1971, 1980, 1986; Seaward, 1988; Nash, 1996). Соответственно, в пересчете на площадь сообщества, в разных биогеоценозах лишайники аккумулируют в своих телах неодинаковое количество радионуклидов при сходных величинах удельной активности. Аналогично, представители разных видов лишайников и их жизненных форм нередко различаются по такому показателю как величина удельной активности. Однако наибольший вклад в радиоактивность лишайнобиоты сообщества вносят виды, развивающие в нем самую высокую биомассу. Например, в напочвен-

Таблица 3.7. Увеличение линейных размеров (мм/год) слоевищ некоторых видов лишайников

Лишайник	Прирост (мм/год)	Источник
<i>Acarospora macrocydos</i>	0.72	Sancho, Pintado, 2004
<i>Arctoparmelia centrifuga</i>	2.5 (1.5–4.1)	Linkola, 1918
	0.8	Hausman, 1948
	0.0–9.0	Вехов, 1981
<i>Aspicilia cupreoatra</i>	0.0–0.7	Бязров, 1988б
<i>Bellemeria</i> sp.	0.75	Sancho, Pintado, 2004
<i>Brodoa intestiniformis</i>	1.0	Frey, 1959
<i>Buellia latemarginata</i>	0.87	Sancho, Pintado, 2004
<i>Caloplaca sublobulata</i>	0.86	Sancho, Pintado, 2004
<i>Caloplaca trachyphylla</i>	1.48	Clark et al., 2000
<i>Cladina arbuscula</i>	2.5–3.0	Игошина, 1939
	4.0–4.6	Авраамчик, 1954
	2.5–6.1	Андреев, 1954
	1.8–5.5	Щелкунова, 1978
	4.6–7.5	Vasander, 1981
	3.3–5.7	Полежаев, 1983
<i>Cladina mitis</i>	3.6	Scotter, 1963
	5.5	Lechowicz, Adams, 1974
<i>Cladina rangiferina</i>	2.5–4.0	Игошина, 1939
	4.7–6.4	Авраамчик, 1954
	2.4–7.3	Андреев, 1954
	2.7–6.0	Scotter, 1963
	5.5	Lechowicz, Adams, 1974
	1.9–5.5	Щелкунова, 1978
	3.9–7.7	Vasander, 1981
	2.9–6.9	Полежаев, 1983
<i>Cladina stellaris</i>	2.0–3.8	Игошина, 1939
	4.4–5.0	Авраамчик, 1954
	2.2–6.5	Андреев, 1954
	3.4	Scotter, 1963
	1.5–5.5	Щелкунова, 1978
<i>Cladina subtenuis</i>	1.2	Plummer, Moncrief, 1964
<i>Cladonia caroliniana</i>	1.1	Plummer, Moncrief, 1964
<i>Cladonia uncialis</i>	2.7–3.0	Игошина, 1939
	4.2	Lechowicz, Adams, 1974
<i>Collema cristatum</i>	0.2–1.2	Джураева, Абдурахимова, 1986

Продолжение таблицы 3.7

Лишайник	Прирост (мм/год)	Источник
<i>Dermatocarpon desertorum</i>	0.5–4.0	Джураева, Абдурахимова, 1986
<i>Dermatocarpon luridum</i>	2.3	Plummer, Moncrief, 1964
<i>Dimelaena oreina</i>	0.6	Hale, 1973
	0–1.5	Бязров, 19886
<i>Diploschistes albissimus</i>	0.3–1.0	Джураева, Абдурахимова, 1986
<i>Diploschistes scruposus</i>	0.4	Hale, 1973
	0.5–4.0	Джураева, Абдурахимова, 1986
<i>Evernia prunastri</i>	1.4	Суворов, 1961
	2.0	Degelius, 1964
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1.8	Brodo, 1965
	3.4–4.3	Showman, 1976
<i>Fulgensia fulgens</i>	0.3–1.0	Джураева, Абдурахимова, 1986
<i>Hypogymnia physodes</i>	1.6 (0.6–3.4)	Linkola, 1918
	0.2–4.0	Frey, 1959
	1.8–2.1	Суворов, 1961
	0.8–2.5	Huturowicz, 1964
	1.4	Hakulinen, 1966
	2.0	Бязров и др., 1993
<i>Lasallia pustulata</i>	3.9	Hakulinen, 1966
<i>Lecanora muralis</i>	1.3	Hakulinen, 1966
<i>Lobaria oregana</i>	9.4	Rhoades, 1977
<i>Lobaria pulmonaria</i>	4.8	Phillips, 1969
<i>Lobothallia alphoplaca</i>	0.9–1.4	Frey, 1959
<i>Melanelia olivacea</i>	0.7 (0.2–1.0)	Linkola, 1918
	2.8	Hakulinen, 1966
<i>Menegazzia terebrata</i>	2.5	Phillips, 1969
<i>Ochrolechia androgyna</i>	3.2	Faegri, 1980
<i>Ophioparma ventosa</i>	0.8	Вехов, 1981
<i>Parmelia saxatilis</i>	1.7	Brodo, 1965
	1.1	Armstrong, 1977
<i>Parmelia sulcata</i>	1.6 (0.3–3.0)	Linkola, 1918
	2.9–4.4	Суворов, 1961
	2.2	Degelius, 1964
	1.3–4.0	Huturowicz, 1964
	1.4	Brodo, 1965
	0.8	Hakulinen, 1966
	2.3	Бязров и др., 1993

Окончание таблицы 3.7

Лишайник	Прирост (мм/год)	Источник
<i>Peltigera aphthosa</i>	3.0–10.0	Frey, 1959
<i>Pseudocyphellaria homoeophylla</i>	2.0–27.0	Snelgar, Green, 1982
<i>Psora decipiens</i>	0.3–1.0	Джураева, Абдурахимова, 1986
<i>Ramalina reticulata</i>	30.0	Hale, 1973
<i>Rhizocarpon geographicum</i>	0.13–0.14	Мартин, 1971
	0.1–0.2	Haerberli et al., 1979
	0.5	Armstrong, 1983
	0.5	Sancho, Pintado, 2004
<i>Rhizoplaca chrysoleuca</i>	0–1.0	Бязров, 1988б
<i>Sporastatia testudinea</i>	0.1–0.2	Haerberli et al., 1979
<i>Squamarina lentigera</i>	0.6–1.1	Джураева, Абдурахимова, 1986
<i>Sticta caperata</i>	3.0–16.7	Snelgar, Green, 1982
<i>Strigula elegans</i>	0.7–8.0	de Wilde–Duyfjes, 1967
<i>Umbilicaria deusta</i>	2.3	Hakulinen, 1966
<i>Usnea antarctica</i>	2.0	Sancho, Pintado, 2004
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	5.3	Phillips, 1963
	2.1	Plummer, Moncrief, 1964
	2.1	Hakulinen, 1966
	1.6	Hale, 1973
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	0.5–7.0	Бязров, 1988б
<i>Xanthoria parietina</i>	1.2–2.8	Суворов, 1961
	0.6–2.0	Huturowicz, 1964
	2.1	Hakulinen, 1966

ном покрове уже упоминавшегося соснового леса в Житомирской области величина удельной активности ^{137}Cs в слоевищах *Cladina mitis* составляет 4180 Бк/кг, а в талломах *Cladonia subulata* — 4440 Бк/кг; в пересчете же на единицу площади леса представители первого вида содержат 5852 кБк/га ^{137}Cs , а второго — лишь 244.2 кБк/га, поскольку запас массы *Cladina mitis* здесь составляет 1400 кг/га, а *Cladonia subulata* — только 55 кг/га (Орлов, Кондратюк, 2002).

Лишайники принадлежат к многолетним представителям биоты. Возраст большинства экземпляров, встречаемых в средних широтах на стволах деревьев или почве, составляет не менее 20–50 лет. Некоторые особи накипных видов, обитающих на поверхностях скал, предположительно живут очень долго — около 4500 лет (Beschel, 1961;

Дуке, 1990). Отдельные авторы увеличивают эту величину вдвое. Такие данные получены косвенно, по соотношению размеров диаметров слоевищ и годовичного прироста. Однако сведения о столь внушительном возрасте у лишайников вызывают сомнения, поскольку нельзя исключить возможность слияния соседних слоевищ, которые развивались на одной скальной поверхности.

3.12. ГЕОГРАФИЧЕСКОЕ ПОЛОЖЕНИЕ, ТОПОГРАФИЯ МЕСТНОСТИ

Географическое положение изучаемой территории для лишайников имеет как экологическое, так и историческое значение. Оно определяет общий характер климата района, влияющего на микроклиматические особенности конкретных местообитаний лишайников. Макроклимат местности, естественно, преобразуется ее рельефом, абсолютной высотой. В горах большую роль играет приуроченность участка к склону той или иной экспозиции (Седельникова, 1994). Большое значение для них имеет и ориентация поверхности субстрата (Окснер, 1961; Armstrong, 1991; Pentecost, 1979; Link, Nash, 1984; Седельникова, 1994). Все это сказывается как на характере растительности в целом, так и на распространении отдельных видов, их состоянии. Важно представлять, находится ли вид в данной местности на пределе своего ареала или изучаемый район расположен в области его оптимального развития. Наличие или отсутствие того или иного субстрата также сказывается на особенностях видового состава лишайников местности. Далеко не всегда совпадают ареалы форофита и связанных с ним эпифитов, что, с одной стороны, определяет особенности варьирования видового разнообразия эпифитов на форофите в разных частях ареала последнего, с другой — встречаемость данного эпифита на разных видах форофитов.

Географическое положение и природные особенности местности в известной мере определяют и степень радиоактивного загрязнения территории из глобальных выпадений. Известно, что в 1960-е годы наибольшее количество радионуклидов от ядерных испытаний в атмосфере выпало в умеренных поясах Земли, причем больше в Северном полушарии (Поляков и др., 1962; Павлоцкая, 1971; Svoboda, Taylor, 1979; Hutchinson-Benson et al., 1985; Taylor et al., 1985). Это связано как с расположением испытательных полигонов, так и особенностями воздушных потоков в стратосфере. Экваториальный пояс оказался менее загрязненным, хотя количество выпадающих здесь жид-

ких осадков на порядок выше, чем в умеренных поясах. На региональном уровне объем выпадаемых радионуклидов зависит и от количества осадков. В горах Европы отмечена тенденция увеличения радиоактивности лишайников с возрастанием абсолютных высот, поскольку растет и количество осадков (Seaward et al., 1988; Bartok et al., 1998).

3.13. КОНКУРЕНЦИЯ, ВЗАИМООТНОШЕНИЯ С ДРУГИМИ ОРГАНИЗМАМИ

Лишайники, в отличие от большинства сосудистых растений, не имеют корней, соответственно, у них отсутствует корневая конкуренция, значение которой весьма значительно в лесных и травянистых сообществах. У лишайников конкуренция сводится к механическому давлению, борьбе за свет, воздействию химическими выделениями. Во взаимоотношениях между ними есть элементы как внутривидовой, так и межвидовой борьбы за жизненное пространство (Окснер, 1961; Armstrong, 1988). А.Н. Окснер установил, что наиболее часто наблюдается перерастание одного слоевища другим. Большую роль в конкуренции между видами играет скорость роста слоевищ (Barkman, 1958; Окснер, 1961), которая зависит от возраста таллома и особенностей местообитания (см. 3.11). Известны многочисленные факты гибели мхов под лишайниками, но нередки и обратные случаи, когда лишайники вытеснялись мохообразными (Толпышева и др., 1984; Абрамова и др., 2002). Вероятно, результаты борьбы зависят от особенностей местообитания, положения вида в пределах его ареала.

Считается, что кустистые лишайники более конкурентноспособны, чем листоватые, а последние побеждают в борьбе с накипными (Barkman, 1958). Изучение конкурентной способности разных видов лишайников показало, что субординации среди них по конкурентной силе нет (Мартин, 1967). Разные виды лишайников ведут себя различно с разными соседями в группировках разной сложности и происхождения. Взаимодействия между разными видами лишайников и с представителями других групп организмов являются одной из причин **сукцессий** группировок лишайников. Кроме конкуренции причиной смен бывают и изменения условий местообитания. Последние меняются как под влиянием самих лишайников, так и в результате изменения некоторых экологических факторов. Все это, вместе с возможными изменениями внешних условия, обуславливает смены лишайниковых группировок. Выделяют нормальные и регрессивные сукцессии (Barkman,

1958). К последним относят, например, сукцессию: *Lobaria pulmonaria* > мохообразные > водоросли или накипные лишайники. Нормальными считаются обратные сукцессии: водоросли > накипные лишайники > листоватые лишайники > кустистые лишайники и мохообразные. Имеют место и отклонения от названных видов сукцессий. Климатом считается зарастание поверхности субстрата представителями мохообразных, кустистых и листоватых лишайников (Barkman, 1958). Но, скорее всего, следует согласиться с мнением, что ход смен лишайниковых группировок зависит от особенностей местообитания (Koskinen, 1955; Бязров, 1972).

Группировки лишайников представляют структурные части различных экосистем, неизменным компонентом которых являются животные. В тундровой зоне напочвенные лишайники разных родов — основной корм северных оленей, диких и домашних. Перевыпас ведет к деградации лишайникового покрова тундры (Андреев, 1980; Longton, 1988; Магомедова и др., 1991). Нередки случаи поедания копытными и эпифитных лишайников. Питаются лишайниками или обитают в их группировках представители многих групп беспозвоночных (Бязров, 1988а; Стебаева, Седельникова, 1999; Стебаева и др., 2001). Погрызы, надкусы вызывают морфологические изменения слоевищ лишайников. Экскременты животных, особенно в местах гнездовий птиц, способствуют формированию специфического видового состава поселившихся здесь лишайников (Котлов, 1993). Представители ряда видов птиц используют слоевища лишайников для построения гнезд. Соответственно, аккумулированные в талломах лишайников радионуклиды при контакте с животными увеличивают внутреннее и внешнее облучение последних.

3.14. ВЛИЯНИЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ЧЕЛОВЕКА. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЛИШАЙНИКОВ ЧЕЛОВЕКОМ

Прямое воздействие человека связано с его деятельностью в экосистемах с участием лишайников и использованием их для своих нужд. Например, отдых большого числа людей в лишайниковых борах приводит к механическому повреждению (вытаптыванию) лишайникового покрова в таких сосновых лесах, поскольку гуляют люди обычно при сухой погоде, когда слоевища легко ломаются (Мальшева, Толпышева, 1982). В тундрах значительные повреждения лишайниковому покрову наносят средства передвижения на гусеничном ходу, ибо образующаяся вслед за таким средством передвижения колея за-

полняется водой, и бывший здесь ранее лишайниковый покров не восстанавливается. Вторично по этой колее проехать уже нельзя, и каждый раз такое транспортное средство движется по целине, увеличивая площадь повреждаемых территорий, перспектива восстановления которых сомнительна. Строительство населенных пунктов, промышленных предприятий, добыча полезных ископаемых, прокладка дорог, трубопроводов, вырубка лесов и многое другое приводят к уничтожению лишайников. Кроме того, часть видов лишайников раньше заготавливали для парфюмерной, фармацевтической, пищевой промышленности, применяют их и для крашения текстиля, оформления помещений, витрин, композиций из цветов, а иногда и как экзотическую добавку к пище, табаку и т.д. Рассматривают их и как источник пестицидов (Dayan, Romagni, 2002). Во всяком случае, лишайниковое сырье является предметом международной торговли (Kauppi, 1993). Необходимо отметить, что исчезновению лишайников способствует и коллекционирование их специалистами-лихенологами и любителями (Nash, Dibben, 1979). В Англии было документально восстановлен ход изменения видового разнообразия криптогамов исторической местности Вилд (Weald) за почти 300 лет — с 1688 по 1984 г. (Pentecost, Rose, 1985). Из 90 видов встречавшихся здесь лишайников исчезли представители 18 видов. Среди причин этого явления названо, прежде всего, неумеренное коллекционирование, а затем загрязнение воздуха, разрушение субстрата, сильное затенение в результате разрастания деревьев и кустарников.

Более значимо косвенное воздействие человека на лишайники. В результате хозяйственной деятельности воздух загрязняется пылью, выбросами токсичных газов, других соединений различной природы, губительных для лишайников. Это приводит либо к полному исчезновению лишайников и образованию так называемых «лишайниковых пустынь» вокруг ряда промышленных предприятий, в городах с большой концентрацией автомобильного транспорта, либо к значительному обеднению в таких местах видового состава этих организмов. Подобная реакция лишайников на загрязнение привела к использованию их в индикации и мониторинге загрязнения среды.

С другой стороны, деятельность человека способствует их расселению. Например, перемещение на большие расстояния заготавливаемой необработанной древесины вместе с сохранившимися на коре бревен эпифитными лишайниками обогатило видовое разнообразие лишайников Гренландии (Alstrup, 1977). В США отмечено переселение ряда видов рода *Physcia*, характерных для восточных частей стра-

ны, в Калифорнию вместе с пересаженными деревьями (Thomson, 1963). Есть мнение, что слоевища *Parmelia sulcata* на о. Южная Георгия в Субантарктике завезены китобойными судами (Lindsay, 1973). Кроме того, создавая лесополосы в степях и полупустынях, человек способствует образованию здесь и нового субстрата, пригодного для поселения лишайников (Добровольский, Гаевая, 1985), а введение в культуру древесных пород, не свойственных данной местности, разнообразит набор форофитов. Это относится и к рукотворным субстратам из металла, пластика, других материалов, сопровождающих человека от полюса до полюса и до самых высоких горных вершин.

4. МЕТОДЫ ИЗУЧЕНИЯ РАДИОЭКОЛОГИИ ЛИШАЙНИКОВ

Методы, используемые при изучении особенностей радиоэкологии лишайников, принципиально не отличаются от методов, применяемых для исследования радиоэкологии растений. Делается лишь поправка на специфику лишайников как биологических объектов: ассоциирование в одном теле представителей двух (или трех) царств живых организмов, отсутствие корневой системы, отсутствие выраженных механизмов регулирования поступления (потери) веществ из среды, и другое. Эти методы сходны и с методами изучения лишайников для целей мониторинга и индикации химического загрязнения среды (Бязров, 2002). Отличия лишь в учете специфики воздействия радиоактивности на организмы и их сообщества, а также в использовании другого инструментария для установления последствий такого действия. Большое внимание уделяется также дозиметрии.

Лаборатории, где проводятся эксперименты с радиоактивными изотопами, должны иметь высокую степень защиты, чтобы предотвратить утечку радиации из помещения. Для работы на территории с высоким уровнем радиоактивного загрязнения исследователям необходимы средства индивидуальной защиты. Кроме того, планируя изучение таких участков, следует свести к минимуму время пребывания там персонала при сборе данных. Надо всегда помнить, что высокие дозы облучения могут привести к ухудшению состояния здоровья человека.

Выбор метода определяется задачами исследования. Ранее (гл. 1) отмечалось, что в радиоэкологических исследованиях выделяют два разных аспекта: 1) воздействие радиоактивного излучения на особей, популяции, биоценозы и биогеоценозы; 2) судьба радиоактивных веществ, находящихся в окружающей среде, и участие организмов и их сообществ в регулировании распространения радиоактивности. В рамках этих главных направлений устанавливают: а) качественное и количественное содержания радиоактивных элементов в организмах; б) показатели, характеризующие особенности накопления из среды радиоизотопов представителями различных видов; в) воздействие попавших в организмы и сообщества радионуклидов при разных уровнях радиоактивности среды; г) закономерности изменения структуры и динамики популяций и сообществ организмов в условиях действия

повышенных уровней радиации; д) механизмы адаптации организмов к действию ионизирующей радиации. Сбор данных осуществляют как в ходе экспериментов в лаборатории, так и при работе на опытных участках или обследуемой территории.

Для целей биоиндикации или биомониторинга используют либо лишайники, растущие на различных субстратах в пределах действия источника загрязнения, либо лишайники, пересаженные на обследуемую территорию для экспонирования в течение некоторого периода времени — метод трансплантации (Бязров, 2002). Однако трансплантационные эксперименты с лишайниками для измерения концентрации радионуклидов в их слоевищах были выполнены только в нескольких случаях (Jeran et al., 1995; Heinrich, Remele, 2002).

Объектом радиоэкологического изучения чаще всего становились представители широко распространенных и часто встречающихся видов лишайников, поскольку для достоверного измерения концентрации радионуклидов в слоевищах масса образца должна быть не менее 10 г. К таким видам принадлежат *Alectoria ochroleuca*, *Bryocaulon divergens*, *Cetraria islandica*, *Cladina arbuscula*, *Cladina mitis*, *Cladina rangiferina*, *Cladina stellaris*, *Cladonia furcata*, *Flavocetraria cucullata*, *Flavocetraria nivalis*, *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*, *Platismatia glauca*, *Pseudevernia furfuracea*, *Stereocaulon paschale*, *Thamnomia vermicularis*, *Xanthoria parietina*, и другие. Выбор группы или вида для использования в исследовании будет зависеть от целей работы: либо это определение фоновых концентраций радионуклидов, либо их миграция в биогеоценозе, либо миграция по пищевым цепям, например, от лишайников к человеку, либо устойчивости к облучению, либо нечто другое. Пространственный и временной градиенты при отборе проб для измерения активности радионуклидов требуют соблюдения принципа «при прочих равных условиях», поскольку концентрация радионуклидов в слоевище зависит от его нахождения в разных уровнях поселения на стволе дерева (Heinrich et al., 1993; Bartok et al., 1998), отклонения поверхности субстрата от горизонтального положения (Guillite et al., 1994), других факторов. При подобных сравнительных исследованиях необходима стандартизация ряда процедур:

(а) выбор представительного для данной территории и исследования экспериментального материала;

(б) выбор мест отбора проб;

(в) метод сбора и хранения материала;

(г) методы и приборы измерения активности радионуклидов;

(д) количественное выражение данных (Seaward, 2002).

Радиоактивность может быть выражена следующими показателями:

- на единицу веса (сухого или сырого): Бк/г (Бк/кг) — удельная активность или концентрация радиоизотопа;
- на единицу площади территории: Бк/м² (Бк/км²) — плотность радиоактивного выпадения;
- на единицу объема каждого образца: Бк/см³;
- на единицу поверхности образца: Бк/см² (Бк/м²).

Сравнение этих показателей относительно одного и того же объекта может дать интересные результаты. В Нидерландах изучали накопление радиоцезия девятью слоевищами листоватого лишайника *Xanthoria parietina*, различающихся по плотности плодовых тел на талломе (3 класса). Величину активности переводили на единицу веса и единицу площади (Sloof, Wolterbeek, 1992). Было установлено, что в первом случае явным было значительное варьирование (46%) величин удельной активности, которое не позволяло четко определить различия по этому показателю между слоевищами с апотециями и без плодовых тел; в то же время средняя активность ¹³⁷Cs, выраженная на единицу площади поверхности таллома, была почти постоянной в пределах каждого класса плотности плодовых тел: 371 Бк/м² — у талломов без апотециев, 710 Бк/м² — у талломов со средней плотностью апотециев, 976 Бк/м² — у талломов с высокой плотностью апотециев (Sloof, Wolterbeek, 1992). Есть мнение, что практика выражения концентрации радионуклида на единицу сухого веса биологического объекта ошибочна, поскольку у разных видов разное соотношение тканей, да и у одной особи в разных ее частях они неодинаковы по свойствам; поэтому активность предлагается выражать на единицу веса воды в растении (Nimis et al., 1990).

По ранжированным на несколько классов величинам удельной активности радионуклида, например, ¹³⁷Cs, в слоевищах лишайников, пункты отбора которых равномерно покрывают обследуемую территорию, можно создать карту загрязнения территории этим радионуклидом (Steinnes, Njastad, 1993). Такие картосхемы были сделаны для Мурманской обл. (Матишов и др., 1994б), Швеции (Jones et al., 1989; Eriksson et al., 1991), Финляндии (Rissanen, Rahola, 1989, 1990), Нидерландов (Sloof, Wolterbeek, 1992), причем наблюдалось их хорошее соответствие аналогичным картам, построенным по измерениям радиоактивности сухих и жидких осадков, по результатам гамма-аэро съемки (Ahman et al., 2001).

Накопление радионуклидов в организме характеризует коэффициент накопления или биологического поглощения (фактор обогаще-

ния), выражаемый отношением концентрации радиоизотопа в лишайнике к концентрации этого радиоизотопа в окружающей среде. Полезен также показатель использования радионуклидов массой лишайника, выражаемый отношением активности радионуклида в массе лишайника на единице площади к активности радионуклида на единице площади территории (Гродзинский, 1989).

Организм не только поглощает радионуклиды из окружающей среды, но и выводит их из своего тела. Этот процесс количественно характеризует период биологического полувыведения, который определяется как время, за которое содержание радионуклида в организме уменьшается наполовину. Эффективный период полураспада объединяет величины физического полураспада и биологического полувыведения и характеризуется отношением величины, получаемой при умножении их значений друг на друга, к величине, получаемой при суммировании их значений (Szabo, 1993). Также предложено использовать понятие «экологический период полувыведения радионуклида» — время, за которое количество радионуклида в объекте за счет всех процессов, за исключением физического распада, снижается в 2 раза (Фесенко и др., 1997).

Для понимания особенностей радиоэкологии отдельных видов также было бы желательно вычислять (1) удельную поверхность — отношение поверхности слоевища (см^2) к единице его массы (г) и (2) отношение поверхности слоевищ (см^2) к поверхности субстрата (см^2). Если величину первого отношения умножить на время эксперимента, то получим относительный показатель потенциальной способности представителей вида перехватывать выпадения (индекс адсорбции); величина второго отношения, помноженная на период эксперимента, указывает на относительную потенциальную способность слоевищ удерживать выпадения — индекс удерживания (Heinrich, Remele, 2002).

Способность лишайников поглощать радионуклиды из жидких осадков определяли в опытах с погружением слоевищ лишайников, принадлежащих к разным видам и жизненным формам, в емкости с дистиллированной водой, в которую добавляли известные концентрации хлористых соединений различных радионуклидов. Через установленные интервалы времени из емкостей извлекали часть талломов и воды, в которых определяли концентрации радионуклидов. Прочность фиксации радионуклидов слоевищами определяли обмывом извлеченных талломов последовательно сменяемыми порциями дистиллированной воды с последующим измерением активности в талломах

и воде. Для сравнения адсорбционных способностей разных видов использовали коэффициент накопления (Субботина, Тимофеев-Ресовский, 1961; Нифонтова, 1976, 2003а).

Способ измерения содержания радионуклидов в телах лишайников зависит от типа излучения радионуклида. Гамма-излучающие нуклиды определяют по величине длины электромагнитной волны на разного типа гамма-спектрометрах с кристаллическими детекторами. Так можно измерить концентрации радионуклидов как природного (^{87}Rb , ^{40}K , ^{208}Tl , ^{210}Pb , ^{212}Pb , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Ac , и другие), так и техногенного (^{106}Ru , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{144}Ce , и другие) происхождения. Содержание радиоактивного ^{40}K можно определить (или проверить измеренные величины) и по данным о концентрации в материале общего калия, поскольку доля первого по разным источникам составляет в нем либо 0.0118% (Heinrich, Remele, 2002), либо 0.0119% (Гродзинский, 1989), и 1 Вк для ^{40}K соответствует 0.0321 г общего калия. Таким образом, 1 г общего калия в материале включает 31.15 Бк ^{40}K . Для сравнения, активность 1 г ^{226}Ra — 3.7×10^{10} Бк, ^{232}Th — 4×10^3 Бк, ^{238}U — 1.23×10^4 Бк (Тяжелые..., 1990).

Бета-излучатели испускают радиацию в широком диапазоне энергии, их спектры накладываются друг на друга и потому их трудно соотносить с конкретными радионуклидами. Наиболее известным и биологически значимым чистым бета-излучателем является ^{90}Sr , попавший в окружающую среду главным образом в результате глобальных выпадений после испытаний ядерного оружия. Для определения содержания этого опасного радионуклида (и других бета-излучателей) в биологическом материале обычно используют радиохимические методы.

Концентрации альфа-излучающих радионуклидов измеряют с помощью альфа-спектрометров (Heinrich, Remele, 2002).

Измерение содержания ряда радионуклидов в биологических объектах иногда требует сложной предварительной обработки материала. Например, тритий (^3H), как уже указывалось (гл. 2), попадает в живые организмы с молекулами воды (Cowan et al., 1979). Поэтому для определения этого изотопа необходимо выделить водную составляющую материала, в которой и измеряют содержание нуклида. Если вспомнить особенности водного режима лишайников, то слоевища лишайников содержат два типа водной фазы: свободную воду, т.е. влагу, поглощенную талломом из окружающей его среды, и биологически связанную воду, т.е. входящую в состав тканей лишайника. Таким образом, из исследуемого лишайникового материала необходимо выделять эти два типа водной фазы (Golubev et al., 2002).

Особенности распределения радионуклидов в слоевище определяются разными способами. Так, кустистый таллом делят на отрезки от вершины кустика к основанию. Части, расположенные ближе к верхушке, более молодые, чем те, которые от нее удалены. Затем в этих частях измеряют содержание интересующих радионуклидов. У листоватых и накипных талломов выделяют краевую, промежуточные и центральную части. Последняя имеет наибольший возраст.

Локализацию радионуклидов в слоевище можно определить и с помощью радиоавтографии (Харатьян, 1970). Метод основан на воздействии радиоактивного образца на фотоэмульсионную подложку, когда галоид серебра под воздействием ионизирующего излучения разлагается, и при ее проявлении в местах воздействия наблюдается почернение. Так на слое фотоэмульсии получается радиоавтограф образца (Шульц, Уикер, 1985). Степень почернения фотоэмульсии зависит от продолжительности экспозиции и концентрации радионуклидов в образце. Имеют значение и свойства эмульсии, вид излучения, плотность ионизации, и другое. Чаще всего радиоавтографию использовали при физиолого-биохимических исследованиях для определения локализации радиоактивных меток, введенных в различные вещества, которыми обрабатывали живые организмы, в том числе и лишайники (Atanasiu et al., 1970). После аварии на Чернобыльской АЭС этот метод применяли для обнаружения в слоевищах горячих топливных частиц из разрушенного реактора (Feige et al., 1990; Seaward, 1992; Heinrich, Remele, 2002). Однако этот способ позволяет определить лишь локализацию радионуклидов в талломе. Сведения о составе обнаруженных радиоизотопов (кроме известных радиоактивных меток), их концентрации метод радиоавтографии не дает. Но для установления состава радиоизотопов «меченые» участки слоевища далее можно изучить иными приемами (рентгеноструктурный анализ, сканирующая микроскопия, и другое). В то же время по количеству треков в поле зрения микроскопа при данном увеличении, вероятно, ориентировочно можно судить о степени радиоактивности слоевищ (Харатьян, 1970).

Реакцию популяций и сообществ организмов на радиационное воздействие изучали как в лабораториях, так и на экспериментальных участках природных экосистем, облучая их с помощью разного типа источников ионизирующего излучения, главным образом гамма- и нейтронного излучения. Облучение может быть: а) острым однократным, когда организм получает дозу за сравнительно короткий интервал времени; б) острым фракционированным, при котором доза накапливает-

ся за счет нескольких фракций доз; в) пролонгированным, при котором организм получает дозу за длительный период времени. Последнее, в свою очередь, может быть фракционированным и хроническим. Если меняют значения фракции дозы, интервалы между фракциями дозы, продолжительность облучения для каждой фракции дозы, то облучение называют пролонгированным фракционированным. Хроническим называют непрерывное облучение в течение всей жизни организма (Гродзинский, 1989). Наряду с реакторами и специальными боксами, облучение проводили в оранжереях, фитоклиматических камерах, на гамма-полях, оборудованных источником гамма-радиации (Sparrow, 1966). В качестве источника чаще всего использовали ^{60}Co и ^{137}Cs . Гамма-поля представляют изолированные участки суши с естественной или культурной растительностью, в центре которых, обычно в шахте, располагается источник гамма-излучения с дистанционным управлением. Для облучения источник выводят из шахты и фиксируют на заданной высоте, а в периоды наблюдения за организмами источник погружают в шахту, и, соответственно, облучение на гамма-полях является пролонгированным фракционированным. Чем ближе организмы к источнику, тем больше получаемая ими доза облучения. Наблюдения на таких гамма-полях проводили в Италии, СССР, США, Франции, Японии и других странах (Алексахин, 1968; Вудвелл, Остинг, 1968; Ковэн, Плэтт, 1968; Плэтт, 1968; Спэрроу, Вудвелл, 1968; Спэрроу и др., 1968; Odum, Pigeon, 1970; Auerbach et al., 1972; Rudolph, 1974; Шульц, Уикер, 1985; Гродзинский, 1989). Справедливости ради стоит отметить, что далеко не на всех таких полях объектом изучения были лишайники.

5. УСТОЙЧИВОСТЬ ЛИШАЙНИКОВ К ДЕЙСТВИЮ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ

Устойчивость лишайников к действию ионизирующей радиации выявляли как в ходе различных экспериментов в природных сообществах и лабораториях, так и обследованием территорий, загрязненных радионуклидами в результате аварий, испытаний ядерных устройств и др.

5.1. ДАННЫЕ ЭКСПЕРИМЕНТОВ В ПРИРОДНЫХ СООБЩЕСТВАХ

Основу экспериментов в природных сообществах составляло облучение источником гамма-лучей (Cs^{137} или Co^{60}) выбранной для опыта площади (гамма-поле) с тем или иным типом растительности. Обычно до начала облучения опытный участок тщательно обследовали, фиксируя состояние представителей биоты и намечая объекты для изучения в ходе и после облучения. Источник гамма-облучения в капсуле помещался на участке в шахте, из которой с помощью дистанционного управления выводился на поверхность и фиксировался на определенной высоте над поверхностью почвы. Чем ближе находился объект к источнику, тем более значительную дозу облучения он получал. Облучение могло быть непрерывным в течение многих месяцев, или прерываться на какое-то время (ночь, периоды наблюдений за состоянием объектов, профилактика технических устройств и др.).

5.1.1. Эксперимент на Лонг-Айленде

В штате Нью-Йорк (США) на острове Лонг-Айленд в течение 26 месяцев облучали участок дубово-соснового леса (*Quercus alba*, *Q. coccinea*, *Pinus rigida*). На расстоянии 15 м от гамма-источника (^{137}Cs) сосна погибла при экспозиционной дозе 16–40 Р/сут., все местные сосудистые растения — при экспозиционной дозе 300 Р/сут., из 47 видов лишайников 12 видов погибли при экспозиционной дозе 1250 Р/сут., а при экспозиционной дозе 2250 Р/сутки еще были живы представители 11 видов лишайников. Это *Amandinea polyspora*, *Arthonia caesia*, *Biatora anthracophila*, *Buellia stillingiana*, *Cladonia chlorophaea*, *Lecanora chlorotera*, *Lepraria incana*, *Pertusaria trachythallina*, *P. xanthodes*, *Pyrrhospora varians*, *Scoliciosporum*

chlorococcum. К радиоустойчивым были отнесены также *Candelaria concolor*, *Cladonia cristatella*, *C. macilenta*, *C. sobolescens*, *Lecanora caesiorubella*, *Myelochroa galbina*, *Parmelia sulcata*, *Placynthiella uliginosa*, *Pyrrhospora varians*. При этом средняя плотность (число слоевищ/м²) живых лишайников снизилась с 17 на контрольном участке до 2 при самой высокой экспозиционной дозе 2250 Р/сутки. Среднеустойчивыми к гамма-облучению были признаны *Cladina subtenuis*, *Cladonia atlantica*, *C. coniocraea*, *C. incrassata*, *C. parasitica*, *C. polycarpoides*, *C. ramulosa*, *C. squamosa*, *Flavoparmelia caperata*, *Hypogymnia physodes*, *Hypotrachyna livida*, *Melanelia subaurifera*, *Myelochroa aurulenta*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia aipolia*, *P. millegrana*, *P. stellaris*, *Punctelia rudecta*. Самыми чувствительными видами на экспериментальной площади сочли представителей *Imshaugia placorodia* и *Punctelia borrieri* (Woodwell, Gannutz, 1967; Woodwell, Whittaker, 1968). Был сделан вывод, что накипные лишайники более устойчивы к гамма-облучению, чем листоватые и особенно кустистые. В том же лесу 14 августа 1961 г., за три месяца до начала опыта, на экспериментальном участке по трансекте на разном расстоянии (от 6 до 60 м) от источника гамма-облучения (¹³⁷Cs) фотографированием и зарисовкой было точно зафиксировано состояние 145 крупных слоевищ лишайников, растущих на почве и стволах дуба (*Quercus coccinea*), а также в общей форме описано состояние мелких слоевищ. На расстоянии 18, 24 и 34 м от источника облучения на дубах были отмечены слоевища *Parmelia sulcata* для измерения скорости роста. Повторные обследования было проведено в августе 1962 г., через 9 месяцев после начала облучения, и в августе 1963 г. (Brodo, 1964). На расстоянии 6–8 м от источника экспозиционная доза была более 1000 Р/сутки, с удалением от него она снижалась. Наблюдения за состоянием представителей 19 видов лишайников (*Amandinea polyspora*, *Arthonia caesia*, *Arthopyrenia* sp., *Candelaria concolor*, *Cladonia chlorophaea*, *Dibaeis baeomyces*, *Hypogymnia physodes*, *Imshaugia placorodia*, *Lecanora caesiorubella*, *L. chlorotera*, *L. strobilina*, *Melanelia subaurifera*, *Parmelia sulcata*, *Parmelia* sp., *Pertusaria pustulata*, *Physcia aipolia*, *Punctelia borrieri*, *Pyrrhospora varians*) при экспозиционной дозе до 1000 Р/сутки показали, что через 9 месяцев после облучения лишь у 20.7% изученных слоевищ были обнаружены повреждения (обычно в форме изменения цвета), причем половина их приходилась на представителей рода *Cladonia*. Через 22 месяца общее число поврежденных слоевищ уменьшилось и даже появились зачатки новых талломов. Скорость роста представителей листоватого лишайника *Parmelia sulcata*

Таблица 5.1. Скорость роста слоевищ *Parmelia sulcata* в лесу при разном уровне гамма-облучения (Brodo, 1964). Прирост на контрольном необлучаемом участке по измерениям 13 слоевищ за 1961–1962 гг. составил 1.72 мм

Расстояние от источника гамма-облучения	Экспозиционная доза (Р/сутки)	Слоевище	Площадь слоевища (см ²) в 1961 г.	Радиальный прирост (мм)	
				1961–1962	1962–1963
18 м	230	а	4.31	–	1.98
		б	3.37	1.44	1.73
24 м	130	а	2.84	2.68	2.92
		б	2.57	0.64	2.44
		в	1.02	1.33	2.31
		г	1.03	1.55	1.55
34 м	62	а	0.80	0.56	1.40
		б	2.74	0.89	
		в	1.93	1.52	2.10
		г	0.77	0.24	
		д	1.94	1.32	3.08
Средний прирост				1.22	2.17

на расстоянии от 18 до 34 м от источника гамма-облучения (экспозиционные дозы от 230 до 62 Р/сутки) даже увеличилась в сравнении с контролем (табл. 5.1), что дало основание сделать вывод о большей зависимости лишайников от микроклимата, чем от гамма-радиации при тех уровнях облучения, которые были обеспечены в эксперименте (Brodo, 1964). Однако с таким заключением не соглашались другие исследователи, работавшие на том же экспериментальном участке (Woodwell, Gannutz, 1967), полагавшие, что наблюдаемые изменения обусловлены действием радиации.

5.1.2. Эксперимент на гамма-поле Эмори

На радиационном поле в Эмори, шт. Джорджия (США), по данным измерений 52 слоевищ *Trapelia involuta* было установлено, что гамма-облучение (¹³⁷Cs) существенно снижает скорость роста представителей этого вида — прирост талломов при экспозиционной дозе 11.5 Р/сутки был 2.5–4 мм/год, а при экспозиционной дозе 126 Р/сутки — около 1 мм/год; в первом случае коэффициент вариации величин прироста был высоким, а во втором — незначительным (Snyder,

Platt, 1973). Там же было проведено изучение влияния комбинации факторов (радиоактивное излучение, дополнительные элементы минерального питания, температура, свет и влажность) на рост слоевищ *Xanthoparmelia conspersa* (Jones, Platt, 1969). Талломы лишайника получили дозу 0, 150 Гр (17 кР), 308 Гр (35 кР) и 564 Гр (64 кР). Экспозиционная доза в среднем составляла 130 Р/час, облучение проводилось 22 часа в сутки. Соответственно, дозы в 150, 308 и 564 Гр были накоплены за 6, 11 и 24 суток. Облученные слоевища были помещены как непосредственно на гранитные плиты из места отбора, так и в специальные камеры, где в одном варианте поддерживались постоянная температура, влажность и уровень освещения, а в другом варианте — раз в две недели добавляли водные растворы элементов минерального питания, включавших соединения азота, фосфора, калия, кальция. Фиксировался радиальный прирост экспериментальных слоевищ, который сравнивался с аналогичным показателем слоевищ, не подвергавшихся облучению. Кроме того, отмечались изменения в окраске слоевищ и особенности формирования изидий. Наблюдения проводили в течение 6 месяцев с февраля по сентябрь 1965 г. Оказалось, что в образцах, помещенных на гранитные плиты, среднемесячный радиальный прирост у необлученных слоевищ составил 0.41 мм, тогда как у получивших дозу 564 Гр — только 0.21 мм. Созданные в климатических камерах условия сдерживали скорость роста слоевищ, а дополнительные элементы минерального питания величину радиального прироста увеличили. Авторы исследования, как и ранее на о. Лонг-Айленд Brodo (1964), пришли к выводу, что достигнутые в опытах уровни облучения влияют на рост слоевищ *Xanthoparmelia conspersa* не столь значительно, как условия микроклимата или доступность элементов питания факторы (Jones, Platt, 1969).

5.1.3. Эксперимент в широколиственном лесу Энтерпрайз

Комплексные исследования были проведены и на лесном экспериментальном участке Enterprise в штате Висконсин, США (Erbisch, 1974, 1977, 1978). Здесь облучение лесного массива начали летом 1972 г. Гамма-источник (^{137}Cs) действовал 20 час/день, всего 166 дней или 2717 часов. Изучение слоевищ *Melanelia subaurifera* и *Parmelia sulcata*, собранных на различном расстоянии от гамма-источника со стволов клена (*Acer rubrum*) и получивших в результате хронического облучения суммарные дозы 1076 Гр, 693 Гр, 586 Гр, 100 Гр и 17 Гр, выявило разную степень повреждений тканей лишайников, причем у талло-

мов, получивших суммарную дозу 586 Гр и менее, повреждений не обнаружили (Erbisch, 1977, 1978). Видимые проявления повреждений у представителей обоих видов были примерно одинаковыми — изменялся цвет слоевищ и при самых высоких уровнях облучения снижались их размеры и прирост (табл. 5.2).

Таблица 5.2. Радиальный прирост слоевищ *Melanelia subaurifera* после гамма-облучения лесного участка (по: Erbisch, 1978)

Расстояние от источника гамма-облучения	Поглощенная доза, Гр	Средний радиальный прирост, мм		
		IV.1972–IV.1973	IV.1973–XI.1973	XI.1973–XI.1974
5.1 м	1076	0.6 ± 0.4	-1.7 ± 1.4	-0.8 ± 0.5
7.8 м	693	0.7 ± 0.8	0.6 ± 1.4	-0.4 ± 0.5
8.8 м	586	0.4 ± 0.3	0.2 ± 0.1	0.2 ± 0.0
22.4 м	100	0.4 ± 0.6	0.9 ± 1.0	1.1 ± 0.9
44.1 м	17	0.7 ± 0.2	0.8 ± 0.3	0.7 ± 0.7
Контроль	0	1.2 ± 0.7	0.5 ± 0.2	0.9 ± 0.8

Однако микроповреждения, фиксируемые при наблюдении с помощью микроскопа (уменьшение количества водорослевых клеток, их отмирание), у представителей *M. subaurifera* начались раньше, чем у слоевищ *P. sulcata*, что дало основание заключить, что первый вид более чувствителен к ионизирующей радиации (Erbisch, 1978). Это соответствовало данным, полученным в эксперименте на Лонг-Айленде (Woodwell, Gannutz, 1967).

5.1.4. Эксперимент в тропическом дождевом лесу Эл Верде, Пуэрто-Рико

Участок тропического дождевого леса El Verde, располагавшийся на абсолютной высоте 1050 м в восточной части о. Пуэрто-Рико, подвергали гамма-облучению (^{137}Cs + ^{134}Cs) с 19 января 1965 г. по 27 апреля 1965 г., с перерывами на 32 часа 7–8 февраля и 15–16 марта, всего 2228 часов (Odum, 1970; Odum, Drewry, 1970). Поглощенная доза на расстоянии 3 м от источника составила 8800 Гр (10^6 Р), 7 м — 880 Гр (10^5 Р), 10 м — 440 Гр (5×10^4 Р), 14 м — 220 Гр (2.5×10^4 Р), 16 м — 115 Гр (1.3×10^4 Р), 24 м — 62 Гр (7×10^3 Р), 29 м — 45 Гр (5×10^3 Р), 30 м — 36 Гр (3×10^3 Р), 80 м — 1 Гр (1.3×10^2 Р), 160 м —

Таблица 5.3. Число слоевищ эпифитных лишайников на разном расстоянии от источника гамма-облучения (по: Gannutz, 1970)

Расстояние, м	2.5	4	7	10	15	Конт- роль	Конт- роль
Поглощенная доза, Гр	8800	1760	880	440	265		
Стерильное А		12	82	94	99	45	107
Стерильное В		20	5	61	79	69	56
<i>Buellia pusilla</i>		1	—	19	25	8	20
<i>Pseudopyrenula confluens</i>			3	6	—	2	—
<i>Pyrenula analepta</i>			5	16	12	3	—
<i>Graphis rimulosa</i>			3	—	12	—	2
<i>Bacidia translucida</i>			1	—	11	—	3
<i>Bacidia chlarodes</i>			3	4	9	8	3
Стерильное С				10	10	20	15
Стерильное D				1	—	8	13
<i>Ocellularia platystoma</i>				2	11	4	1
<i>Pyrenula atrofuscens</i>				3	2	—	4
<i>Porina firmula</i>				10	16	13	10

0.2 Гр (20 Р) (McCormick, 1970). Учет лишайников был сделан лишь после облучения (Gannutz, 1970). С увеличением расстояния от источника гамма-облучения возрастали видовое разнообразие и количество экземпляров лишайников (табл. 5.3). Поскольку в Пуэрто-Рико и в шт. Нью-Йорк состояние лишайников фиксировал один и тот же специалист (Т.Р. Gannutz), то он сравнивал реакцию лишайников на гамма-облучение на этих участках. Был сделан вывод, что лишайники тропического леса более устойчивы к действию ионизирующей радиации, чем лишайники неморального дубово-соснового леса под Нью-Йорком. Также отмечалось, что в обоих случаях накипные лишайники оказались более резистентны к гамма-облучению, чем листоватые и кустистые (Gannutz, 1970). Последнее утверждение представляется натянутым, поскольку на показанных в таблице 5.3 площадках тропического леса виды лишайников с кустистой и листоватой формой слоевища отсутствуют. В то же время был сделан вывод, что у лишайников тропического леса реакция на действие гамма-облучения проявляется быстрее, чем в лесах умеренных широт, что, возможно, связано с более близким расположением водорослевого компонента к поверхности слоевища лишайников тропического леса, поскольку чувствительность лишайников к гамма-облучению лимитирует фотобионт.

5.1.5. Эксперимент в широколиственном лесу заказника Ок-Риджской национальной лаборатории

Тридцать тюльпанных деревьев (*Liriodendron tulipifera*) на участке площадью 500 м² в лесном заказнике Ок-Риджской национальной лаборатории в шт. Теннесси (США) в 1962 г. были помечены 1279 МБк ¹³⁷Cs (из расчета 37–74 МБк/кг сухих листьев) внесением раствора в древесину через специальные разрезы в коре для изучения миграции радионуклида в лесном сообществе (Witkamp, Frank, 1964). В 1967–1968 гг. здесь собрали данные об участии напочвенных и эпифитных слоевищных организмов (мохообразных, лишайников) в этих процессах (Hoffman, 1972). Лишайники были представлены растущими на стволах и ветвях деревьев видами *Buellia* sp., *Cannoparmelia caroliniana*, *Flavoparmelia caperata*, *Graphidaceae* sp., *Hypotrachyna livida*, *Lecanora* sp., *Myelochroa galbina*, *Parmotrema hypotropum*, *P. perforatum*, *Pertusaria* sp., *Phaeographis* sp., *Punctelia rудecta*, *Ramalina fastigiata*, *Rimelia cetrata*, *Usnea strigosa*. Главными источниками поступления радиоцезия в слоевища были дождевые капли с крон и сток по стволам деревьев. Воды сквозь кроны деревьев поступало больше, чем со стоками по стволам, но в последних концентрация ¹³⁷Cs на порядок была выше. В августе 1968 г. в слоевищах напочвенных и эпифитных мохообразных и лишайников содержалось 156.51 МБк радиоцезия или менее 1% от внесенного в 1962 г. Средняя удельная активность ¹³⁷Cs в их тканях была около 3.2 МБк/кг. Лишайники, обитавшие на стволах деревьев, аккумулировали 60%, а на ветвях — 4% всего количества радиоцезия, содержавшегося в слоевищных организмах, что соответствовало их массе в этих местобитаниях (22.5 и 19.0 кг, соответственно), и различиям в концентрации ¹³⁷Cs в стоках воды по стволам и с крон.

Было установлено статистически значимое различие в накоплении радиоцезия между мохообразными, приуроченными к северной и южной сторонам оснований деревьев — активность ¹³⁷Cs в слоевищах, экспонированных на север, была выше. Также выявлено, что эпифитные лишайники с уровня поселения на стволах деревьев 1–3 м за 6 лет накопили почти вдвое больше радиоцезия, чем лишайники, обитавшие на высоте более 10 м (табл. 5.4). Это может быть связано как с возрастными различиями между лишайниками этих уровней поселения, поскольку растущие выше моложе, так и отражать обогащение стекающей воды внесенным в сообщество радиоцезием при ее продвижении вниз по стволу дерева (Hoffman, 1972). Вероятно, этим же мож-

Таблица 5.4. Активность ^{137}Cs в в коре деревьев и слоевищах лишайников, обитающих на стволах и ветвях тюльпанного дерева (по: Hoffman, 1972)

Высота поселения на стволе (м)	Кора <i>Liriodendron tulipifera</i>		Листоватые лишайники		Кустистые лишайники
	Бк/см ²	кБк/кг	Бк/см ²	кБк/кг	кБк/кг
Основание	1150.7	614.2			
1–3	55.5	407.0	962	5180	
5–7	33.3	51.8	740	5180	1073
10–12	25.9	51.8	518	4440	296
>12		48.1	518	3330	148
Ветви в кроне			37	370	111

но объяснить и различия в накоплении ^{137}Cs корой деревьев на разной высоте стволов (табл. 5.4) — внизу ее возраст больше и сюда стоки выносят внесенный радионуклид. Величины активности ^{137}Cs в представителях листоватых лишайников из сем. *Parmeliaceae* оказались на порядок выше, чем в кустистых бородавчатых уснеях и рамалине (табл. 5.4). Вероятно, это связано с тем, что в этом эксперименте радиоцезий поступал в талломы главным образом из стоков по стволу и с крон деревьев, а листоватые лишайники имеют более значительную поверхность соприкосновения с корой деревьев, чем кустистые.

5.2. ДАННЫЕ ЭКСПЕРИМЕНТОВ В ЛАБОРАТОРИЯХ

Эксперименты в лаборатории позволяли изучить реакцию лишайников на гораздо более значительные дозы облучения. Высокие уровни гамма-облучения отрицательно воздействовали на процессы дыхания, фотосинтеза, поглощения фосфора, радионуклидов, активность нитроредуктазы и другие физиологические показатели (Siegel, Daly, 1968; Erbisch, Kalosis, 1973; Barstow, Erbisch, 1977; Нифонтова и др., 1989; Шапиро, Нифонтова, 1991; Nifontova et al., 1995). Однако применявшиеся в лабораторных экспериментах дозы облучения лишайников пока, к счастью, имели место лишь при надповерхностных взрывах ядерных устройств на весьма ограниченных территориях.

5.2.1. Эксперименты с гамма-облучением

У подостей *Cladonia cerviconis ssp. verticillata*, облученных источником ^{60}Co (900 Р/мин) и получивших дозу 100 Гр, только через 5 не-

дель после облучения обнаружили видимые повреждения водорослевых клеток, тогда как у получивших дозу 10 кГр уже через неделю после облучения были заметны повреждения, а через 4 недели повреждения были выявлены у 20–30% водорослевых клеток (Pullum, Erbish, 1972). Поглощенная доза в 100 Гр стимулировала абсорбцию подцециями фосфора, а доза в 10 кГр вызывала заметное снижение поглощение этого элемента (Erbisch, Kalosis, 1973). В серии опытов с гамма-облучением от источника ^{60}Co слоевищ *Cladina mitis* было установлено, что: 1) показатели дыхания подвергнувшихся острому облучению (10 кГр) лишайников было те же, что и у контрольных; 2) через 6 недель после острого гамма-облучения только у 10% водорослевых клеток были обнаружены признаки повреждения; 3) у слоевищ, хронически облучавшихся в течение всего лета (900 Р/сутки), не были выявлены признаки повреждения; 4) весной, после предшествующего хронического облучения в течение лета, у лишайников, получивших более 700 Гр, были выявлены признаки повреждения слоевищ; 5) у слоевищ, облучавшихся 48 часов, показатели фотосинтеза снижались наполовину, а у облучавшихся в течение 10 месяцев фотосинтетический аппарат был поврежден необратимо (Barstow, Erbish, 1977). Гамма-облучение (^{60}Co) влияло на проницаемость мембран. У представителей *Cetraria islandica*, *Hypogymnia physodes* при облучении дозой 500 Гр утечка электролитов возрастала на 17–70% в сравнении с контролем, тогда как у слоевищ *Cladina arbuscula* при этой дозе этот показатель снижался вдвое (Nifontova et al., 1995).

Наибольшее влияние испытали слоевища *Hypogymnia physodes*, у которых после облучения в 50 кГр потеря электролитов в сравнении с контролем увеличилась более чем на 400%, тогда как у *Cetraria islandica*, *Cladina arbuscula* этот показатель при такой дозе был 130–250% (Nifontova et al., 1995). Доза в 100 Гр стимулировала интенсивность дыхания у слоевищ *Peltigera aphthosa* и *Hypogymnia physodes*, при этой дозе также происходила активация пероксидазы в сухих слоевищах *P. aphthosa* (Nifontova et al., 1995). Также было изучено влияние гамма-облучения (^{60}Co) на активность нитроредуктазы у *Lobaria pulmonaria* (Шапиро, Нифонтова, 1991). Облучение сухих слоевищ мало влияло на нитратвосстанавливающую способность лобарии — при дозе 500 Гр активность фермента снизилась лишь на 28.5% в сравнении с контролем, и только при 50 кГр активность фермента снизилась наполовину. При облучении влажных слоевищ дозой до 500 Гр активность нитроредуктазы увеличивалась от 18 до 87% в сравнении с контролем, более высокие дозы, начиная с 5 кГр, понижали актив-

ность фермента во влажных слоевищах лобарии, а при действии дозы в 40 кГр восстановление нитратов в них почти прекратилось (Шапи-ро, Нифонтова, 1991).

Эксперименты также показали, что гамма-облучение слоевищ лишайников оказывает различное влияние на поглощение ими радионуклидов из водных растворов. Так, поглощенные дозы 50, 500 Гр, 5, 50 кГр гамма-облучения (^{60}Co) слоевищами *Cladina arbuscula*, *C. stellaris*, *Cladonia amaurocraea* не вызвало значительных различий в кинетике поглощения ^{90}Sr из водного раствора и величины коэффициентов накопления нуклида были одного порядка при разных дозах облучения (Нифонтова и др., 1989). Характер накопления ^{137}Cs при тех же воздействиях был иным. При дозах от 50 Гр до 5 кГр порядок величин коэффициентов накопления ^{137}Cs слоевищами *Cladina arbuscula*, *C. stellaris* был примерно одинаковым у контрольных и опытных слоевищ, и лишь доза 50 кГр приводила к резкому снижению накопления радиоактивного цезия представителями этих видов. Слоевища *Cladonia amaurocraea* аккумулировали ^{137}Cs слабее, чем талломы двух других видов, и облучение в 50–500 Гр существенно не влияло на поглощение ими ^{137}Cs из раствора, но при дозах 5 и 50 кГр коэффициенты накопления цезия в сравнении с контролем снижались в 3–17 раз (Нифонтова и др., 1989). Наиболее слабое накопление цезия происходило у слоевищ *Peltigera canina*, у которых наблюдали постепенное уменьшение величин коэффициентов накопления этого нуклида, и при максимальной дозе в 50 кГр они снижались в сравнении с контролем в 2–3 раза (Нифонтова и др., 1989). Также по степени вымывания ^{90}Sr и ^{137}Cs дистиллированной водой из слоевищ изучили прочность фиксации облученными лишайниками. Поглощенные дозы облучения от 50 Гр до 50 кГр не влияли на удержание ^{90}Sr слоевищами, тогда как прочность фиксации ^{137}Cs талломами уменьшалась по мере увеличения поглощенной дозы, причем наиболее прочно цезий удерживали слоевища *Cladonia amaurocraea* и *Peltigera canina* (Нифонтова и др., 1989).

Дозы облучения в 25–50 Гр не оказывали отрицательного влияния на рост клеток *Trebouxia*, при 500–1000 Гр нарастание биомассы клеток водоросли замедлялось в 1.5–2 раза, а при дозах 2–5 кГр — в 3–9 раз. У лишайниковых грибов при дозах 25–5000 Гр биомасса клеток уменьшалась незначительно в сравнении с контролем, а при дозах 10–35 кГр нарастание клеток снижалось в 1.5–2 раза, при дозах 50 кГр уменьшилось в 10 раз в сравнении с клетками грибов, не подвергавшихся облучению (Нифонтова и др., 1989). Было показано, что

гамма облучение в дозах от 50 Гр до 50 кГр существенно не влияет на содержание усниновой кислоты в слоевищах лишайников *Cladina arbuscula*, *C. stellaris* (Нифонтова и др., 1989). С увеличением дозы облучения от 50 до 5 кГр число неповрежденных клеток водоросли *Trebouxia* уменьшилось с 70 до 13%, а при дозе 50 кГр наблюдалось 100% повреждение водорослевых клеток (Нифонтова и др., 1989).

Сравнение лишайниковой зеленой водоросли *Trebouxia* и свободноживущей цианобактерии *Plectonema boryanum* показало, что первая более устойчива к гамма-облучению (Гродзинский, 1989). Также было установлено, что выделенные из слоевища лишайника фотобионт (*Trebouxia erici*) и микобионты *Acarospora fuscata*, *Cladina rangiferina*, *Flavoparmelia caperata* активно поглощают радионуклиды и по этому показателю мало отличаются от свободноживущих водорослей и грибов (Нифонтова, Куликов, 1983; Харатьян, 1970). Однако показатели жизнеспособности в культуре каждого из бионтов после гамма-облучения разные — фотобионт отрицательно реагирует при меньших дозах, чем микобионт (табл. 5.5). Однако при анализе данных этой таблицы следует принять во внимание, что эксперимент проводили с бионтами, полученными из представителей разных таксонов — культура водоросли была выделена из лишайника *Cladonia cristatella*.

Ранее экспериментально было установлено, что фотобионт гибнет при меньшей дозе гамма-облучения в сравнении с микобионтом того

Таблица 5.5. Влияние гамма-облучения на рост биомассы (% к контролю) культур фото- и микобионта лишайников (по: Нифонтова и др., 1989)

Доза облучения, Гр	Фотобионт <i>Trebouxia erici</i>	Микобионт <i>Flavoparmelia caperata</i>
25	109.4	74.6
50	102.0	81.7
500	71.6	83.8
1000	66.4	Не определяли
2000	23.9	Не определяли
3000	16.7	Не определяли
4000	20.4	Не определяли
5000	26.5	70.1
10000	Не определяли	60.8
20000	Не определяли	55.3
35000	Не определяли	46.7
50000	Не определяли	10.5

Таблица 5.6. Дозы (Гр) гамма-облучения, вызывающие гибель 50% (ЛД₅₀) и 90% (ЛД₉₀) фото- и микобионтов одного вида лишайников (по: Gannutz, 1972)

Мико- и фотобионты	ЛД ₅₀	ЛД ₉₀
<i>Cladonia cristatella</i>	1214	2200
<i>Trebouxia erici</i>	440	792
<i>Physcia stellaris</i>	352	1214
<i>Trebouxia impressa</i>	88	475
<i>Dermatocarpon luridum</i>	396	1373
<i>Hyalococcus dermatocarponis</i>	158	440
<i>Lecanora dispersa</i>	1302	2314
<i>Trebouxia incrustata</i>	282	748
<i>Acarospora fuscata</i>	880	2068
<i>Trebouxia</i> sp.	414	572

же лишайника (табл. 5.6). Поскольку в лишайниковом таллومه гриб паразитирует на водоросли или цианобактерии, соответственно, фотобионт в слоевище находится в угнетенном состоянии и потому, возможно, и гибнет раньше микобионта при высоких дозах облучения. В том же опыте свободноживущие водоросли оказались менее устойчивы к гамма-облучению в сравнении с культурами фотобионтов лишайников — ЛД₉₀ для свободноживущих представителей *Trebouxia* sp. составляла 563 Гр (Gannutz, 1972). Однако это противоречит результатам экспериментов с гамма-облучением одного из лесных участков тропического леса в Эл Верде, где свободноживущие зеленые водоросли, цианобактерии, а также несколько представителей рода лишайников *Strigula* еще были обильны на пальмах после гибели представителей большинства видов лишайников. Среди этих зеленых водорослей отмечено наличие представителей *Trentepohlia*, рода, виды которого являются фотобионтами нескольких родов лишайников. Был сделан вывод, что распределение на экспериментальном участке колоний *Phycopetis arundinacea*, *P. tremuii*, *Strigula* spp., *Trentepohlia* spp. скорее определяется условиями освещения, влажностью микроместообитания, возрастом субстрата, нежели гамма-облучением (Watson, 1970). Вероятно, необходимо учитывать, что эксперименты в контролируемых условиях лаборатории не адекватны экспериментам в природном сообществе. Кроме того, как уже указывалось (гл. 3), систематика водорослей и цианобактерий — фотобионтов лишайников на уровне видов еще слабо разработана, поэтому трудно проводить аналогии

между свободноживущими цианобактериями, водорослями и фотобионтами лишайников, поскольку они могут представлять разные таксоны, различающиеся по чувствительности к радиоактивному облучению.

Измерения силы растяжения подециев у представителей рода *Cladina* показали, что подвергнувшиеся гамма-облучению подеции имеют меньшую в сравнении с необлученными силу растяжения, что сказывается на степени ломкости подециев — у первых они более ломкие (Erbisch et al., 1977).

5.2.2. Эксперименты для изучения особенностей поглощения и потери радионуклидов лишайниками

Первые опыты для изучения особенностей поглощения радиоизотопов из водных растворов были проведены в Лаборатории биофизики Уральского филиала АН СССР с эпилитным накипным лишайником из Ильменского заповедника (Субботина, Тимофеев-Ресовский, 1961). Результаты этого исследования, а также других экспериментов для познания поглощения радионуклидов лишайниками (Tuominen, 1967, 1968, 1971; Троицкая и др., 1971; Нифонтова, 1976, 1977, 1979, 2003а; Нифонтова и др., 1979; Нифонтова, Лебедева, 1981; Voileau et al., 1985а; Feige et al., 1990; Fahselt, 1997; Naas et al., 1998; и др.), освещены в соответствующих параграфах главы 3. Здесь они будут дополнены данными лабораторных опытов, продолживших эксперимент в лесу с доминированием тюльпанного дерева (Hoffman, 1972), который уже характеризовался в параграфе 5.1.5. настоящей главы

Слоевница *Parmotrema hypotropum* и *P. perforatum*, собранные с незагрязненного участка леса рядом с экспериментальной площадью, были помещены в стеклянные сосуды и обрабатывались каплями, симулирующими искусственный дождь, раствора $^{137}\text{CsCl}$, активность которого была 42180 Бк/л (Hoffman, 1972). После каждого экспериментального дождя в растворе, просочившемся через слоевище, измерялась активность ^{137}Cs . По разнице между величинами активностей в исходном и в просочившемся растворах определяли количество перехваченного слоевищами радиоцезия. После пятого «дождя» исходный раствор разбавили до 17020 Бк/л, чтобы определить влияние величины концентрации поступающего радионуклида на накопление его слоевищами. Эксперимент показал, что эпифитные лишайники перехватывали в среднем 67% вводимого ^{137}Cs , тогда как кора деревьев, их субстрат, только менее 30% (Hoffman, 1972).

Таблица 5.7. Удельная активность (кБк/кг) ^{137}Cs в слоевищах эпифитных лишайников *Parmotrema hypotropum* и *P. perforatum* после искусственных дождей раствором $^{137}\text{CsCl}$ (по: Hoffman, 1972).

№ дождя	1	2	3	4	5	6	7	8
Активность исходного раствора 42180 Бк/л	1775	1960	1590	1480	1555			
Активность исходного раствора 17020 Бк/л						445	410	445

Результаты свидетельствуют, что слоевища лишайников после каждого дождя перехватывали громадное количество радиоцезия, причем количество накапливаемого радионуклида прямо зависело от его концентрации в поступающем растворе (табл. 5.7).

Потеря ^{137}Cs слоевищами как следствие растворения в воде определялась обмыванием загрязненных слоевищ чистой дождевой водой. Десятикратное дождевание чистой водой не привело к заметному выщелачиванию радиоцезия из талломов — концентрация его в просочившейся через слоевища воде после таких процедур составляла 2220 Бк/л (Hoffman, 1972).

Результаты экспериментов на участке широколиственного леса и в лаборатории показали, что мохообразные и лишайники в этом сообществе играют важную роль в поглощении и накоплении радиоцезия. Развиваемая ими масса намного уступает массе древостоя, но количество накапливаемых слоевищами этих организмов радиоцезия сопоставимо с содержанием этого радионуклида в массе листьев тюльпанных деревьев (Hoffman, 1972).

Сходные результаты были получены в аналогичном опыте с опрыскиванием раствором с ^{137}Cs слоевищ *Cladina subtenuis*, собранных в напочвенном покрове соснового насаждения из *Pinus virginiana* в уже упоминавшемся лесном заказнике Ок-Риджской национальной лаборатории (Witkamp, Frank, 1967).

5.3. НАБЛЮДЕНИЯ НА ВОСТОЧНОУРАЛЬСКОМ РАДИОАКТИВНОМ СЛЕДЕ (ВУРС)

29 сентября 1957 г. на Урале, вблизи г. Кыштым (Челябинская область), в результате аварийного взрыва емкости с радиоактивными отходами расположенного неподалеку предприятия по наработке оружей-

ного плутония, произошел выброс в атмосферу радиоактивных веществ, суммарная активность которых была примерно 7.4×10^{16} Бк. В состав смеси выброса входили $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y} — 5.4\%$; $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr} — 66\%$; $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb} — 24.9\%$; $^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh} — 3.7\%$; $^{137}\text{Cs} — 0.036\%$, а также следовые количества ^{89}Sr , ^{147}Pm , ^{155}Eu , $^{239,240}\text{Pu}$ (Никипелов и др., 1989; Алексахин и др., 1993; Кабакчи и др., 1995). Образовался направленный на северо-восток от места аварии полигон радиоактивного загрязнения, получивший название «Восточноуральский радиоактивный след» (ВУРС). Ширина следа в границах плотности загрязнения в 7.4×10^{10} Бк/км² достигала 10 км, а длина — более 100 км, на 117 км² вблизи места взрыва плотность загрязнения составила 37×10^{11} Бк/км² (Заклучение..., 1991). Специфика радиоактивного загрязнения этой территории заключалась в значительной роли здесь одного из наиболее опасных радионуклидов — долгоживущего ^{90}Sr (Алексахин и др., 1993).

Этот полигон через некоторое время стал объектом всестороннего радиобиологического и радиэкологического изучения специалистами различных ведомств (Соколов, Кривоуцкий, 1993). Работали здесь и иностранные специалисты вместе с их российскими коллегами. В частности, в 2001 г. методом трансплантации слоевищ *Hypogymnia physodes* было выявлено, что в талломах вблизи Кыштыма наблюдаются низкие величины отношений концентрации изотопов ^{206}Pb : ^{207}Pb , что свидетельствует о наличии источника с высоким отношением величин активности ^{235}U : ^{238}U (Purvis et al., 2004b). Исследование состава лишайниковых синузий на территории ВУРС было проведено в 1987 г., спустя 30 лет после аварии (Бязров, 1993; Biazrov, 1998). Для выявления возможного воздействия выброса значительного количества радиоактивных веществ на состав лишайнобиоты был использован косвенный метод. Сравнительно на небольшом расстоянии от места взрыва (около 2 км и более) были выбраны однотипные участки березового леса, различающиеся по уровню радиоактивного загрязнения: участок А — высокий уровень загрязнения, расположен по центру следа и ближе к месту взрыва (уровень загрязнения по Sr^{90} в начале лета 1987 г. оценивался величиной более 7.4×10^{10} Бк/км²); участок Б — средний уровень загрязнения, край следа, в нескольких километрах на ВСВ от участка А, уровень загрязнения в 1987 г. около 2×10^{10} Бк/км²; участок В, контрольный, расположен вне основного радиоактивного следа, но на площадь могли попадать частицы радионуклидов в результате ветровой миграции. Если принять во внимание, что выброс был 30 лет назад, а период полураспада Sr^{90} 28.6 лет, что

в момент взрыва доля Sr^{90} составляла 5.4% от общей радиоактивности, то можно полагать, что на участке А осенью 1957 г. уровень радиоактивности был более 3×10^{12} Бк/км², а на участке Б — более 75×10^{10} Бк/км². Максимальная плотность загрязнения в месте аварии в момент взрыва достигала 555×10^{13} Бк/км², однако за 30 лет она снизилась в 34 раза, а по ^{90}Sr — в 2 раза, и в настоящее время на 99.3% ее определяют $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, и на 0.7% — ^{137}Cs (Никипелов и др., 1989). Различия выбранных участков по уровню загрязнения подтверждают и измерения удельной активности в слоевищах эпифитных лишайников, собранных со стволов березы в августе 1987 г. (табл. 5.8).

Таблица 5.8. Удельная гамма-активность (Бк/г сухого веса) радионуклидов в слоевищах эпифитных лишайников разного размера в березняках ВУРС (н/и — активность не измеряли)

Уча- сток*	<i>Hypogymnia physodes</i>				<i>Parmelia sulcata</i>			
	Средняя для слоевищ всех размеров	Д < 20 мм	Д = 21–40 мм	Д > 40 мм	Средняя для слоевищ всех размеров	Д < 20 мм	Д = 21–40 мм	Д > 40 мм
А	56.2	62.5	30.2	72.5	46.4	39.8	35.7	67.0
Б	11.8	н/и	н/и	н/и	11.5	н/и	н/и	н/и
В	1.2	н/и	н/и	н/и	0.7	н/и	н/и	н/и

* Объяснение в тексте.

Для учета эпифитных лишайников на стволах деревьев выделялись два уровня поселения: 1) основание ствола или комель — от поверхности почвы до высоты 0.3 м; и 2) стволовой — на высоте груди (1.3 м). На каждом из названных уровней поселения лишайники учитывались на четырех площадках размером 20×20 см, ориентированных соответственно на север, восток, юг, запад. Таким образом, на каждом стволе фактически закладывалось восемь учетных площадок, а на каждом участке обследовалось более 30 стволов деревьев. На учетных площадках фиксировались видовая принадлежность встреченных слоевищ и покрытие (%) представителями каждого вида поверхности ствола. Описание каждой учетной площадки рассматривалось как характеристика конкретной лишайниковой группировки, являющейся частью той или иной лишайниковой синузии. Под последней в развитие представлений В.Н. Сукачева (1964) о биогеоэкологической синузии подразумевается совокупность конкретных пространственно

обособленных в пределах участков одного типа биогеоценоза лишайниковых группировок, развивающихся в однородных условиях среды (субстрат, биогеоценотический горизонт, другие факторы), и сходных по видовому составу и жизненным формам лишайников (Бязров, 1970). В согласии с этим определением для выделения лишайносинузии из общего числа описаний учетных площадок, сделанных на участке сообщества, последовательно вычленились: 1) приуроченные к одному уровню поселения, т.е. к основанию или стволу березы; эти уровни поселения принимались как части разных биогеоценологических горизонтов в определении Ю.П. Бялловича (1960); 2) сходные по видовому составу и жизненным формам лишайников. На обследованных участках лишайники принадлежали к следующим группам жизненных форм (Голубкова, Бязров, 1989): однообразнонакипные (Cr), чешуйчатые (Sq), листоватые рассеченнолопастные (Sl), листоватые вздутлопастные неризоидальные (Cl), чешуйчато-кустистые шило- или сцифовидные (Sc), кустистые повисающие (Fp). Часть результатов сгруппирована в табл. 5.8–5.11. Более детальная характеристика состава выявленных на обследованных участках лишайносинузий опубликована (Бязров, 1993).

Анализ полученных результатов свидетельствует, что и видовой состав лишайнобиоты участков березовых лесов ВУРС, подвергшихся разной степени загрязнения, и свойственный каждому участку комплекс лишайносинузий имеют много общего. Из 30 зафиксированных на деревьях видов 15 встречены на всех трех участках. Коэффициенты сходства видового состава лишайников участков высокие — 70–75%, причем они выше между составом видов, растущих на основаниях стволов — 73–81% (Бязров, 1993).

Уже указывалось, что основное направление ВУРС от места взрыва — север-северо-восточное. Учетные площадки для выявления состава и характеристики лишайниковых синузид на стволах деревьев были ориентированы на основные стороны света. Встречаемость лишайников на сторонах разной экспозиции далеко не одинакова (табл. 5.10). Различен этот показатель и на двух обследованных уровнях поселения. Реже всего лишайники встречаются на южной стороне ствола, чаще всего — на северной, однако довольно часто их отмечали на восточной и западной сторонах ствола. Подобное распределение лишайников свойственно лесам лесостепи (Бязров, 1974). Обследованные участки березняков по этому показателю между собой практически не различаются (табл. 5.10), так что имевший место в 1957 г. выброс радионуклидов через 30 лет после взрыва в особенностях распре-

деления эпифитных лишайников по поверхностям разной экспозиции не проявился.

Лихеносинузии выделялись по ассоциированию представителей разных жизненных форм и видов лишайников в определенном уровне поселения. В зависимости от сложности группировок выделяют несколько их типов: грегация — сочетание особей одного вида; агрегация — сочетание особей разных видов одной жизненной формы; конгрегация — сочетание особей разных жизненных форм, образующих один ярус, т.е. между ними нет соподчинения по высоте; микс-грегация — сочетание особей разных жизненных форм, входящих в разные ярусы, т.е. между ними имеется соподчинение по высоте (Петровский, 1960).

Доля лихеносинузий, принадлежащих к названным типам ассоциирования, на всех трех участках примерно одинакова независимо

Таблица 5.9. Среднее покрытие (%) лишайников на деревьях различных участков березняка травяного, отличающихся уровнем радиоактивного загрязнения, на территории ВУРС (А, Б, В — участки, в скобках — число видов; К — основание (или комель) ствола, С — ствол)

Лишайник	Жизненная форма	А (26)		Б (22)		В (18)	
		К	С	К	С	К	С
<i>Brodoa intestiniformis</i>	Cl	1	—	—	—	—	—
<i>Bryoria simplicior</i>	Fp	1	—	1	—	—	—
<i>Cetraria sepincola</i>	Sl	1	1	1	—	—	1
<i>Cladonia botrytes</i>	Sc	1	—	1	1	—	—
<i>C. chlorophaea</i>	Sc	1	—	—	—	—	—
<i>C. coniocraea</i>	Sc	2	—	3	1	3	—
<i>C. fimbriata</i>	Sc	1	—	1	—	1	—
<i>C. gracilis</i>	Sc	1	—	—	—	—	—
<i>C. macilenta</i>	Sc	—	—	1	—	—	—
<i>C. ochrochlora</i>	Sc	1	—	1	—	—	—
<i>Evernia mesomorpha</i>	Fp	1	1	1	1	1	2
<i>Flavopunctelia soredica</i>	Sl	1	—	1	1	1	1
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	Sq	—	—	1	—	1	—
<i>Hypogymnia physodes</i>	Cl	5	1	7	4	12	10
<i>H. tubulosa</i>	Cl	1	—	—	—	—	—
<i>Lecanora pulicaris</i>	Cr	—	—	1	—	—	—
<i>L. varia</i>	Cr	—	—	—	1	—	—

Окончание таблицы 5.9

Лишайник	Жизненная форма	А (26)		Б (22)		В (18)	
		К	С	К	С	К	С
<i>Lecidea meiocarpa</i>	Cr	1	1	1	–	2	1
<i>Lepraria incana</i>	Cr	1	–	1	–	1	1
<i>Melanelia olivacea</i>	Sl	2	2	3	3	1	1
<i>Ochrolechia arborea</i>	Cr	1	–	1	1	1	–
<i>Opegrapha atra</i>	Cr	1	–	1	–	1	1
<i>Parmelia sulcata</i>	Sl	5	2	6	4	3	4
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Sl	1	–	1	–	1	–
<i>P. hyperopta</i>	Sl	1	–	–	–	–	–
<i>Physcia aiipolia</i>	Sl	–	1	–	–	–	1
<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>	Cr	1	1	–	–	–	–
<i>Usnea glabrata</i>	Fp	1	1	1	–	1	1
<i>U. hirta</i>	Fp	1	–	–	–	1	–
<i>Vulpicida pinastris</i>	Sl	1	1	1	1	1	1
Число видов	30	25	10	21	10	16	12
Встречаемость, %		100	24	100	23	100	32
Спектр жизненных форм, %	Cr	20	20	24	20	25	25
	Sq	–	–	5	–	6	–
	Sc	24	–	24	20	13	–
	Cl	12	10	5	10	6	8
	Sl	28	50	28	40	31	50
	Fp	16	20	14	10	19	17
Число лишайниковых синузий		21	10	28	10	24	13

Таблица 5.10. Встречаемость (%) лишайников на основаниях стволов берез (К), высоте груди (С) на поверхностях северной (N), восточной (E), южной (S) и западной (W) экспозиций и общая (M) в березняках ВУРС

Участок	Уровень поселения	Экспозиция				M
		N	E	S	W	
А	К	95	92	32	83	100
	С	23	1	–	5	24
Б	К	94	90	30	81	100
	С	20	7	1	13	23
В	К	92	74	20	66	100
	С	30	12	–	20	32

Таблица 5.11. Доля лишеносинузий с различным типом ассоциирования лишайников на основаниях стволов берез (К) и высоте груди (С), их суммарная встречаемость (скобки) в березняках ВУРС, %

Участок	Уровень поселения	Число лишеносинузий	Тип ассоциирования лишайников			
			грегация	агрегация	конгрегация	миксгрегация
А	К	21	19 (3.6)	10 (0.6)	19 (14.0)	52 (53.0)
	С	10	40 (2.6)	10 (1.0)	20 (1.0)	30 (2.6)
Б	К	28	21 (7.2)	4 (0.8)	14 (19.7)	61 (44.0)
	С	10	40 (3.2)	10 (0.8)	20 (2.4)	30 (4.0)
В	К	24	25 (14.0)	4 (0.5)	17 (21.0)	54 (26.5)
	С	15	39 (5.3)	–	15 (2.)	46 (9.0)

от степени радиоактивного загрязнения участка (табл. 5.11). Имеющиеся различия между участками находятся в пределах пространственного варьирования этого показателя, которые трудно связать с каким-либо внешним воздействием.

Таким образом, через 30 лет после аварии только величина удельной активности радионуклидов в слоевищах лишайников отражала уровень загрязнения участков. Другие же параметры лишенобиоты (видовой состав, комплекс лишеносинузий, степень их развития, жизнеспособность слоевищ) не выявили значимых различий между участками, отличающихся степенью радиоактивного загрязнения, и, соответственно, воздействия такого загрязнения на эти показатели.

Видимые повреждения лишайников не были выявлены и в непосредственной близости от взорвавшегося 26 апреля 1986 г. на территории Украины реактора Чернобыльской АЭС (Biazrov, 1994a, 1994b).

5.4. НАБЛЮДЕНИЯ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ЯДЕРНОМ ПОЛИГОНЕ

Советский Союз с 1949 по 1990 г. провел 715 ядерных испытаний, из которых 467 (65%) — на Семипалатинском полигоне в Казахстане (Бочаров и др., 1995). 116 взрывов были воздушные и наземные, в результате которых в окружающую среду поступило 9×10^{16} Бк ^{137}Cs (Макушев и др., 2003). Изучение видового состава лишайников было проведено мною в 1992 году в эпицентре последнего в СССР наземного (надповерхностного) испытания ядерного устройства (Бязров, 1999). Мощность дозы гамма-излучения к моменту исследования была

более 60 мкР/час, плотность загрязнения ^{137}Cs — более 23×10^{10} Бк/км², ^{90}Sr — более 11×10^{10} Бк/км², ^{239}Pu — 37×10^{10} Бк/км² (Габбасов и др., 1995). Среди загрязнителей также присутствуют ^{60}Co , $^{152/154}\text{Eu}$, ^{241}Am и другие радионуклиды, представляющие продукты деления, непрореагировавшее ядерное горючее и изотопы активационного происхождения (Макушев и др., 2003). Какова величина мощности дозы была непосредственно после испытания, мне неизвестно, но если ориентироваться на сведения об испытаниях, проведенных США в Тихом океане на атоллах Бикини и Эниветок, то не менее 2500 Р/час (Jackson, Carpenter, 1969; Welander, 1969).

На оплавленной стекловидной поверхности почвы Опытного поля, а также на остатках железобетонных сооружений в условиях высоких уровней радиации были выявлены представители 11 видов лишайников (табл. 5.12). Для их учета были заложены 100 учетных площадок по 1 м², тщательно осмотрены поверхности железобетонных блоков и плит инженерных сооружений, обломки обработанной древесины,

Таблица 5.12. Встречаемость видов лишайников (доля учетных площадок с лишайниками от общего числа площадок, в %) в эпицентре наземного (надповерхностного) ядерного взрыва

Название вида	Субстрат			
	Почва	Растительные остатки	Древесина	Железобетон
<i>Acarospora impressula</i>	–	–	–	+
<i>Aspicilia desertorum</i>	–	–	–	+
<i>Buellia punctata</i>	–	2	+	–
<i>Caloplaca cerina</i>	5	5	+	–
<i>C. geophila</i>	3	9	+	–
<i>C. vitellina</i>	–	–	–	+
<i>Candelariella vitellina</i>	5	12	+	+
<i>Endocarpon subfoliaceum</i>	1	1	–	–
<i>Lecanora hagenii</i>	–	–	+	+
<i>Peltula impressula</i>	1	1	–	–
<i>Xanthoria elegans</i>	–	–	–	+
Число видов на субстрате	5	6	5	6

Примечание: “–” — отсутствие представителей вида на субстрате; “+” — наличие представителей вида на субстратах, на которых учетные площадки не закладывали.

некогда оставленные здесь персоналом полигона. Состав видов и жизненных форм напоминает начальные стадии формирования лишайниковых группировок, установленные в степях Монголии (Бязров, 1988в). Однако наиболее близким аналогом видовому составу лишайников на стекловидной корке и почве, на железобетонных блоках и плитах обследованного участка является установленная на Ближнем Востоке (Carmel Mountains) начальная стадия послепожарной сукцессии лишайников на каменистом субстрате, где на первом этапе восстановления наиболее заметными были представители рода *Caloplaca* (Garty, 1990). Сопоставление размеров слоевищ с установленными ранее показателями скорости роста лишайников в степях Монголии (Бязров, 1988б), а также особенности их видового состава дали основания для предположения, что формирование напочвенных лишайниковых группировок здесь началось за 5–7 лет до начала наблюдений, а на железобетонных плитах — за 10–15 лет, и летом 1992 г. были зафиксированы лишь начальные стадии сукцессии лишайниковых группировок, аналогичные восстановлению лишайникового покрова после пожара.

Измерение активности радионуклидов в лишайниках, собранных непосредственно на Семипалатинском ядерном полигоне, не проводили, однако, судя по наблюдениям на аналогичном полигоне в Южной Австралии, где в 1950–1960 гг. испытывали ядерное оружие, в лишайниках р. *Dermatocarpon* на полигоне обнаружили в несколько раз больше плутония, чем в почве под ним и на окружающих участках (Ferris et al., 1995). Авторы сделали вывод, что лишайники уменьшают рассеивание частиц PuO_2 в воздухе путем включения их в ткань и удержание в гифах, а также препятствуя эрозии загрязненной почвы. Вероятно, и на Семипалатинском полигоне появившийся после испытаний лишайниковый покров играет сходную роль.

Несколько раз после испытательных взрывов радиоактивные облака распространялись далеко за пределы Семипалатинского полигона (Израэль, 1996). В конце 1990-х на юге Западной Сибири и Алтае достаточно детально изучали воздействие этого полигона как источника радиоактивного загрязнения соседних территорий (Сухоруков и др., 2000; Щербов и др., 2000; Страховенко и др., 2002). Однако концентрация ^{137}Cs как в лишайниках, так и других представителях местной биоты в исследованных районах оказалась низкой.

5.5. ПОЧЕМУ ЛИШАЙНИКИ ТОЛЕРАНТНЫ К ДЕЙСТВИЮ ВЫСОКИХ ДОЗ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ

Обоснованное ранжирование видов лишайников по степени их чувствительности к ионизирующей радиации отсутствует, исключая отдельные попытки, базирующиеся на ограниченном материале (см. 5.1.1). Пока его невозможно и сделать в силу, с одной стороны, недостатка экспериментальных данных, с другой — несравнимости имеющих, поскольку и облучатели были разные, и методы проведения опытов, экспериментальные участки также существенно отличались. В общей форме признается, что кустистые виды более чувствительны, чем листоватые, а последние чувствительнее накипных лишайников ((Woodwell, Gannutz, 1967; Woodwell, Whittaker, 1968; Gannutz, 1970). Устойчивость лишайников к ионизирующей радиации, вероятно, следствие древности этой симбиотической ассоциации организмов, которая появилась на суше, вероятно, более 400 млн. лет назад, а по некоторым данным, лишайниковоподобный тип сожительства организмов существует на Земле уже 2.5 млрд лет (Hallbauer et al., 1977). В те геологические эпохи уровень ионизирующей радиации на Земле был намного выше нынешнего, и обитавшие тогда организмы, несомненно, были к ней адаптированы. Часть этих приспособительных механизмов, свойственных предковым организмам, наверняка сохранилась и у их потомков. Например, у бионтов современных лишайников хромосомы очень небольшие, и их мало (Brodo, 1964; Jones, Platt, 1969). Согласно «принципу попадания» (Тимофеев-Ресовский и др., 1968), степень лучевого повреждения клетки тесно коррелирует с числом ионизаций в ДНК хромосом. Соответственно, число возможных ионизаций в ДНК хромосом бионтов лишайников невелико из-за их малочисленности и незначительности размеров. Кроме того, часть вторичных метаболитов, или специфических «лишайниковых веществ», вероятно, обладает радиопротекторными свойствами (Мирецкий и др., 1985). Установлено, что фенольные соединения растений участвуют в защите генетического аппарата от мутагенных воздействий, в том числе и связанных с ионизирующей радиацией (Луцик и др., 1988; Барбой, 1991). Это защита проявляется не в экранировании потока радиации, а в торможении радиационной деполимеризации растворов ДНК через регенерацию оксиароматических веществ — полифенолов. Среди вторичных метаболитов лишайников много уникальных ароматических соединений фенольной природы, обнаруженных у представителей многих видов (Huneck, 2001). С наличием этих веществ, ве-

роятно, можно связать и толерантность лишайников к действию ионизирующей радиации.

Меланиновые пигменты, возможно, также защищают диаспоры лишайников от некоторых видов излучений (McLean et al., 1998), однако при экспериментальном хроническом гамма-облучении повреждение клеток у темно окрашенных слоевищ *Melanelia subaurifera* начиналось при меньших дозах, чем у *Parmelia sulcata*, цвет талломов которого серый (Erbisch, 1978), что не позволяет однозначно оценивать радиопротекторные свойства меланинов. Правда, и дозы облучения в эксперименте были очень высокими.

Ингибиторами образования свободных радикалов в талломах могут быть и другие лишайниковые пигменты, атранорин, диварикатовая и физодовая кислоты, паннарин и другие «лишайниковые вещества». Уместно отметить, что клетки водорослей и цианобактерий, в том числе и фотобионтов лишайников, содержат пептид глутатион, а глутатионовая система играет важную роль в антирадикальных реакциях (Саванина и др., 2003; Cuny et al., 2004). Однако не следует переоценивать значение этой системы как радиопротектора, поскольку эксперименты показали, что чем ближе расположены клетки фотобионтов к поверхности слоевища, тем быстрее таллом повреждается при облучении (Gannutz, 1970).

Для объяснения природы радиоустойчивости лишайников можно выдвинуть и другие гипотезы, каждая из которых имеет право на существование, но полностью всё же не раскрывает механизмы их адаптации к действию ионизирующей радиации. Часть их совпадает с механизмами устойчивости лишайников к влиянию токсичных металлов (гл. 3). В частности, механизмом защиты клеток от токсичного действия облучателей может служить образование металлобелковых комплексов с оксалатами и хелатами, при котором происходит потеря энергии и, соответственно, уменьшается возможность ионизации. Вероятно, следует согласиться с мнением Д.М. Гродзинского (1989) об очевидной множественности таких механизмов, особенно учитывая давность появления лишайников на Земле. Следует также учитывать, что большинство имеющихся данных о степени чувствительности лишайников к ионизирующей радиации получены наблюдениями на макроуровне, когда фиксировали изменения видового состава, скорости роста, ломкости и других свойств слоевищ. Действительно, поглощенная доза в 9 кГр не вызывала визуально заметных повреждений у слоевищ *Cladina arbuscula* и *Cladonia verticillata*, а доза в 19 кГр приводила лишь к появлению коричневатого цвета у подцециев этих лишай-

ников (Erbisch, 1974). Однако изучение тех же слоевищ под микроскопом показывало, что уже при поглощенной дозе 0.9 кГр наблюдались заметные повреждения внутри талломов. И следует помнить о природе лишайникового симбиоза, который фактически представляет паразитизм гриба на фотобионте. Это означает, что в этой ассоциации фотобионт(ы) находятся в угнетенном состоянии, и дополнительное воздействие ионизирующей радиации может ускорить их гибель.

Устойчивость лишайников к ионизирующей радиации стала основанием для поиска среди «лишайниковых веществ» противоопухолевых агентов. Положительные результаты были получены в опытах, где использовались производные лишайника, барбатовая, диффрактовая, эверновая, лихестериновая, протолихестериновая, лобаровая, солориновая, нефростериновая, усниновая кислоты, другие лишайниковые метаболиты (Takai et al., 1979; Hirayama et al., 1980; Koyama et al., 1989; Demleitner et al., 1992; Pereira et al., 1994; Yamamoto et al., 1995; Ogmundsdottir et al., 1998; Ingolfssdottir et al., 2000; Huneck, 2001; Katz, 2002).

6. ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В СЛОЕВИЩАХ ЛИШАЙНИКОВ

Природную радиоактивность создают космогенные радионуклиды ^3H , ^7Be , ^{10}Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{24}Na , ^{26}Al , ^{28}Mg , ^{31}Si , ^{32}P , ^{33}P , ^{35}S , ^{38}S , ^{36}Cl , ^{38}Cl , ^{39}Ca , ^{39}Ar , ^{85}Kr , большинство которых бета-излучатели, а также радионуклиды, находящиеся в верхней оболочке Земли. К последним относятся как отдельные естественные радионуклиды с массовым числом от 40 до 204, не принадлежащие к радиоактивным семействам (^{40}K , ^{48}Ca , ^{50}V , ^{87}Rb , ^{96}Zr , ^{115}In , ^{130}Te , ^{138}La , ^{142}Ce , ^{144}Nd , ^{147}Sm , ^{176}Lu , ^{187}Re , ^{204}Pb), так и тяжелые естественные радионуклиды с порядковыми номерами ≥ 82 , образующими три радиоактивных семейства — урана, родоначальник которого ^{238}U , актиния (родоначальник ^{235}U), тория (родоначальник ^{232}Th), которые включают 17, 14 и 12 последовательно распадающихся радиоактивных изотопов, соответственно; их распады заканчиваются стабильными изотопами свинца — ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb , соответственно (см. гл. 2). Газ радон (^{222}Rn), один из альфа-излучающих продуктов распада, можно обнаружить практически в каждом здании (Исаев, 2001). Среди них есть альфа-, бета-, и гамма-излучатели. Из названных радионуклидов основной вклад в дозу облучения представителей биоты вносит ^{40}K с периодом полураспада $1.3 \cdot 10^9$ лет, который всегда содержится в организмах и является основным бета-излучающим естественным радионуклидом в биосфере (Эйзенбад, 1967; Алекахин, Равикович, 1969).

Сведения о величинах активности естественных радионуклидов в представителях биоты полезны для определения естественного фона радиоактивности. Однако в лишайниках измеряли концентрации далеко не всех из названных выше естественных радионуклидов. Их перечень не превышает 30 названий. Из изотопов космогенного происхождения в лишайниках определяли содержание ^3H , ^7Be , ^{22}Na , ^{36}Cl , причем сведения об активности ^3H , ^{22}Na , ^{36}Cl в лишайниках единичны. Напомним, что тритий — один из трех изотопов водорода, причем получен он и искусственным путем. Его обозначение — ^3H или **T**. Назову и природные изотопы водорода — протий (^1H) и дейтерий (^2H или **D**). Тритий — бесцветный газ; мягкий бета-излучатель с периодом полураспада 12.26 лет. Ядро изотопа состоит из одного протона и двух нейтронов. При соединении с кислородом воздуха **T** образует оксиды HTO и T_2O . В природе **T** образуется в верхних слоях атмосферы при взаимо-

действии нейтронов вторичного космического излучения с ядрами атомов азота, в результате которого образуются изотопы углерода и водорода. Источником трития также являются термоядерные реакции, протекающие при взрывах водородных бомб. Эти взрывы приводят к увеличению концентрации **T** в дождевой воде в 10–100 раз. Тритий — один из компонентов водородной бомбы. В промышленных условиях **T** получают облучением лития тепловыми нейтронами. Помимо применения для военных нужд, **T** используют для ионизации воздуха в промышленных установках, для снятия электростатических зарядов, для измерения толщины поверхностных пленок, в качестве радиоизотопной метки в медицине, биологии. В последнем качестве тритий еще в 1970-х использовали при изучении водообмена и в лишайниках (*Ramalina celastri* и *Peltigera polydactyla*). При этом было установлено, что мечение тритием эффективно для изучения широкого диапазона метаболических процессов, протекающих как при высоком, так и низком содержании воды в клетках (Cowan et al., 1979). Также была показана перспективность использования лишайников для мониторинга за аварийными выбросами трития в среду, поскольку в их талломах наблюдали неожиданно высокую активность окисления трития (Ichimasa et al., 1988, 1989, 1999). Радиобиологический интерес к тритию обусловлен: (1) высоким содержанием этого радиоизотопа в биосфере как следствия совместного действия природных и техногенных источников, (2) исключительно высокой скоростью включения трития в биологические процессы, (3) потенциальной радиационной опасностью для природы и человека (Романов, 1983).

В исследовании, проведенном в Центральной России, тритий был частично техногенный, поскольку образцы *Hypogymnia physodes* собирали на разном удалении от источника выбросов этого изотопа в среду (Golubev et al., 2002). Лишайники были отобраны непосредственно возле не названного источника загрязнения, а контролем служил участок в 30 км от него. Наряду со слоевищами лишайника, в этих двух точках также были взяты и пробы воздуха. Следует указать, что определение трития в объектах внешней среды основано на выделении водной фазы изучаемого объекта с последующей ее вакуумной перегонкой. Из слоевищ лишайника выделили два типа водной фазы: (1) свободную воду, т.е. влагу, поглощаемую талломом из окружающей среды, и (2) биологически связанную воду, т.е. входящую в состав тканей лишайника. Водная фаза была выделена и из проб воздуха.

Было установлено, что активность **T** в обеих водных фазах лишайника, а также воздуха вблизи источника выделения изотопа была ста-

Таблица 6.1. Средняя величина активности (Бк/л) трития в воде из слоевищ *Hypogymnia physodes* вблизи источника изотопа (источник) и на удалении 30 км от него (контроль) в одном из районов Центральной России (по: Golubev et al., 2002)

Место	Фаза воды	
	Свободная вода	Биологически связанная вода
Источник	651.	1624.
Контроль	29.3	145.5

статистически достоверно выше, чем в 30 км от него. Также активность трития в обеих точках была выше в фазе биологически связанной воды, чем в свободной воде (табл. 6.1). Сравнение данных активности Т в лишайниках с активностью трития в воздухе показало четкую корреляцию между содержанием трития в воздухе и в слоевище. Содержание Т в фазе свободной воды лишайника близко к содержанию трития в атмосферной влаге, тогда как содержание Т в биологически связанной воде лишайника заметно выше, чем содержание трития в атмосфере (Golubev et al., 2002). Авторы исследования допускают, что содержание Т в свободной воде слоевища ассоциирует с наличием трития в атмосфере в момент отбора проб, тогда как содержание Т в биологически связанной воде определяется наличием изотопа в окружающей среде в течение длительного периода, т.е. отражает историю проникновения трития в биологические объекты обследуемой местности. Есть основания для предположения, что значительная часть трития в слоевищах связана с внутриклеточным веществом, в которое этот изотоп попал в результате химических реакций фотосинтеза. Аналогичные результаты были получены и в Бургундии (Франция), где концентрация биологически связанного трития в слоевищах лишайников (*Evernia prunastri*, *Parmelia sulcata* и *Xanthoria parietina*) вблизи военного предприятия (3136–4219 Бк/кг сухого веса и 8338–10 996 Бк/л воды) была в 1000 раз выше фоновых величин (1.5–2.2 Бк/кг сухого веса и 3.1–4.8 Бк/л воды), а на расстоянии 20 км от источника — в 10–100 раз (Daillant et al., 2004). В Бретани (Франция) в 3–4 км от расположенного на побережье Атлантического океана завода по переработке радиоактивных отходов концентрация трития в слоевищах эпилитного лишайника *Ramalina siliquosa* была 10–11.5 Бк/кг сухого веса и 20.5–24.2 Бк/л воды. Там же активность ^{14}C в талломах того же вида составляла 160–192 Бк/кг, а в лишайниках из Бургундии — 95–126 Бк/кг. Хотя и тритий, и радиоуглерод накапливаются в слоевищах

лишайников в результате физиологических процессов, главным образом фотосинтеза, полученные данные дали авторам исследования сделать вывод, что лишайники лучше отражают загрязнение среды тритием, нежели радиоуглеродом (Daillant et al., 2004).

Активность ^{22}Na , период полураспада которого 2.6 лет, в лишайниках измеряли в 1964–1965 гг в Центральной Швеции и в тундрах Аляски, США. Как и у трития, у ^{22}Na в современной среде два источника — взаимодействие космического излучения с аргоном атмосферы (Новинский и др., 2004) и проведенные в атмосфере взрывы ядерных устройств. В Скандинавии удельная активность этого изотопа в слоевищах *Cladina stellaris* была 1.3 Бк/кг сухого веса (Mattsson, 1972), а в Северной Америке, где объектами изучения были представители *Cetraria islandica*, *Cladina stellaris*, *Flavocetraria cucullata*, эта величина была около 1.1 Бк/кг сухого веса (Hanson et al., 1967).

Содержание ^{36}Cl , образующегося в атмосфере под воздействием космических лучей, измеряли в образцах эпифита *Parmelia sulcata*, собранных в 1990 г. в районах, загрязненных радиоактивными выпадениями вследствие аварии на Чернобыльской АЭС (Белоруссия — Брагин, Россия — Новозыбков, Украина — Овруч). Удельная активность этого изотопа в слоевищах лишайника была крайне низкая: 32×10^{-3} Бк/кг сухого веса в пробах из Брагина, 13.7×10^{-3} Бк/кг сухого веса — из Новозыбкова, и 6.5×10^{-3} Бк/кг сухого веса — из Овруча (Chant et al., 1996). Однако период физического полураспада этого изотопа довольно продолжительный — 3.1×10^5 лет.

Среди радионуклидов космогенного происхождения наиболее часто в слоевищах лишайников измеряли концентрации ^7Be , период полураспада которого 53.29 суток. Доступные данные характеризуют активность этого изотопа в лишайниках Европы, собранных главным образом на территории Австрии (табл. 6.2). Также имеются сведения о содержании ^7Be в лишайниках из Швеции и Франции (см. также табл. 10.1 и 10.2). Величина удельной активности варьирует в широких пределах — от 15 до 1813 Бк/кг сухого веса, причем и в пределах одного региона различия этого показателя в измеренных образцах довольно велики: 15–204 — в Швеции, <19–1813 — в Австрии, 68–513 — во Франции. Имеющиеся данные не позволяют выявить статистически достоверные различия по этому показателю между лишайниками разных видов и жизненных форм. Можно отметить лишь тенденцию, что удельная активность ^7Be в образцах, собранных на высоте более 2000 м над уровнем моря, имеет более высокие величины, чем в лишайниках, собранные в местообитаниях на меньшей высоте.

Удельная активность ^{40}K в слоевищах лишайников планеты — от <4 до 9350 Бк/кг (табл. 6.2). Этот естественный радионуклид вносит основной вклад в природную радиоактивность организмов, причем у сосудистых растений его доля в их радиоактивности выше, чем у мохообразных и лишайников (Гродзинский, 1960). Как уже отмечалось (гл. 2), существует определенное соотношение между радиоактивным ^{40}K и стабильным K. Расчетная активность ^{40}K равна 0.03144 Бк/мг стабильного K (Wolterbeek et al., 2004). Имеющиеся данные об удельной активности ^{40}K в лишайниках не позволяют выявить четких зависимостей величин активности этого радионуклида от жизненной формы лишайников, региона, абсолютной высоты. Можно выделить высокие значения удельной активности ^{40}K в слоевищах лишайников, собранных на Украине как непосредственно вблизи Чернобыльской АЭС, так и в десятках и сотнях километров от нее. Возможно, столь высокое содержание ^{40}K в лишайниках этой территории — следствие продолжительного выгорания материалов, применявшихся после аварии для уменьшения выбросов ядерного топлива, и аккумуляирования образовавшихся летучих продуктов в телах лишайников. Составной частью этих материалов мог быть и калий. Очень высокие величины активности ^{40}K были измерены в образцах из Австрии — до 2400 Бк/кг (Hoffman et al., 1993), Джорджии (США) — до 2220 Бк/кг (Plummer, Helseth, 1965). Эти значения вызывают вопросы, поскольку в публикациях других авторов (Eckl et al., 1984, 1984a; Heinrich et al., 1999) для лишайников Австрии приводятся на порядок меньшие величины активности этого радионуклида.

Поведение тяжелых радионуклидов в талломах лишайников анализируется во многих публикациях. Большинство авторов собирали материал в местах добычи урана (Beckett et al., 1982; Boileau et al., 1982; Nieboer et al., 1982; Looney et al., 1985; Fahsel et al., 1995) или в районах с высоким уровнем естественной радиоактивности (Mahon, 1982; Sheard, 1986a, 1986b; McLean et al., 1998); другие проводили экспериментальные исследования (Boileau et al., 1985a, 1985b; Richardson et al., 1985; Fahsel, 1997; Trembley et al., 1997; Haas et al., 1998). Например, было установлено, что наибольшее поглощение урана из раствора слоевищами *Peltigera membranacea* происходило при pH = 4.5 за 24 часа (Haas et al., 1998). Показано, что концентрация урана в лишайниках отражает его содержание в субстрате (Sheppard, Thibault, 1984), наличие его в воздухе (Golubev et al., 2003). Была установлена сильная степень связи концентрации урана с концентрацией свинца в пробах всех видов лишайников и мохообразных во всех обследован-

Таблица 6.2. Удельная активность (Бк/кг сухого веса) ^7Be и ^{40}K в слоевищах лишайников

Лишайник	Время отбора проб	Место отбора проб	Источник данных	^7Be	^{40}K
<i>Cladina rangiferina</i>	1946	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973		26
<i>Cladina stellaris</i>	1946	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973		27
Лишайники, смесь (?)	1991	Россия, Ледовитый океан, арх. Земля Франца-Иосифа, о. Нансена	Матишов и др., 1994б		149
Лишайники, смесь (?)	1991	Россия, Ледовитый океан, арх. Земля Франца-Иосифа, о. Букера	Матишов и др., 1994б		130; 246
Лишайники, смесь (?)	1991	Россия, Ледовитый океан, арх. Земля Франца-Иосифа, о. Мейбелл	Матишов и др., 1994б		146
Лишайники, смесь (?)	1991	Россия, Баренцево море, арх. Новая Земля	Матишов и др., 1994б		135–319
Лишайники, смесь (?)	1992	Россия, Кольский п-ов, восток	Матишов и др., 1994б		74–202
Лишайники, смесь (?)	1992	Россия, Кольский п-ов, восток	Матишов и др., 1994б		172–284
<i>Cladina mitis</i> + <i>C. rangiferina</i>	1992 (7)	Россия, Кольский п-ов	Матишов и др., 1994б		550–860
<i>Cladina stellaris</i>	1992 (7)	Россия, Кольский п-ов	Матишов и др., 1994б		100–1370
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1992 (7)	Россия, Кольский п-ов	Матишов и др., 1994б		620–1200
<i>Cladina mitis</i> + <i>C. rangiferina</i>	1992 (7)	Россия, Баренцево море, о. Б. Олений	Матишов и др., 1994б		700
<i>Cladina mitis</i> + <i>C. rangiferina</i>	1992 (7)	Россия, Баренцево море, о. Харлов	Матишов и др., 1994б		304
<i>Umbilicaria muehlenbergii</i>	1992 (7)	Россия, Баренцево море, о. Харлов	Матишов и др., 1994б		563
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1992 (7)	Россия, Баренцево море, арх. Новая Земля	Матишов и др., 1994б		503
Кустистые лишайники	1992 (7)	Россия, Баренцево море, арх. Новая Земля	Матишов и др., 1994б		567

Продолжение таблицы 6.2

Лишайник	Время отбора проб	Место отбора проб	Источник данных	^7Be	^{40}K
<i>Cetraria + Cladonia stellaris</i>	1992 (7)	Россия, Мурманская обл.	Матишов и др., 1994б		781
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1992 (7)	Россия, Баренцево море, о. Вайгач	Матишов и др., 1994б		797
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1992 (7)	Россия, Баренцево море, о. Долгий	Матишов и др., 1994б		934
Мхи + лишайники	1992 (7)	Россия, Баренцево море, о. Колгуев	Матишов и др., 1994б		726
Лишайники, смесь	1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Любашевский и др., 1993, 1995		28–511
<i>Cladonia mitis</i>	1989 (1)	Украина, 1.5 км от ЧАЭС	Собственные материалы		626
<i>Cladonia crispata</i>	1989 (1)	Украина, 7 км от ЧАЭС	Собственные материалы		380
<i>Cladonia mitis</i>	1989 (1)	Украина, 12–13 км от ЧАЭС	Собственные материалы		874
<i>Hypogymnia physodes</i>	1989 (1)	Украина, 37 км от ЧАЭС	Собственные материалы		935
<i>Cladonia mitis</i>	1989 (1)	Украина, 37 км от ЧАЭС	Собственные материалы		159
<i>Cladonia crispata</i>	1989 (1)	Украина, 37 км от ЧАЭС	Собственные материалы		190
<i>Cladonia furcata</i>	1991	Украина, ок. 70 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		518
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Украина, ок. 70 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		266–407
<i>Cetraria islandica</i>	1991	Украина, ок. 70 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		999
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Украина, ок. 75 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		218
<i>Cladonia rangiferina</i>	1991	Украина, ок. 75 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		355
<i>Cladonia furcata</i>	1991	Украина, ок. 75 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		296
<i>Cladonia uncialis</i>	1991	Украина, ок. 75 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		444
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Украина, ок. 100 км от ЧАЭС на ЮЗ	Кондратюк и др., 1993		41–274
<i>Cladonia rangiferina</i>	1991	Украина, ок. 100 км от ЧАЭС на ЮЗ	Кондратюк и др., 1993		52
<i>Cladonia crispata</i>	1991	Украина, ок. 100 км от ЧАЭС на ЮЗ	Кондратюк и др., 1993		355
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Украина, ок. 100 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		196

Продолжение таблицы 6.2

Лишайник	Время отбора проб	Место отбора проб	Источник данных	⁷ Be	⁴⁰ K
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Украина, ок. 140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		333–851
<i>Cladonia rangiferina</i>	1991	Украина, ок. 140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		115–925
<i>Cladonia rangiformis</i>	1991	Украина, ок. 140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		481–555
<i>Cladonia incialis</i>	1991	Украина, ок. 140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		518–555
<i>Cladonia chlorophaea</i>	1991	Украина, ок. 140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		1221
<i>Cetraria islandica</i>	1991	Украина, ок. 140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		518
<i>Hypogymnia physodes</i>	1991	Украина, ок. 140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993		1406
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Украина, ок. 170 км от ЧАЭС на запад	Кондратюк и др., 1993		318
<i>Cladonia uncialis</i>	1991	Украина, ок. 170 км от ЧАЭС на запад	Кондратюк и др., 1993		407
<i>Cladonia gracilis</i>	1991	Украина, ок. 200 км от ЧАЭС на запад	Кондратюк и др., 1993		244
<i>Cladonia furcata</i>	1991	Украина, ок. 200 км от ЧАЭС на запад	Кондратюк и др., 1993		26
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Украина, ок. 200 км от ЧАЭС на запад	Кондратюк и др., 1993		307
<i>Hypogymnia physodes</i>	1989, 1994	С3 Польша, Августовская пуца	Кrawczyk, Krawczyk, 2001		64–66
<i>Evernia prunastri</i>	1989, 1992, 1994	С3 Польша, Августовская пуца	Кrawczyk, Krawczyk, 2001		50–69
<i>Platismatia glauca</i>	1989, 1994	С3 Польша, Августовская пуца	Кrawczyk, Krawczyk, 2001		46–52
<i>Ramalina farinacea</i>	1989, 1992, 1994	С3 Польша, Августовская пуца	Кrawczyk, Krawczyk, 2001		43–64

Продолжение таблицы 6.2

Лишайник	Время отбора проб	Место отбора проб	Источник данных	⁷ Be	⁴⁰ K
<i>Parmelia sulcata</i>	1994	СЗ Польша, Августовская пуца	Кравчук, Кравчук, 2001		50–54
<i>Cladonia rangiferina</i>	1992	СЗ Польша, Августовская пуца	Кравчук, Кравчук, 2001		39
<i>Parmeliaceae</i>	1998	Польша, Люблин	Chibowski, Reszka, 2001		4–111
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1984–1986, 1988–1989	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993		900–2000
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1984–1986, 1988–1989	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993		40–700
<i>Cetraria islandica</i>	1984–1986, 1988–1989	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993		100–900
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1984–1986, 1988–1989	Австрия, 2200 м	Hofmann et al., 1993		800–2000
<i>Cladonia arbuscula</i>	1984–1986, 1988–1989	Австрия, 1900 м	Hofmann et al., 1993		100–900
<i>Cladonia phylophora</i>	1984–1986	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		100–300
<i>Cladonia rangiferina</i>	1984–1986	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		600–1600
<i>Evernia prunastri</i>	1984–1986, 1988–1989	Австрия, 800 м	Hofmann et al., 1993		200–300
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984–1986, 1988–1989	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993		200–2300
<i>Platismatia glauca</i>	1984–1986, 1988–1989	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993		200–1600
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1984–1986, 1989	Австрия, 1300–1500 м	Hofmann et al., 1993		40–2400
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (8)	Австрия, 1600–1700 м	Hofmann et al., 1993		100–1000

Продолжение таблицы 6.2

Лишайник	Время отбора проб	Место отбора проб	Источник данных	⁷ Be	⁴⁰ K
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985–1986	Австрия, 2000 м	Hofmann et al., 1993		200–900
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (9)	Австрия, 700–1000 м	Hofmann et al., 1993		200–300
<i>Cladonia rangiferina</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		1600
<i>Cladonia mitis</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		600
<i>Cetraria islandica</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		400
<i>Cladonia phyllophora</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		300
<i>Cladonia squamosa</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		100
<i>Cladonia furcata</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		400
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		200
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986, 1988	Австрия, Грац, 1200 м	Heinrich et al., 1989a		122–126
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986–1987	Австрия, Вайнебене	Heinrich et al., 1989c		118–122
<i>Cladonia rangiferina</i>	1987 (8)	Австрия, Герцогберг	Heinrich et al., 1989b		92
<i>Cetraria islandica</i>	1977 (7)	Австрия, Штирия, 2000 м	Heinrich et al., 1999		105
<i>Cetraria islandica</i>	1986 (9)	Австрия, Штирия, 1700 м	Heinrich et al., 1999		107
<i>Cetraria islandica</i>	1986 (10)	Австрия, Штирия, 2000 м	Heinrich et al., 1999		244
<i>Hypogymnia physodes</i>	1983–1986	Австрия, Штирия, 1040–1660 м	Heinrich et al., 1999		103–310
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984 (7)	Австрия, Штирия, 444 м	Heinrich et al., 1999		128
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1983–1988	Австрия, Штирия, 1600–1750 м	Heinrich et al., 1999		98–192
<i>Cladonia carneola</i>	1981 (10)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984a		30
<i>Cladonia furcata</i>	1979–1981	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984		52–220
<i>Cladonia gracilis</i>	1981 (10)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984a		11
<i>Cladonia rangiferina</i>	1982 (7)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984	326	
<i>Cetraria islandica</i>	1980, 1982	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984		11–19

Продолжение таблицы 6.2

Лишайник	Время отбора проб	Место отбора проб	Источник данных	⁷ Be	⁴⁰ K
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1982, 1980	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984	144	11–20
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984	869	
<i>Cetraria islandica</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984	644	
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984	721	
<i>Cladonia mitis</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984	866	
<i>Stereocaulon</i> sp.	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984	518	
<i>Peltigera aphthosa</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984	832	
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984	855	
<i>Cetraria ericetorum</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986	1165	<7
<i>Cetraria islandica</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986	640	<4
<i>Cetraria cetrarioides</i>	1982 (2)	Австрия	Eckl et al., 1986	240	30
<i>Cladonia furcata</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986	518–540	<4–52
<i>Lasallia pustulata</i>	1979–1980, 1982	Австрия	Eckl et al., 1984, 1986	<19–74	30–285
<i>Cladonia rangiferina</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986	740	<4
<i>Hypogymnia physodes</i>	1980 (7)	Австрия	Eckl et al., 1986	<19–522	<7–26
<i>Parmelia saxatilis</i>	1979 (12)	Австрия	Eckl et al., 1986	<19	244
<i>Parmelia sulcata</i>	1982 (2)	Австрия	Eckl et al., 1986	<41	<11
<i>Peltigera canina</i>	1981 (10)	Австрия	Eckl et al., 1986	474	56
<i>Platismatia glauca</i>	1980 (7)	Австрия	Eckl et al., 1986	<19–392	<7–19
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1980–1982	Австрия	Eckl et al., 1986	<19–348	<4–19
<i>Umbilicaria deusta</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986	1813	<11
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1979 (11)	Австрия	Eckl et al., 1986	59	462

Продолжение

таблицы 6.2

Продолжение таблицы 6.2

Лишайник	Время отбора проб	Место отбора проб	Источник данных	⁷ Be	⁴⁰ K
<i>Evernia prunastri</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		50-71
<i>Cladonia furcata</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		90
<i>Hurogymnia physodes</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		65
<i>Aparxychia ciliaris</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		95
<i>Ramalina fraxinea</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		71-121
<i>Cladonia convoluta</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		49-75
<i>Cladonia rangiformis</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		54
<i>Xanthoria parietina</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		135
<i>Physcia</i> spp.	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		118
<i>Collema</i> spp.	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		92
<i>Parmelina tiliacea</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989		83
<i>Evernia prunastri</i>	2000 (5)	Турция, запад, 1000 м	Egilli et al., 2003		<170
<i>Parmelia sulcata</i>	2000 (5)	Турция, запад, 1000 м	Egilli et al., 2003		<170
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	2000 (5)	Турция, запад, 250 м	Egilli et al., 2003		<170
<i>Ramalina farinacea</i>	2000 (7)	Турция, запад, 550 м	Egilli et al., 2003		710
<i>Xanthoria parietina</i>	2000 (5)	Турция, запад, 10 м	Egilli et al., 2003		<170
<i>Cladonia stellaris</i>	1970	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b	15-204	
<i>Flavocetraria nivalis</i>	2000-2002	Норвегия, арх. Шпицберген	Dowdall et al., 2003		57
<i>Dactylina arctica</i>	1982 (7-8)	Канада, СЗТ, оз. Baker	Kershaw et al., 1989		43.0
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1982 (7-8)	Канада, СЗТ, оз. Baker	Kershaw et al., 1989		45.5
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1982 (7-8)	Канада, СЗТ, оз. Baker	Kershaw et al., 1989		38.9
<i>Cladonia</i> spp. + <i>Cetraria</i> spp.	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967		18

Окончание таблицы 6.2

Лишайник	Время отбора проб	Место отбора проб	Источник данных	⁷ Be	⁴⁰ K
<i>Flavocetraria sicullata</i> , <i>Cetraria islandica</i>	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967		9
<i>Cladonia stellaris</i>	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967		8
<i>Cladonia rangiferina</i>	1967–1968	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		52–168
<i>Cladonia stellaris</i>	1967–1968	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		48–110
<i>Stereosaulon paschale</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		110
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		100
<i>Thamnolia vermicularis</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		89
<i>Peltigera canina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		106
Лишайники, смесь	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		127
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1962–1964	США, Джорджия	Plummer, Helseth, 1965		1924–2220
<i>Usnea antarctica</i>	1986, 1988, 1992	Антарктика, о-ва Кинг-Джордж, Нельсон, Ди, Элефант	Godoy et al., 1998		<42–91
<i>Ramalina tevelorata</i>	1992 (11)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Godoy et al., 1998		99
<i>Caloplaca vegalis</i>	1992 (11)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Godoy et al., 1998		109
<i>Leptogium pubevulum</i>	1992 (11)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Godoy et al., 1998		142
<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	1988 (1)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Mietelski et al., 2000		60–70
<i>Usnea antarctica</i>	1988, 1996	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Mietelski et al., 2000		50–220
<i>Usnea antarctica</i>	1988–1989	Антарктика, берег моря Росса, Земля Виктории	Triulzi et al., 1991		329
<i>Candelariella vitellina</i> , <i>Lepraria</i> sp., мхи	1988–1989	Антарктика, берег моря Росса, Земля Виктории	Triulzi et al., 1991		907

ных местах возле урановых рудников и невысокая корреляция между концентрацией урана и концентрацией или железа, или титана, или никеля (Voileau et al., 1982). Измеряли в лишайниках и концентрации тяжелых естественных радионуклидов с порядковыми номерами ≥ 82 , образующими три радиоактивных семейства — тория, родоначальник которого ^{232}Th , актиния (родоначальник ^{235}U), урана (родоначальник ^{238}U). Доступные сведения об удельной активности таких радионуклидов в лишайниках из разных регионов обобщены в таблицах 6.3 и 6.4, причем табл. 6.3 содержит данные об изотопах, активность которых в слоевищах определялась всего лишь в одном-двух регионах, тогда как в табл. 6.4 сгруппированы данные об активности того или иного изотопа в лишайниках из нескольких регионов или за многолетний период.

В табл. 6.3 содержатся сведения об удельной активности короткоживущих тяжелых радионуклидов, представляющих радиоактивные семейства тория (^{208}Tl , ^{212}Bi , ^{212}Pb , ^{224}Ra , ^{228}Ac) и урана (^{214}Bi , ^{214}Pb , ^{234}Th). Период их полураспада от 3.05 мин. (^{208}Tl) до 24.1 суток (^{234}Th). Поскольку доступные данные об активности этих радиоизотопов единичны, их измерения были проведены в лишайниках лишь из двух регионов, делать какие-либо однозначные заключения об особеннос-

Таблица 6.3. Удельная активность (Бк/кг) некоторых естественных радионуклидов в лишайниках

Лишайник	Год	Местонахождение	Источник данных	Изотопы							
				^{208}Tl	^{212}Pb	^{212}Bi	^{214}Bi	^{214}Pb	^{224}Ra	^{228}Ac	^{234}Th
Лишайники	1992	Россия, Мурманская обл., восток	Магишов и др., 1994б	3–9	7–23	20–29	4	3–58		2–20	
Мхи + лишайники	1992	Россия, Баренцево море, арх. Новая Земля	Магишов и др., 1994б	17	34		52	114		27	165
Мхи + лишайники	1992	Россия, Баренцево море, о. Долгий	Магишов и др., 1994б	15	28		90	131			
Parmeliaceae	1998	Польша, Люблин	Chibowski, Reszka, 2001				5–78	6–64	0.5–122		10–477

тях накопления этих радионуклидов лишайниками невозможно. Можно говорить лишь о значительной амплитуде величин удельной активности радионуклидов в представителях одного семейства лишайников в пределах даже одного региона (Chibowski, Reszka, 2001). Кроме того, в бассейне Баренцева и Карского морей смешанные образцы мхов и лишайников, собранные вблизи испытательного ядерного полигона на южном острове архипелага Новая Земля, имели несколько более высокие величины удельной активности названных радионуклидов, чем образцы из других пунктов этой территории (Матишов и др., 1994б).

В таблице 6.4 приведены данные об удельной активности тяжелых естественных радионуклидов, принадлежащих к семействам тория (^{228}Ra , ^{228}Th , ^{232}Th), актиния (^{235}U), урана (^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{234}U , ^{238}U). В сравнении с табл. 6.3, это более долгоживущие радионуклиды — период их физического полураспада от нескольких миллиардов лет (^{232}Th , ^{238}U) до 138 суток (^{210}Po). Период физического полураспада ^{232}Th равен 1.4×10^{10} лет. В колебаниях его содержания (от 0.3 до 448 Бк/кг) в слоевищах лишайников разных видов и жизненных форм из различных регионов трудно установить какую-либо закономерность (табл. 6.4). Даже в регионе Польши, где отмечена самая высокая величина удельной активности ^{232}Th в лишайниках (представители семейства *Parmeliaceae*), размах измеренных величин от 23 до 448 Бк/кг (Chibowski, Reszka, 2001). Однако можно отметить, что с удалением от уранового рудника концентрация тория в нижних, более старых частях слоевищ *Cladina mitis* уменьшается, тогда как в верхних, более молодых частях талломов такое снижение содержания ^{232}Th не столь очевидно (Fahselt et al., 1995). Удельная концентрация другого изотопа ториевого семейства ^{228}Ra , период физического полураспада которого 5.75 лет, в лишайниках варьирует от <1 до 703 Бк/кг (табл. 6.4). Самые высокие величины активности ^{228}Ra (более 100 Бк/кг) были измерены в образцах из Украинского Полесья (Кондратюк и др., 1993). К тому же радиоактивному семейству тория относится и ^{228}Th , период физического полураспада которого 1.9131 лет. Амплитуда опубликованных доступных величин удельной активности этого изотопа в лишайниках от 0.2 до 72 Бк/кг (табл. 6.4). Максимальные значения активности ^{228}Th были измерены в слоевищах *Parmelia sulcata*, собранных вблизи тепловой электростанции во Франции (Kirchner, Daillant, 2002).

Чаще других в лишайниках определяли активности ^{210}Pb и ^{210}Po . Период полураспада ^{210}Pb 21.8 лет, а его дочерним продуктом является только что упомянутый ^{210}Po . Этот радиоактивный урановый ряд заканчивается стабильным ^{206}Pb . Однако равновесие между ^{210}Po и его

Продолжение таблицы 6.4

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Изотопы										
				²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²²⁸ Th	²³² Th	²³⁴ U	²³⁵ U	²³⁸ U		
<i>Cladina</i> spp.	1966– 1972	Россия, Якутия	Нижников и др., 1973; Ермолаева- Маковская, Литвер, 1978; Троицкая и др., 1980	144– 248	226– 273	11		8						
<i>Cladina</i> spp.	1968 (4)	Россия, п-ов Чукотка	Нижников и др., 1973; Ермолаева- Маковская, Литвер, 1978; Троицкая и др., 1980	124– 366	124– 366	14		3						
<i>Cladina stellaris</i> + <i>Flavocetraria</i> <i>sucullata</i>	1900	Россия, Ленинградская обл.	Троицкая и др., 1971	544										
<i>Cladina stellaris</i> + <i>Flavocetraria</i> <i>sucullata</i>	1900– 1945	Россия, Ленинградская обл.	Троицкая и др., 1971	762										
<i>Cladina stellaris</i> + <i>Flavocetraria</i> <i>sucullata</i>	1958– 1966	Россия, Ленинградская обл.	Троицкая и др., 1971	311										
<i>Flavoparmelia</i> <i>sarperata</i>	1987	Россия, Сочи, 600 м	Собственные материалы	2031	692	4.3			1.1					
<i>Ramalina</i> <i>farinacea</i>	1987	Россия, Сочи, 600 м	Собственные материалы	212	39	22.2			1.1					
<i>Lobaria</i> <i>pulmonaria</i>	1987	Россия, Сочи, пос. Красная Поляна, 600 м	Собственные материалы	122	42				0.3					

Продолжение таблицы 6.4

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Изотопы									
				²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²²⁸ Th	²³² Th	²³⁴ U	²³⁵ U	²³⁸ U	
<i>Hypogymnia physodes</i>	1987	Россия, Сочи, пос. Красная Поляна, 600 м	Собственные материалы	1210	112	0.8				0.7			
<i>Usnea</i> sp.	1987	Россия, Сочи, пос. Красная Поляна, 600 м	Собственные материалы	1029	359					1.4			
<i>Lobaria pulmonaria</i>	1987	Абхазия, оз. Рица, 1000 м	Собственные материалы	381	74	6.0				1.8			
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1987	Абхазия, оз. Рица, 1000 м	Собственные материалы	1406	699	1.6				2.0			
<i>Cetraria cetrarioides</i>	1987	Абхазия, оз. Рица, 1000 м	Собственные материалы	224	71								
<i>Usnea</i> sp.	1987	Абхазия, оз. Рица, 1000 м	Собственные материалы	607	149	3.1				1.6			
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Украина, ок.140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993				63/ 185						
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Украина, ок.140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993				126/ 37/32						
<i>Cladonia rangiferina</i>	1991	Украина, ок.140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993				307						
<i>Cladonia furcata</i>	1991	Украина, ок.70 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993			44							
<i>Cladonia furcata</i>	1991	Украина, ок.70 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993				370						
<i>Cetraria islandica</i>	1991	Украина, ок.70 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993				703						

Продолжение таблицы 6.4

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Изотопы													
				²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²²⁸ Th	²³² Th	²³⁴ U	²³⁵ U	²³⁸ U					
<i>Cladina mitis</i>	1957	Норвегия, арх. Шпицберген, юг	Jaworowski, 1966	52													
<i>Cladina rangiferina</i>	1957	Норвегия, арх. Шпицберген, юг	Jaworowski, 1966	85													
<i>Cladina mitis</i>	1958– 1960	Норвегия, арх. Шпицберген, юг	Jaworowski, 1966	233– 296													
<i>Cladina mitis</i>	1965	Норвегия, арх. Шпицберген, юг	Jaworowski, 1966	385– 496													
<i>Flavocetraria nivalis</i>	2000– 2002	Норвегия, арх. Шпицберген	Dowdall et al., 2003			<20				20							<18
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988– 1991	Словения	Jeran et al., 1995	550– 674		6–13											
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988– 1991	Словения	Jeran et al., 1995	625– 1904		59– 279											
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988– 1991	Словения	Jeran et al., 1995	712– 1021		13–54											
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988– 1991	Словения	Jeran et al., 1995	175– 348		12–24											
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988– 1991	Словения	Jeran et al., 1995	474– 1089		14–57											
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988– 1991	Словения	Jeran et al., 1995	916– 1004		8											
<i>Melanelia exasperatula</i>	1999	Сербия, Косово, Врановац	Sansone et al., 2001									0.6	6.4	2.0 (3.6)			
<i>Melanelia exasperatula</i>	1999	Сербия, Косово, Рзниц	Sansone et al., 2001									6.3	3.9	39.4 (27.4)			

материнским нуклидом ^{210}Pb , а также между стабильным свинцом и названными радионуклидами, как это было установлено для планктона (Черри, 1968), в лишайниках наблюдается далеко не всегда. Так, в финской части Лапландии величина отношения между этими радиоизотопами в лишайниках варьировала от 0.92 до 0.28 (Kauranen, Miettinen, 1967; Persson, 1970), а на Западном Кавказе — от 0.1 до 0.5 (Адамова, Бязров, 1991; Бязров, 2002). Амплитуда колебаний величин удельной активности ^{210}Pb от <4 до 2031 Бк/кг, а ^{210}Po — от 39 до 713 Бк/кг (табл. 6.4). Вероятно, отсутствие равновесия между ^{210}Po и материнским ^{210}Pb можно объяснить недостатками методов сбора образцов, их подготовки к измерениям, другими причинами.

Я не решаюсь устанавливать какие-либо закономерности распределения ^{210}Po , ^{210}Pb в слоевищах лишайников в зависимости от местообитания, жизненной формы или вида. Но совершенно определенно можно утверждать, что в сравнении с сосудистыми растениями лишайники, как правило, выступают как концентраторы этих тяжелых радионуклидов, уступая почве. Так, на Западном Кавказе лишь слоевища мха *Neckera* sp. показывали сходное с лишайниками содержание анализируемых тяжелых радионуклидов (Адамова, Бязров, 1991; Бязров, 2002).

Многолетние наблюдения за динамикой содержания ^{210}Pb в слоевищах лишайников, в том числе и измерения в исторических образцах, не выявили четких зависимостей величин удельной активности этого естественного радиоизотопа от сезона отбора проб или исторического периода (табл. 6.4). Так, в образцах кустистых лишайников из Ленинградской области, собранных до 1900 г., активность ^{210}Pb была 544 Бк/кг, в 1900–1945 гг. — 762 Бк/кг, а в 1958–1966 гг., т.е. в период интенсивных испытаний ядерного оружия в атмосфере, — 311 Бк/кг (Троицкая и др., 1971; Ермолаева-Маковская, Литвер, 1978). Аналогичные данные были получены и на Аляске, что дало основание для заключения об отсутствии связи между концентрациями ^{210}Pb и ^{210}Po в представителях биоты и ядерными испытаниями в атмосфере (Blanchard, Moore, 1970).

Сравнение величин удельной активности ^{210}Pb и ^{210}Po в представителях разных групп растений и в лишайниках, собранных из достаточно контрастных местообитаний в Канаде, показало, что эти радиоизотопы имеют более высокие статистически достоверные показатели активности в лишайниках и мохообразных, в сравнении с сосудистыми растениями, но различия величин их удельной активности между образцами из разных местообитаний не достоверны (Sheard, 1986b).

Из других радионуклидов семейства урана в лишайниках чаще всего определяли содержание ^{226}Ra . Период его физического полураспада 1608 лет. Амплитуда величин удельной активности этого радионуклида в слоевищах лишайников — от 0.4 до 388 Бк/кг (табл. 6.4). Содержание другого изотопа этого семейства ^{234}U , период физического полураспада которого составляет 245 000 лет, в лишайниках определяли редко. Измеренные величины удельной активности ^{234}U в слоевищах лишайников — от 0.6 до 14.4 Бк/кг (табл. 6.4). Количественные показатели родоначальника уранового семейства ^{238}U , период физического полураспада которого 4.5 млрд. лет, в лишайниках определяли как в величинах удельной активности, которые показаны в таблице 6.4, так и в величинах удельной концентрации, причем количество последних измерений значительно больше. Значения удельной концентрации урана легко перевести в величины удельной активности, поскольку активность 1 г ^{238}U составляет 12300 Бк (Тяжелые..., 1990). Однако при переводе величин удельной концентрации природного урана в значения удельной активности необходимо учитывать, что в природном уране 99.2745% массы приходится на изотоп ^{238}U , 0.72% — на изотоп ^{235}U , родоначальника радиоактивного семейства актиния, и 0.0054% — на изотоп ^{234}U . Период физического полураспада ^{235}U составляет 703.8 млн лет. Доступные данные об удельной активности ^{238}U в лишайниках имеют значительную амплитуду величин — от 2 до 1591 Бк/кг (табл. 6.4), а если преобразовать значения удельной концентрации урана в удельную активность, то у вентиляционного отверстия уранового рудника в Канаде активность ^{238}U в слоевищах *Cladina rangiferina* достигала 1857.3 Бк/кг (Boileau et al., 1982a). Содержание урана в лишайниках тесно коррелирует с наличием ^{238}U в окружающей среде — при удалении от источника урана (рудник, вулкан, электростанция и др.) концентрация урана в слоевищах достоверно снижается (Gough, Erdman, 1977; Beckett et al., 1982; Boileau et al., 1982, 1985a, 1985b; Sheard, 1986b; Fahselt et al., 1995; Dongarra, Varrica, 1998; Varrica et al., 2000; Golubev et al., 2003). Значительное снижение содержания ^{238}U в лишайниках рода *Cladina* наблюдалось уже через несколько лет после прекращения добычи урана на ряде рудников в Канаде (Fahselt et al., 1995; Trembley et al., 1997).

7. УРАН-235 В БОЕГОЛОВКАХ СНАРЯДОВ И В ЛИШАЙНИКАХ (ЛИХЕНОИНДИКАЦИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ КОНФЛИКТА В КОСОВО)

Доступные сведения о содержании урана-235 в лишайниках известны лишь в связи с конфликтом в 1999 г. на территории Югославии. Средства массовой информации сообщали, что в ходе боевых действий в Югославии войска НАТО использовали снаряды, боеголовки которых содержали обедненный (или слабо обогащенный) уран. Причиной имевших затем случаев заболевания ряда военнослужащих, участвовавших в этом конфликте, некоторые из них стали называть факт применения именно таких снарядов. Для оценки возможного риска таких заболеваний и степени загрязнения среды учреждения ООН по охране окружающей среды, а также Международное агентство по атомной энергии, ряд других заинтересованных международных и национальных ведомств провели обследование территории Косово, где использовались снаряды с боеголовками из обедненного (слабо обогащенного) урана (Durante, Pugliese, 2002; Danesi et al., 2003). Впервые же такие снаряды (около 300 тонн) войска США применили в 1991 г. в Ираке (Giannardi, Dominici, 2003). Были сообщения об их использовании при оккупации этой страны воинскими контингентами США и Великобритании в 2003 г.

Как известно, уран (U), элемент № 92 в Периодической системе элементов Д.И. Менделеева, является частью земной коры, и участвует в образовании примерно 100 минералов. Средняя концентрация элемента в земной коре около 3 мг/кг. Как было показано в предшествующих главах (2 и 6), в природе уран представлен тремя изотопами: ^{238}U (99.2745% массы урана, с периодом полураспада 4.468×10^9 лет и активностью 123×10^5 Бк/кг), ^{235}U (0.72% массы, с периодом полураспада 7.038×10^8 лет и активностью 8×10^7 Бк/кг), и ^{234}U (0.0054% массы, с периодом полураспада 2.445×10^5 лет и активностью 23×10^{10} Бк/кг). Природный уран — источник альфа-, бета-, и гамма-излучения.

Уран добывают и широко используют для гражданских и военных целей (Betti, 2003; Bleise et al., 2003; Giannardi, Dominici, 2003). «Обогащенная» форма урана, в которой концентрация ^{235}U увеличивается рядом технологических процессов до 3–4%, необходима для получения энергии как в ядерных реакторах, так и в ядерных бомбах. Оста-

ющаяся после удаления обогащенной формы смесь имеет более низкие концентрации изотопов ^{235}U и ^{234}U . Этот остаток, в котором около 99.8% массы составляет ^{238}U , 0.2% — ^{235}U , 0.0006% — ^{234}U и называют обедненным (или слабо обогащенным) ураном, который имеет те же химические свойства, что и природный уран. Однако из-за меньшей концентрации его радиоактивность примерно на 60% меньше. В обедненном уране также могут содержаться фракции ^{236}U (около 0.003% массы) вместе с очень небольшими количествами (10^{-7} – 10^{-9} %) трансурановых элементов (плутоний, америций, нептуний) и продуктов деления урана (Betti, 2003).

Обедненный уран имеет высокую плотность (19.05 г/см³ или в 1.7 раза выше плотности свинца), является пирофорическим (т.е. имеет тенденцию к самовоспламенению), он доступен и относительно недорог. Благодаря таким характеристикам обедненный уран получил применение как для гражданских (самолетостроение, щиты, защищающие от рентгеновского облучения персонал и больных в лечебных учреждениях, контейнеры для транспортировки радиоактивного материала, специальное стекло, керамика, и т.д.), так и для военных (бронебойные снаряды, танковые плиты, и др.) потребностей. Воспламеняющаяся природа такого урана негативно сказывается на окружающей среде, поскольку при горении или взрыве оксид урана выделяется в форме пыли или аэрозолей. Доля такой пыли или аэрозолей составляет 10–70% от массы использованного для изготовления снаряда урана. Поведение обедненного урана в окружающей среде такое же, что и природного урана, и зависит лишь от его химической и физической формы (химический состав, структура частиц, их морфология). Он может переноситься ветром и выщелачиваться в зависимости от свойств почвы и местных климатических и метеорологических условий.

Итак, в окружающей среде могут присутствовать природный уран и уран, происхождение которого связано с деятельностью человека. Это, кстати, относится и к некоторым другим радионуклидам. Как разделить первый от второго? Эта задача решается несколькими приемами, в частности, сопоставлением активностей радионуклидов в образцах друг к другу, а также к стабильным изотопам, с учетом ряда физических характеристик, например, периода полураспада, а также особенностей технологических процессов получения и обогащения (Романов и др., 1980). В случае урана величины отношений активностей или концентраций масс изотопов $^{234}\text{U};^{238}\text{U}$ и $^{235}\text{U};^{238}\text{U}$ зависят от длительности процесса обогащения, в ходе которого происходит «истоще-

Таблица 7.1. Удельная активность (Бк/кг/изотопов урана в лишайниках Балканского полуострова и Италии после конфликта в Косово (1999 г.). В круглых скобках — величины активностей по данным плазменной масс-спектрометрии.

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Изотопы				
				²³⁴ U	²³⁵ U	²³⁸ U	²³⁴ U; ²³⁸ U	²³⁵ U; ²³⁸ U
<i>Melanelia exasperatula</i>	2000 (11)	Сербия, Косово, Врановац	Sansone et al., 2001	0.6	(0.64)	2.0 (3.6)	0.32	0.18
<i>Melanelia exasperatula</i>	2000 (11)	Сербия, Косово, Рзниц	Sansone et al., 2001	6.3	(3.9)	39.4 (27.4)	0.16	0.14
<i>Melanelia exasperatula</i>	2000 (11)	Сербия, Косово, Белеборд	Sansone et al., 2001	10.1	(5.8)	44.6 (37.2)	0.23	0.16
<i>Melanelia exasperatula</i>	2000 (11)	Италия, Рим	Sansone et al., 2001	14.4		13.3	1.09	
<i>Melanelia exasperatula</i>	2000 (11)	Италия, Рим	Sansone et al., 2001	2.9		3.1	0.92	
<i>Melanelia exasperatula</i>	2000 (11)	Италия, Рим	Sansone et al., 2001	2.5		2.6	0.97	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	1999 (5)	Сербия, Косово, Джаковица	Di Lella et al., 2003		0.06	4.92–12.05		0.00477
<i>Physcia adscendens</i>	1999 (5)	Сербия, Косово, Джаковица	Di Lella et al., 2003		0.12–0.19	18.8–25.8		0.00652–0.00726
<i>Physcia biziana</i>	1999 (5)	Сербия, Косово, Джаковица	Di Lella et al., 2003		0.13	3.44–17.7		0.00714
<i>Xanthoria parietina</i>	1999 (5)	Сербия, Косово, Джаковица	Di Lella et al., 2003			1.3–2.3		
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	1999 (5)	Сербия, Косово, Джаковица, контроль	Di Lella et al., 2003		0.19	26.44		0.00726

Окончание таблицы 7.1

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Изотопы				
				²³⁴ U	²³⁵ U	²³⁸ U	²³⁴ U; ²³⁸ U	²³⁵ U; ²³⁸ U
<i>Physcia adscendens</i>	1999 (5)	Сербия, Косово, Джаковца, контроль	Di Lella et al., 2003		0.37	52.40		0.00715
<i>Xanthoria parietina</i>	1999 (5)	Сербия, Косово, Джаковца, контроль	Di Lella et al., 2003			1.48		
<i>Cetraria islandica</i>		Сербия	Loppi et al., 2003			0.69–0.77		
<i>Evernia prunastri</i>		Сербия	Loppi et al., 2003			0.62–0.91		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>		Сербия	Loppi et al., 2003			0.91–1.03		
<i>Cetraria islandica</i>		Черногория	Loppi et al., 2003			0.71		
<i>Evernia prunastri</i>		Черногория	Loppi et al., 2003			0.68		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>		Черногория	Loppi et al., 2003			1.02		
<i>Evernia prunastri</i>		Греция	Loppi et al., 2003			0.65–4.74		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>		Греция	Loppi et al., 2003			0.70–3.76		
<i>Ramalina fastigiata</i>		Греция	Loppi et al., 2003			0.98–3.58		
<i>Evernia prunastri</i>		Болгария	Loppi et al., 2003			0.49–0.69		
<i>Evernia prunastri</i>		Италия	Loppi et al., 2003			0.70–1.19		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>		Италия	Loppi et al., 2003			1.0–1.06		
<i>Ramalina fastigiata</i>		Италия	Loppi et al., 2003			0.60–0.75		

ние» легких изотопов. Величины отношений между активностями изотопов и используют для различения в среде природного урана и урана антропогенного происхождения. Однако разные исследователи для своих выводов используют различные исходные значения таких отношений. Так, при изучении последствий применения снарядов с боеголовками из обедненного урана в Косово одна группа экспертов основывалась на том, что у природного урана величина отношения активностей $^{234}\text{U}:^{238}\text{U}$ в почве составляет 0.5–1.2. Соответственно, для $^{235}\text{U}:^{238}\text{U}$ она 0.046 (Sansone et al., 2001). У обедненного урана величины таких отношений обычно гораздо ниже — 0.18 для $^{234}\text{U}:^{238}\text{U}$ и 0.013 — для $^{235}\text{U}:^{238}\text{U}$. Другие эксперты основывались на том, что у природного урана величина отношения активностей $^{235}\text{U}:^{238}\text{U}$ равна 0.007202 ± 0.00006 (Di Lella et al., 2003; Lorpi et al., 2003). Соответственно, при наличии в образцах обедненного урана величина отношений активностей в них $^{235}\text{U}:^{238}\text{U}$ должна быть ниже 0.007142.

Одна группа экспертов собрала в 2000 г. пробы воды, почвы, коры деревьев и лишайников (*Melanelia exasperatula*) в нескольких пунктах территории Косово, где применялись боеголовки из обедненного урана (от 530 до 2320 снарядов). Контрольные пробы для сравнения были собраны в одном из парков Рима (Италия), вблизи лаборатории, где проводили измерения. В этих образцах различными методами определяли бета-, гамма-, и альфа-активность изотопов урана (Sansone et al., 2001).

Проведенные измерения выявили загрязнение обедненным ураном ряда обследованных местностей Косово в количествах, представляющих потенциальный риск для здоровья людей. Самые нечеткие результаты были получены в пробах воды. Высокая вариабельность измерявшихся показателей отмечена и в почвенных образцах. Кора деревьев и, в особенности, эпифитные лишайники (*Melanelia exasperata*) признаны наиболее чувствительными качественными биоиндикаторами предшествовавшего применения обедненного урана и радиоактивного загрязнения местности в Косово. Величина отношения активностей для $^{234}\text{U}:^{238}\text{U}$ в них была от 0.16 до 0.32, а для $^{235}\text{U}:^{238}\text{U}$ — 0.014–0.018, что достоверно, по мнению исследователей, свидетельствовало о наличии слабо обогащенного урана в среде (табл. 7.1). К аналогичному выводу пришла и другая группа экспертов, работавшая с пробами нескольких видов эпифитных лишайников, собранных в 1999 г. в одном из пунктов Косово, где было применено более 300 снарядов с боеголовками из истощенного урана (Di Lella et al., 2003). Контролем была точка в ста метрах от обработанного снарядами места (табл. 7.1).

В то же время измерение содержания урана в 78 пробах лишайников разных видов из Болгарии, Греции, Италии, Сербии, Черногории не установило аномальных отклонений полученных величин удельной концентрации урана (табл. 7.1), что дало основание авторам исследования сделать вывод, что применение в Югославии войсками НАТО снарядов с боеголовками из обедненного урана не привело к радиоактивному загрязнению Балканского полуострова (Lorri et al., 2003). Правда, среди 78 измеренных образцов в Сербии собрали только семь, причем не указано, были ли среди них лишайники, собранные в Косово после завершения военных действий.

8. РАДИОНУКЛИДЫ ГЛОБАЛЬНЫХ ВЫПАДЕНИЙ В ЛИШАЙНИКАХ

Первый взрыв ядерного устройства, как уже отмечалось (гл. 2), был проведен в США в 1945 г., затем в СССР (1949), Великобритании (1952), Франции (1960), Китае (1964). Ныне ядерным оружием также обладают Индия, Пакистан, Израиль, возможно, и некоторые другие страны. До 1980 г. испытания ядерных устройств проводили в атмосфере, однако лидеры по числу таких взрывов — США (193) и СССР (142) — прекратили испытания в атмосфере с 1963 г. (Радиация..., 1990). Всего же все ядерные державы провели в атмосфере 525 ядерных испытаний, в результате чего в окружающую среду поступило $962 \text{ Ч } 10^{15} \text{ Бк } ^{137}\text{Cs}$ и $74 \text{ Ч } 10^{16} \text{ Бк } ^{90}\text{Sr}$ (Ядерные испытания..., 2002). Подземные испытания проводят до сих пор.

Взрывы в атмосфере могут быть наземными, т.е. на земной поверхности, приземными, т.е. на малой высоте, воздушными, т.е. на высоте, превышающей радиус образующегося огненного шара, и взрывами в верхних слоях атмосферы (стратосфере) и/или в космическом пространстве (Израэль, 1996). При термоядерном взрыве в ходе термоядерной реакции образуются всего два долгоживущих радионуклида — ^3H и ^7Be , а также выделяются непрореагировавшие компоненты ядерного заряда ^{235}U , ^{238}U , $^{238}, ^{239}\text{Pu}$ и осколочные продукты их деления, число которых более 20 (^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{132}Te , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{155}Eu , ^{147}Pm и др.). Кроме того, значительное количество активности дает взаимодействие образующегося при взрыве мощного потока нейтронов с ядрами стабильных элементов оболочки заряда, а также атмосферы, грунта. Эта наведенная активность зависит от количества выделившихся при реакции нейтронов, их характеристик, конструкции бомбы, состава окружающей среды (Израэль, 1996).

Изотопы наведенной активности делят на три группы (Израэль, 1996): 1) образующиеся в результате воздействия нейтронов взрыва на элементы самого заряда (^{239}Np , ^{237}U , ^{240}U , ^{255}Es , ^{255}Fm); 2) образующиеся в результате воздействия нейтронов на элементы оболочки бомбы, в том числе и специально в нее включенные для индикации продуктов конкретных взрывов (^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{59}Fe , ^{65}Zn , ^{88}Y , ^{102}Rh , ^{181}W , ^{185}W , ^{188}Re); 3) образующиеся в результате взаимодействия нейтронов, вышедших за оболочку бомбы, с элементами окружающей среды — воздух, вода, грунт, конструктивные элементы сооружений

Таблица 8.1. Удельная активность (Бк/кг) некоторых радионуклидов наведенной активности из глобальных выпадений в лишайниках (н/п — ниже предела измерения прибора)

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды						
				²² Na	⁵⁴ Mn	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁶⁵ Zn	
<i>Cladina stellaris</i>	1962 (7)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966		192					
<i>Cladina stellaris</i>	1962 (7)	Ц. Финляндия	Häsänen, Miettinen, 1966		185					
<i>Cladina stellaris</i>	1962 (7)	Ю. Финляндия	Häsänen, Miettinen, 1966		200					
<i>Stereocaulon paschale</i>	1962 (7)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966		144					
<i>Alectoria</i> sp.	1962 (7)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966		215					
<i>Cladina stellaris</i>	1963 (7)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966		729					
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (7)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966		555					
<i>Cladina stellaris</i>	1965 (8)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966			2301				
<i>Cladina stellaris</i>	1965 (7)	Финляндия, центр	Jaakkola, 1967			1854; 2039				
<i>Cladina stellaris</i>	1965 (7)	Финляндия, юг	Jaakkola, 1967			1510				
<i>Cladina stellaris</i>	1969 (8)	Финляндия, север	Jaakkola, 1975			363– 496				
<i>Cladina stellaris</i>	1970 (9)	Финляндия, север	Jaakkola, 1975			78– 266				
<i>Cladina stellaris</i>	1970 (11)	Финляндия, юг	Jaakkola, 1975			318				
<i>Cladina stellaris</i>	1961	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		37–150					
<i>Cladina stellaris</i>	1963	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		960					
<i>Cladina stellaris</i>	1964	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		260– 480					
<i>Cladina stellaris</i>	1965	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		167– 204					

Продолжение таблицы 8.1

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды						
				²² Na	⁵⁴ Mn	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁶⁵ Zn	
<i>Cladina stellaris</i>	1966	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		74					
<i>Cladina stellaris</i>	1967	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		20.3					
<i>Cladina stellaris</i>	1968	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		12.2					
<i>Cladina stellaris</i>	1969	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		3					
<i>Cladina stellaris</i>	1970	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		2.6					
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (6)	Центральная Швеция	Mattsson, 1972	1.3						
Лишайники, смесь	1964 (9)	Центральная Швеция, Роген	Persson, 1967			1480				
Лишайники, смесь	1965 (9)	Центральная Швеция, Роген	Persson, 1967			1628				
<i>Cladina rangiferina</i>	1956	Канада	Persson, 1969			225				
<i>Cladina rangiferina</i> + <i>C. stellaris</i> + <i>Stereocaulon paschale</i>	1958 (8)	Канада; Швеция	Persson, 1969			370				
<i>Cetraria islandica</i>	1959	Югославия; Польша	Persson, 1969			450				
<i>Cetraria islandica</i> + <i>Cladina arbuscula</i> + <i>C. rangiferina</i> + <i>C. stellaris</i>	1960	Югославия; Финляндия; Швеция	Persson, 1969			185				
<i>Cetraria islandica</i> + <i>Cladina arbuscula</i> + <i>C. rangiferina</i> + <i>C. stellaris</i> + <i>Flavocetraria nivalis</i> + <i>Stereocaulon paschale</i>	1961 (9–10)	Швеция	Persson, 1969			180				

Продолжение таблицы 8.1

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды						
				²² Na	⁵⁴ Mn	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁶⁵ Zn	
<i>Cladina stellaris</i> + <i>Flavocetraria nivalis</i>	1964 (9)	Швеция	Persson, 1969			1650				
<i>Cladina stellaris</i> + <i>Flavocetraria nivalis</i>	1965 (9)	Швеция	Persson, 1969			1660				
<i>Cladina stellaris</i> + <i>Flavocetraria nivalis</i>	1966 (9)	Швеция	Persson, 1969			1640				
Лишайники и мхи	1961	США, Аляска	Rickard et al., 1965		32					67
<i>Cetraria</i> + <i>Cladonia</i> spp.	1959 (8)	США, Аляска	Rickard et al., 1965		555					63
<i>Cetraria</i> + <i>Cladonia</i> spp.	1960 (8)	США, Аляска	Rickard et al., 1965		52					52
<i>Cetraria</i> + <i>Cladonia</i> spp.	1961 (6)	США, Аляска	Rickard et al., 1965		12					96
<i>Bryocaulon divergens</i>	1961 (8–9)	США, Аляска	Rickard et al., 1965		2960					37
<i>Cladina</i> + <i>Cetraria</i>	1962 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		144					
<i>Cladina</i> + <i>Cetraria</i>	1963 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		144					
<i>Cladina</i> + <i>Cetraria</i>	1964 (1)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		555					
<i>Cladina</i> + <i>Cetraria</i>	1964 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		274					
<i>Cladina</i> + <i>Cetraria</i>	1964 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		329					
<i>Cladina</i> + <i>Cetraria</i>	1964 (8)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		326					
<i>Cladina</i> + <i>Cetraria</i>	1964 (9)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		444					
<i>Cladina</i> + <i>Cetraria</i>	1964 (11)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		274					
<i>Cladina</i> spp. + <i>Cetraria</i> spp.	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967	0.4	70		1.4			
<i>Flavocetraria cucullata</i> , <i>Cetraria islandica</i>	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967	0.6	86		1.5			
<i>Cladina stellaris</i>	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967	0.3	52		1.4			

Продолжение таблицы 8.1

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды					
				²² Na	⁵⁴ Mn	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁶⁵ Zn
<i>Cladina + Cetraria</i>	1965 (1)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		252				
<i>Cladina + Cetraria</i>	1965 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		192				
<i>Cladina + Cetraria</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		181				
<i>Cladonia pacifica</i>	1965 (10)	США, Аляска	Beasley, Held, 1969					3	
Лишайники, смесь	1965 (10)	США, Аляска	Beasley, Held, 1969					6	
<i>Cladina rangiferina</i>	1967 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		23–28				
<i>Cladina stellaris</i>	1967 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		23				
<i>Cladina stellaris</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		н/п				
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		н/п				
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		9–21				
<i>Stereosaulon paschale</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		н/п				
<i>Stereosaulon paschale</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		н/п				
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		20				
<i>Thamnolia vermicularis</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		н/п				
<i>Peltigera canina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		12				
Лишайники, смесь	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		9				
<i>Cladonia</i>	1964 (8)	США, Джорджия, плато	Plummer, Helseth, 1965		1480				
<i>Cladonia</i>	1964 (8)	США, Джорджия, низменность	Plummer, Helseth, 1965		2405				
<i>Xanthorarmelia conspersa</i>	1962 (8)	США, Джорджия	Plummer, Helseth, 1965		329				
<i>Xanthorarmelia conspersa</i>	1962 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969						7437

Окончание таблицы 8.1

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды						
				²² Na	⁵⁴ Mn	⁵⁵ Fe	⁶⁰ Co	⁶³ Ni	⁶⁵ Zn	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1962 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969		22					19
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1963 (весна)	США, Джорджия	Plummer, 1969		999					
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1963 (8)	США, Джорджия	Plummer, Helseeth, 1965		1110					
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1963 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969		1184– 8510					111– 592
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1963 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969		14393– 15022					777– 1221
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (весна)	США, Джорджия	Plummer, 1969		1517– 3700					1110– 1480
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (лето)	США, Джорджия	Plummer, 1969		1702– 5180					2146– 2220
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (8)	США, Джорджия	Plummer, Helseeth, 1965		1480					
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969		1628– 1887					1184– 1221
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (осень)	США, С. Каролина	Plummer, 1969		814					407
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (осень)	США, Колорадо	Plummer, 1969		777					26
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1965 (весна)	США, Джорджия	Plummer, 1969		1073					1110
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1965 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969		555– 1961					

(^3H , ^{14}C , ^{22}Na , ^{24}Na , ^{28}Al , ^{38}Cl , ^{41}Ar , ^{45}Ca , ^{46}Sc , ^{56}Mn , ^{55}Fe , ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu и др.). Следует отметить, что при взрыве некоторые радиоизотопы, например, ^{152}Eu , ^{154}Eu и др. могут образовываться как в результате активации нейтронами, так и в процессе деления осколочных продуктов ядерного заряда. Величины концентрации радиоизотопов наведенной активности в лишайниках показаны в таблицах 8.1 и 8.3.

В зависимости от мощности взрыва и физических свойств радионуклиды поднимаются в атмосферу до 30 км высоты, переносятся воздушными потоками, постепенно оседая на поверхность Земли. Эти выпадения радионуклидов, в зависимости от периода, истекшего с момента взрыва до поступления радионуклидов на поверхность Земли и расстояния от места взрыва, условно делят на: 1) ближние, или локальные — первые сотни метров от места взрыва; 2) дальние — на расстоянии нескольких километров от места взрыва; 3) промежуточные, или полуглобальные (тропосферные) выпадения, продолжающиеся 1–2 недели; 4) глобальные, или стратосферные, выпадения, продолжающиеся недели, месяцы и годы (Израэль, 1996). Первые состоят главным образом из крупных частиц, размер которых более 50 мкм, оседающих на поверхность под действием силы тяжести; они не связаны с атмосферными осадками. Продолжительность выпадений этого типа после взрыва — 1–2 суток. В результате загрязняются площади от многих сотен до нескольких тысяч квадратных километров. Выпадения второго и третьего типа образованы более мелкими (от 50 до 10 мкм и менее) частицами, формирующимися в тропосфере на высоте до 11–16 км. Период полувыведения этих частиц из тропосферы — 20–30 дней. Глобальные выпадения состоят из частиц, размер которых составляет единицы и доли мкм, достигших в результате взрыва стратосферы (до высоты 30 км). Оттуда они переносятся в тропосферу струйными течениями, циклональными вихрями, либо через разрывы тропопаузы. Период их полувыведения составляет многие месяцы и годы (Израэль, 1996). Стратосферные и тропосферные выпадения охватывают огромные территории, как это показали исследования последствий ядерных испытаний в атмосфере и аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. В локальных выпадениях представлен практически весь спектр продуктов деления. Значительная часть их поступает в представителей местной биоты, в том числе и лишайники.

Поскольку при взрыве образуется значительное количество короткоживущих радионуклидов (табл. 2.6), уровень радиоактивности после взрыва снижается очень быстро. Так, при испытании ядерного заряда, эквивалентного мощности 1000 т тринитротолуола, выделяется

49.5 г продуктов деления, активность которых через 1 минуту после взрыва составляет 37×10^{20} Бк, а через 24 часа эта величина снижается до 59×10^{15} , т.е. на 5 порядков (Szabo, 1993). Таким образом, через несколько месяцев после взрыва в составе выпадений остаются лишь долгоживущие радионуклиды, из которых для биоты наиболее опасны ^3H , ^{14}C , ^{90}Sr , ^{137}Cs , поскольку они вовлекаются в биогенный круговорот элементов, накапливаясь в тканях растений и животных. Например, общее количество ^3H , поступившего на Землю от ядерных взрывов, оценивают в 168 кг или более 432×10^6 Бк (Израэль, 1996). При расчетах активности отдельных радионуклидов принимают, что взрыв ядерного устройства, основанного на делении тяжелых ядер, мощность которого 1 МТ, дает 37×10^{14} Бк ^{90}Sr и 62×10^{14} Бк ^{137}Cs . Если заряд плутониевый, то после взрыва мощностью 10 кТ в среду попадает около 10^{14} Бк ^{239}Pu (Матишов и др., 1994б).

Очевидные свидетельства высокого содержания техногенных радионуклидов, главным образом ^{90}Sr , ^{137}Cs в лишайниках Арктики, и, как следствие, в телах коренных жителей этого обширного региона, ибо лишайники находятся здесь в начале пищевой цепи «лишайник → олень → человек», были получены в конце 1950-х — начале 1960-х (Hvinden, Lillegraven, 1961; Liden, 1961). Первые авторы показали, что среднее содержание ^{137}Cs в трех образцах лишайников (*Cladina* spp.), собранных в северной Норвегии осенью 1959 г., составляло около 1330 Бк/кг сухого веса. Полученные величины коррелировали с данными об общем выпадении радионуклидов на обследованную территорию в конце 1959 г. и свидетельствовали о способности лишайникового покрова перехватывать и удерживать значительное количество поступающих радионуклидов. Измерения содержания ^{137}Cs в телах представителей разных групп населения Швеции показали, что жители Лапландии, постоянно питавшиеся мясом северных оленей, выделялись высокими уровнями содержания ^{137}Cs ; удельная активность этого радионуклида в лишайниках, которыми кормились олени, составляла в начале 1960-х 370–1110 Бк/кг (Liden, 1961).

Наличие радионуклидов в среде стало результатом интенсивных испытаний ядерного оружия в атмосфере, которые в 1950-е годы США и СССР проводили главным образом в Арктике. Сильное радиоактивное загрязнение среды и пищи привело к высокой частоте проявления лейкемии среди местного населения. Именно поэтому в 1960-е годы в арктических частях СССР, Скандинавских стран, Канады, США были проведены обширные радиоэкологические исследования, в которых значительное место занимало изучение содержания радионукли-

дов в лишайниках, механизмы удержания радиоизотопов их телами, высвобождения радиоактивных веществ, концентрирование их в различных органах оленя и человека (Holtzman, 1963 1966; Palmer et al., 1963; Salo, Miettinen, 1964; Watson et al., 1964; Hanson, Palmer, 1965; Hill, 1965; Svensson, Liden, 1965; Beasley, Palmer, 1966; Blanchard, 1967; Häsänen, Miettinen, 1966; Hanson 1967a, b, 1971, 1972, 1982; Hanson et al., 1967; Kauranen, Miettinen, 1967, 1969; Liden, Gustavsson, 1967; Miettinen, 1967; Miettinen, Häsänen, 1967; Nevstrueva et al., 1967; Persson, 1967, 1968, 1969, 1970, 1971; Литвер и др., 1969, 1976; Нижников и др., 1969, 1973; Potter, Barr, 1969; Рамзаев и др., 1970, 1971; Blanchard, Moore, 1970; Троицкая и др., 1971, 1976, 1980; Holleman et al., 1971; Mattsson, 1972, 1975a, b; Моисеев, Рамзаев, 1975; Holm, Persson, 1976, 1977; Ермолаева-Маковская, Литвер, 1978; Моисеев, 1985; и др.). Чаще всего измеряли активность ^{137}Cs и ^{90}Sr , однако были опубликованы материалы о концентрации в талломах лишайников и других радиоизотопов, как техногенного, так и естественного происхождения (^7Be , ^{22}Na , ^{40}K , ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{63}Ni , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{210}Pb , ^{210}Po и др). Тогда был показан широкий диапазон варьирования величин удельной концентрации радионуклидов в лишайниках Арктики и других регионов, поскольку лишайники являются кормом не только для северных оленей (табл. 8.2–8.4).

Измерения содержания радионуклидов в лишайниках тундры показали значительное варьирование этого показателя как в пространстве, так и во времени. Например, содержание основного долгоживущего изотопа ^{137}Cs в 1960–1970-х годах колебалось от 400 до 3200 Бк/кг сухой массы кустистых напочвенных лишайников, ^{134}Cs — от 1 до 8, ^{155}Eu — от 35 до 550, ^{144}Ce — от 150 до 7500, ^{106}Ru — от 50 до 1860 (Hanson, 1967a; Mattsson, 1975b). Эти уровни обеспечили удвоение, в сравнении с естественными радионуклидами и космическим излучением, поглощенной лишайниками дозы облучения за период 1961–1975 гг., причем 40% этой дозы приходилось на ^{144}Ce - ^{144}Pr (Mattsson, 1975b). Считалось, что 95 % выпавшего в Северной Швеции радиоцезия было поглощено и удержано лишайниковым покровом (Svensson, Liden, 1965). В начале 1960-х содержание ^{137}Cs в лишайниках Финляндии было в 5–10 раз выше, чем в сосудистых растениях (Salo, Miettinen, 1964).

Была найдена достоверная корреляция между общим количеством содержания радиоцезия в лишайниках и оценочными величинами общего количества радиоактивных выпадений (Svensson, Liden, 1965; Hanson, 1967a), что создавало основу для использования лишайников

Таблица 8.2. Удельная активность (Бк/кг) ^{90}Sr , ^{134}Cs и ^{137}Cs из глобальных выпадений в лишайниках

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
<i>Cetraria ericetorum</i>	1959	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1962	233				
<i>Cladina rangiferina</i>	1959	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1962	131				
<i>Cladina stellaris</i>	1959	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1962	87				
<i>Cetraria ericetorum</i>	1960	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1962	246				
<i>Cladina rangiferina</i>	1960	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1962	135				
<i>Cladina stellaris</i>	1960	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1962	91				
<i>Cetraria ericetorum</i>	1961	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1962	246				
<i>Cladina rangiferina</i>	1961	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1962	136				
<i>Cladina stellaris</i>	1961	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1962	91				
<i>Cladina rangiferina</i>	1962	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	27				
<i>Cladina stellaris</i>	1962	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	36				
<i>Cladina rangiferina</i>	1963	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	138				
<i>Cladina stellaris</i>	1963	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	138				

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladina rangiferina</i>	1964	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	127				
<i>Cladina stellaris</i>	1964	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	140				
<i>Cladina rangiferina</i>	1965	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	129				
<i>Cladina stellaris</i>	1965	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	135				
<i>Cladina rangiferina</i>	1966	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	111				
<i>Cladina stellaris</i>	1966	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	135				
<i>Cladina rangiferina</i>	1967	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	97				
<i>Cladina stellaris</i>	1967	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	94				
<i>Cladina rangiferina</i>	1968	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	65				
<i>Cladina stellaris</i>	1968	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	74				
<i>Cladina rangiferina</i>	1969	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	52				
<i>Cladina stellaris</i>	1969	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	63				
<i>Cladina rangiferina</i>	1970	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	47				

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ / $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
				^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	
<i>Cladina stellaris</i>	1970	Россия, Дарвинский заповедник	Поляков и др., 1973	59			
<i>Cladina</i> spp.	1961	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980			962	
<i>Cladina</i> spp.	1962 (4)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	259			
<i>Cladina</i> spp.	1963 (4)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	259		1776	0.15
<i>Cladina</i> spp.	1965 (3)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	333		1850	0.18
<i>Cladina</i> spp.	1965 (12)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	555		999	0.55
<i>Cladina</i> spp.	1966 (4)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	296		1258	0.24
<i>Cladina</i> spp.	1966 (11)	Россия, Мурманская обл.	Ермолаева- Маковская, Лип- вер, 1978; Троиц- кая и др., 1980;	339		1221	0.28
<i>Cladina</i> spp.	1968 (2)	Россия, Мурманская обл.	Нижников и др., 1973; Ермолаева- Маковская, Лип- вер, 1978; Троиц- кая и др., 1980	185		999	0.19
<i>Cladina</i> spp.	1969 (2)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	222		481	0.46
<i>Cladina</i> spp.	1970 (2)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	259		518	0.50

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladina</i> spp.	1971 (2)	Россия, Мурманская обл.	Ермолаева-Маковская, Литвер, 1978; Троицкая и др., 1980;	333		592	0.56	
<i>Cladina</i> spp.	1972 (3)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	296		518	0.57	
<i>Cladina</i> spp.	1972 (11)	Россия, Мурманская обл.	Ермолаева-Маковская, Литвер, 1978; Троицкая и др., 1980;	148		481	0.31	
<i>Cladina</i> spp.	1974 (3)	Россия, Мурманская обл.	Ермолаева-Маковская, Литвер, 1978; Троицкая и др., 1980;	296		629	0.47	
<i>Cladina</i> spp.	1975 (3)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	407		703	0.58	
<i>Cladina</i> spp.	1978 (4)	Россия, Мурманская обл.	Троицкая и др., 1980	222		370	0.60	
<i>Cladina rangiferina</i> + <i>Cetraria islandica</i>	1983	Карелия, побережье Белого моря	Соколов и др., 1989			230		
<i>Cladina stellaris</i>	1984	Карелия, побережье Белого моря	Покаряевский и др., 2003			230		
<i>Cladina</i> spp.	1965 (9)	Россия, Ленинградская обл.	Троицкая и др., 1971	370- 1480				
<i>Cetraria islandica</i>	1971-1985	Россия, Ленинградская обл.	Martin et al., 1991	20		510	0.04	
<i>Cladina</i> spp.	1961	Россия, Республика Коми	Троицкая и др., 1980			407		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladina</i> spp.	1962 (10)	Россия, Республика Коми	Троицкая и др., 1980	148				
<i>Cladina</i> spp.	1964 (6)	Россия, Республика Коми	Троицкая и др., 1980	333		2738	0.12	
<i>Cladina</i> spp.	1965 (3)	Россия, Республика Коми	Троицкая и др., 1980	333		1850	0.18	
<i>Cladina</i> spp.	1967 (2)	Россия, Республика Коми	Ермолаева- Маковская, Лит- вер, 1978; Троиц- кая и др., 1980			370		
<i>Cladina</i> spp.	1968 (5)	Россия, Республика Коми	Нижников и др., 1973; Ермолаева- Маковская, Лит- вер, 1978; Троиц- кая и др., 1980	185		444	0.42	
<i>Cladina</i> spp.	1969 (5)	Россия, Республика Коми	Троицкая и др., 1980	185		333	0.55	
<i>Cladina</i> spp.	1971 (4)	Россия, Республика Коми	Троицкая и др., 1980	148		296	0.50	
<i>Cladina</i> spp.	1973 (4)	Россия, Республика Коми	Троицкая и др., 1980	148		333	0.44	
<i>Cladina</i> spp.	1975 (4)	Россия, Республика Коми	Троицкая и др., 1980	222		555	0.40	
<i>Cladina</i> spp.	1962 (3)	Россия, Ненецкий нац. округ	Троицкая и др., 1971			629		
<i>Cladina</i> spp.	1962 (6)	Россия, Ненецкий нац. округ	Троицкая и др., 1971	111				

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladina</i> spp.	1965 (3)	Россия, Ненецкий нац. округ	Троицкая и др., 1971	370		1592	0.23	
<i>Cladina</i> spp.	1980	Россия, Ненецкий нац. округ	Рамзаев и др., 1998			185		
<i>Cladina</i> spp.	1982	Россия, Ненецкий нац. округ	Рамзаев и др., 1998			148		
<i>Cladina</i> spp.	1985	Россия, Ненецкий нац. округ	Рамзаев и др., 1998			93		
<i>Cladina</i> spp.	1986	Россия, Ненецкий нац. округ	Рамзаев и др., 1998			229		
<i>Cladina</i> spp.	1987	Россия, Ненецкий нац. округ	Рамзаев и др., 1998			196		
<i>Cladina</i> spp.	1988	Россия, Ненецкий нац. округ	Рамзаев и др., 1998			141		
<i>Cladina</i> spp.	1989	Россия, Ненецкий нац. округ	Рамзаев и др., 1998			174		
<i>Cladina</i> spp.	1991	Россия, Ненецкий нац. округ	Рамзаев и др., 1998			215		
<i>Cladina</i> spp.	1961	Россия, Ямало-Ненецкий нац. округ	Троицкая и др., 1971			629– 703		
<i>Cladina</i> spp.	1962 (4)	Россия, Ямало-Ненецкий нац. округ	Троицкая и др., 1971	111				
<i>Cladina</i> spp.	1965 (9)	Россия, Ямало-Ненецкий нац. округ	Троицкая и др., 1971	333		1332	0.25	
Лишайники, смесь	1963–1965	Россия, п-ов Ямал, юг	Nifontova, 1995	110– 370		1400– 3200	0.08–0.12	

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
Лишайники, смесь	1976	Россия, п-ов Ямал, юг	Nifontova, 1995	130– 350		480– 750	0.27–0.47	
<i>Cladina rangiferina</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	40		315	0.13	
<i>Cladina arbuscula</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	50		280	0.18	
<i>Cladina stellaris</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	40		150	0.27	
<i>Cladina arbuscula</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	70		220	0.32	
<i>Cladina mitis</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	50		320	0.16	
<i>Cladonia uncialis</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995			350		
<i>Cladonia gracialis</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	150		160	0.94	
<i>Cladonia amaurocraea</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	110		335	0.33	
<i>Asahinea chrysantha</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	30		180	0.17	
<i>Melanelia hepaticon</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	90		140	0.64	
<i>Cetraria islandica</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	40		280	0.14	
<i>Cetraria laevigata</i>	1976, 1988–1991	Россия, п-ов Ямал	Nifontova, 1995	30		50	0.60	

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Thamnia vermicularis</i>	1976, 1988– 1991	Россия, п-ов Ямал	Нифонтова, 1995	120		140	0.86	
<i>Stereocaulon tomentosum</i>	1976, 1988– 1991	Россия, п-ов Ямал	Нифонтова, 1995	60		40	1.50	
<i>Usnea glabrescens</i>	1974 (8–9)	Россия, Алтайский край и Республика Тыва	Нифонтова, Куликов, 1977	518		518	1.0	
<i>Usnea longissima</i>	1974 (8–9)	Россия, Алтайский край и Республика Тыва	Нифонтова, Куликов, 1977	245		240	1.02	
<i>Usnea dasypoga</i>	?	Россия, Ханты– Мансийский нац. округ	Нифонтова, Куликов, 1977	222		740	0.30	
<i>Cladonia amaurocraea</i>	1974 (8–9)	Россия, Ю. Урал	Нифонтова, Куликов, 1977	130		890	0.15	
<i>Cladonia amaurocraea</i>	1974 (8–9)	Россия, оз. Байкал	Нифонтова, Куликов, 1977	74		885	0.08	
<i>Flavovetraria succullata</i>	1974 (8–9)	Россия, оз. Байкал	Нифонтова, Куликов, 1977	130		1020	0.13	
<i>Cladina stellaris</i>	1974 (8–9)	Россия, оз. Байкал	Нифонтова, Куликов, 1977	67		444	0.15	
<i>Cladina rangiferina</i>	1974 (8–9)	Россия, оз. Байкал	Нифонтова, Куликов, 1977	78		650	0.12	
<i>Cladina arbuscula</i>	1974 (8–9)	Россия, Ю. Ямал	Нифонтова, Куликов, 1977	80		780	0.11	
<i>Thamnia vermicularis</i>	1974 (8–9)	Россия, Ю. Ямал	Нифонтова, Куликов, 1977	85		555	0.15	
<i>Flavovetraria succullata</i>	1974 (8–9)	Россия, Ю. Ямал	Нифонтова, Куликов, 1977	74		995	0.07	

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladina stellaris</i>	1974 (8–9)	Россия, Ю. Ямал	Нифонтова, Куликов, 1977	66		995	0.07	
<i>Cladina</i> spp.	1962 (11)	Россия, п-ов Таймыр	Троицкая и др., 1980	111				
<i>Cladina</i> spp.	1967 (2)	Россия, п-ов Таймыр	Ермолаева- Маковская, Литвер, 1978; Троицкая и др., 1980	222		518	0.43	
<i>Cladina</i> spp.	1968 (3)	Россия, п-ов Таймыр	Ермолаева- Маковская, Литвер, 1978; Троицкая и др., 1980	148		481	0.31	
<i>Cladina</i> spp.	1969 (3)	Россия, п-ов Таймыр	Ермолаева- Маковская, Литвер, 1978; Троицкая и др., 1980	148		370	0.40	
<i>Cladina</i> spp.	1971 (4)	Россия, п-ов Таймыр	Троицкая и др., 1980	148		333	0.44	
<i>Cladina</i> spp.	1972 (3)	Россия, п-ов Таймыр	Ермолаева- Маковская, Литвер, 1978; Троицкая и др., 1980	185		185	1.0	
<i>Cladina</i> spp.	1973 (3)	Россия, п-ов Таймыр	Троицкая и др., 1980	222		296	0.75	
Лишайник	1994–1995	Россия, п-ов Таймыр	Бакунов и др., 1998	76		128	0.59	
<i>Cladina</i> spp.	1960	Россия, Якутия	Троицкая и др., 1971	185				

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ / $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
				^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	
<i>Cladina</i> spp.	1965 (12)	Россия, Якутия	Троицкая и др., 1980	481		888	0.54
<i>Cladina</i> spp.	1966 (12)	Россия, Якутия	Ермолаева-Маковская, Лип-вер, 1978; Троицкая и др., 1980	259		777	0.33
<i>Cladina</i> spp.	1968 (3)	Россия, Якутия	Нижников и др., 1973; Ермолаева-Маковская, Лип-вер, 1978; Троицкая и др., 1980	259		444	0.58
<i>Cladina</i> spp.	1972 (3)	Россия, Якутия	Ермолаева-Маковская, Лип-вер, 1978; Троицкая и др., 1980	222		407	0.55
<i>Cladina arbuscula</i>	1973	Россия, Якутия	Eriksson et al., 1991			515	
<i>Cladina rangiferina</i>	1973	Россия, Якутия	Eriksson et al., 1991			473	
<i>Cladina stellaris</i>	1973	Россия, Якутия	Eriksson et al., 1991			1332	
<i>Cladonia amaurocraea</i>	1973	Россия, Якутия	Eriksson et al., 1991			415	
<i>Dactylina arctica</i>	1973	Россия, Якутия	Eriksson et al., 1991			915	
<i>Evernia esorediosa</i>	1973	Россия, Якутия	Eriksson et al., 1991			862	

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Flavocetraria siccullata</i>	1973	Россия, Якутия	Eriksson et al., 1991			875		
<i>Stereocaulon paschale</i>	1973	Россия, Якутия	Eriksson et al., 1991			560		
<i>Cladina</i> spp.	1973 (3)	Россия, Якутия	Троицкая и др., 1980	185		333	0.55	
<i>Cladina</i> spp.	1976 (4)	Россия, Якутия	Троицкая и др., 1980	148		222	0.67	
<i>Cladina</i> spp.	1967 (1)	Россия, п-ов Чукотка	Ермолаева- Маковская, Лиг- вер, 1978; Троиц- кая и др., 1980	259		185	1.40	
<i>Cladina</i> spp.	1968 (4)	Россия, п-ов Чукотка	Нижников и др., 1973; Ермолаева- Маковская, Лиг- вер, 1978; Троиц- кая и др., 1980	185		370	0.50	
<i>Cladina</i> spp.	1971 (4)	Россия, п-ов Чукотка	Троицкая и др., 1980	296		518	0.57	
<i>Cladina</i> spp.	1972 (4)	Россия, п-ов Чукотка	Ермолаева- Маковская, Лиг- вер, 1978; Троиц- кая и др., 1980	259		444	0.58	
<i>Cladina</i> spp.	1973 (3)	Россия, п-ов Чукотка	Троицкая и др., 1980	111		333	0.33	
<i>Cladina</i> spp.	1976 (4–9)	Россия, п-ов Чукотка	Троицкая и др., 1980	148		259	0.57	

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ / $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
				^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	
<i>Cladina</i> spp.	1978 (4)	Россия, п-ов Чукотка	Троицкая и др., 1980	111		407	0.27
Лишайники, смесь	1961–1983	Россия, п-ов Чукотка	Bossew et al., 2000	185		370	0.50
<i>Cladina</i> spp.	1959	Россия, о. Сахалин	Троицкая и др., 1971	85			
<i>Cetraria islandica</i>	1971–1985	Эстония	Martin et al., 1991	3–30		140–190	0.02–0.16
<i>Cladina</i> sp.	1982	Белоруссия, Березинский заповедник	Соколов и др., 1989	21		200	0.10
<i>Cladina arbuscula</i>	1982	Абхазия, Рицинский заповедник	Соколов и др., 1989	5		18	0.28
<i>Cladina rangiferina</i>	1971–1985	Россия, Урал	Martin et al., 1991	70–630		300–1960	0.23–0.32
<i>Cladina rangiferina</i>	1971–1985	Казахстан	Martin et al., 1991	190		300	0.63
<i>Cladina rangiferina</i>	1971–1985	Россия, Байкальский заповедник	Martin et al., 1991	440		810	0.54
<i>Cladina rangiferina</i>	1971–1985	Эстония	Martin et al., 1991	4–30		60–150	0.07–0.20
<i>Cladina stellaris</i>	1971–1985	Россия, Урал	Martin et al., 1991	160		1080	0.15
<i>Cladina stellaris</i>	1971–1985	Россия, п-ов Ямал	Martin et al., 1991	220		1150	0.19
<i>Cladina stellaris</i>	1971–1985	Эстония	Martin et al., 1991	10		160	0.06
<i>Hypogymnia physodes</i>	1978	Россия, Ц. Урал	Nifontova, 1998	350		480	0.73
<i>Hypogymnia physodes</i>	1980	Россия, Ц. Урал	Nifontova, 1998	290		500	0.58
<i>Hypogymnia physodes</i>	1981	Россия, Ц. Урал	Nifontova, 1998	370		750	0.49

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ / $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
				^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	
<i>Hurogymnia phytodes</i>	1982	Россия, Ц. Урал	Nifontova, 1998	290	500	0.58	
<i>Hurogymnia phytodes</i>	1985	Россия, Ц. Урал	Nifontova, 1998	500	560	0.89	
<i>Cladonia stellaris</i>	1961 (7–8)	Финляндия, север, сосновый лес	Salo, Miettinen, 1964	130–181	370–1665	0.35–0.11	
<i>Leprotopoma arcticum</i>	1961 (7)	Финляндия, север, сосновый лес	Salo, Miettinen, 1964	370	2257	0.16	
<i>Cladonia stellaris</i> (80%) + <i>C. mitis</i> + <i>Cetraria islandica</i> + <i>Cladonia uncialis</i>	1961 (7)	Финляндия, север, субальпийское сообщество	Salo, Miettinen, 1964	155	1258	0.12	
<i>Cladonia stellaris</i> (50%) + <i>C. mitis</i> (30%) + <i>Cladonia atairogroaeva</i> (20%)	1961 (7)	Финляндия, север, еловый лес	Salo, Miettinen, 1964	167	703	0.24	
<i>Cladonia stellaris</i> (50%) + <i>C. mitis</i> (30%) + <i>Cladonia atairogroaeva</i> (20%)	1961 (7)	Финляндия, север, еловый лес	Salo, Miettinen, 1964	93	281	0.33	
<i>Cladonia uncialis</i> + <i>Cladonia rangiferina</i> + <i>C. arbuscula</i>	1961 (8)	Финляндия, север, еловый лес	Salo, Miettinen, 1964		311		
Лишайники, смесь	1961 (8)	Финляндия	Miettinen, Häsänen, 1967		296–1258		
Лишайники, смесь	1962 (7)	Финляндия	Miettinen, Häsänen, 1967		555–1036		
Лишайники, смесь	1963 (7)	Финляндия	Miettinen, Häsänen, 1967		1369		
Лишайники, смесь	1964 (7)	Финляндия	Miettinen, Häsänen, 1967		1998–2553		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид		Величина отношения	
				^{90}Sr	^{134}Cs	$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
Лишайники, смесь	1965 (8)	Финляндия	Miettinen, Häsänen, 1967		1961– 2183		
<i>Cladina stellaris</i>	1962 (7)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966		881		
<i>Cladina stellaris</i>	1962 (7)	Центр. Финляндия	Häsänen, Miettinen, 1966		659		
<i>Cladina stellaris</i>	1962 (7)	Ю. Финляндия	Häsänen, Miettinen, 1966		844		
<i>Stereoscaulon paschale</i>	1962 (6)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966		670		
<i>Alectoria</i> sp.	1962 (7)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966		599		
<i>Cladina stellaris</i>	1963 (7)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966		1373		
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (7)	Финляндия, север	Häsänen, Miettinen, 1966		2546		
Лишайники, смесь	1959 (10)	Норвегия, север	Hvinden, Lillegraven, 1961		1147– 1554		
<i>Cladina arbuscula</i>	1963	С. Швеция	Svensson, Liden, 1965		1000		
<i>Cladina arbuscula</i>	1964 (4, 10)	С. Швеция	Svensson, Liden, 1965		1110– 1370		
<i>Stereoscaulon paschale</i>	1961	С. Швеция	Svensson, Liden, 1965		520		
<i>Stereoscaulon paschale</i>	1962	С. Швеция	Svensson, Liden, 1965		630		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Stereoscaulon paschale</i>	1963	С. Швеция	Svensson, Liden, 1965			890		
<i>Stereoscaulon paschale</i>	1964 (4, 10)	С. Швеция	Svensson, Liden, 1965			1000– 1180		
<i>Cladina stellaris</i> , <i>Stereoscaulon paschale</i>	1962	С. Швеция	Svensson, Liden, 1965			670		
<i>Cladina stellaris</i> , <i>Stereoscaulon paschale</i>	1963	С. Швеция	Svensson, Liden, 1965			960		
<i>Cladina stellaris</i> , <i>Stereoscaulon paschale</i>	1964 (4, 10)	С. Швеция	Svensson, Liden, 1965			1070– 1260		
<i>Cladina stellaris</i>	1962	Ц. Швеция	Svensson, Liden, 1965			700		
<i>Cladina stellaris</i>	1963	Ц. Швеция	Svensson, Liden, 1965			1150		
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (4, 10)	Ц. Швеция	Svensson, Liden, 1965			1480– 1850		
<i>Stereoscaulon paschale</i>	1961 (9)	С. Швеция, 360 м	Liden, Gustafsson, 1967			222		
<i>Stereoscaulon paschale</i>	1961 (9)	С. Швеция, 320 м	Liden, Gustafsson, 1967			551		
<i>Cladina arbuscula</i>	1961 (9)	Ю. Швеция, 115 м	Liden, Gustafsson, 1967			725		
<i>Cladina stellaris</i>	1962 (9)	С. Швеция, 740 м	Liden, Gustafsson, 1967			703		
<i>Stereoscaulon paschale</i>	1962 (9)	С. Швеция, 360 м	Liden, Gustafsson, 1967			241		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladina arbuscula</i>	1962 (9)	С. Швеция, 360 м	Liden, Gustafsson, 1967			670		
<i>Stereocaulon paschale</i>	1962 (9)	С. Швеция, 320 м	Liden, Gustafsson, 1967			651		
<i>Cladina arbuscula</i>	1962 (9)	С. Швеция, 240–380 м	Liden, Gustafsson, 1967			696		
<i>Cladina stellaris</i>	1962 (9)	Ц. Швеция, 930 м	Liden, Gustafsson, 1967			895		
<i>Cladina stellaris</i>	1962 (9)	Ц. Швеция, 760 м	Liden, Gustafsson, 1967			685		
<i>Cladina arbuscula</i>	1962 (9)	Ц. Швеция, 200 м	Liden, Gustafsson, 1967			692		
<i>Cladina stellaris</i>	1962 (9)	Ц. Швеция, 60 м	Liden, Gustafsson, 1967			666		
<i>Cladina arbuscula</i>	1962 (9)	Ю. Швеция, 250 м	Liden, Gustafsson, 1967			818		
<i>Cladina arbuscula</i>	1962 (9)	Ю. Швеция, 115 м	Liden, Gustafsson, 1967			929		
<i>Cladina stellaris</i>	1963 (9)	С. Швеция, 740 м	Liden, Gustafsson, 1967			1106		
<i>Stereocaulon paschale</i>	1963 (9)	С. Швеция, 360 м	Liden, Gustafsson, 1967			555		
<i>Cladina arbuscula</i>	1963 (9)	С. Швеция, 360 м	Liden, Gustafsson, 1967			936		
<i>Stereocaulon paschale</i>	1963 (9)	С. Швеция, 320 м	Liden, Gustafsson, 1967			907		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladina arbuscula</i>	1963 (9)	С. Швеция, 240–380 м	Liden, Gustafsson, 1967			981		
<i>Cladina stellaris</i>	1963 (9)	Ц. Швеция, 760 м	Liden, Gustafsson, 1967			1010		
<i>Cladina arbuscula</i>	1963 (9)	Ц. Швеция, 200 м	Liden, Gustafsson, 1967			1321		
<i>Cladina stellaris</i>	1963 (9)	Ц. Швеция, 60 м	Liden, Gustafsson, 1967			1328		
<i>Cladina arbuscula</i>	1963 (9)	Ю. Швеция, 250 м	Liden, Gustafsson, 1967			1288		
<i>Cladina arbuscula</i>	1964 (6)	С. Швеция, 360 м	Liden, Gustafsson, 1967			1169		
<i>Stereocaulon paschale</i>	1964 (6)	С. Швеция, 320 м	Liden, Gustafsson, 1967			999		
<i>Cladina arbuscula</i>	1964 (6)	С. Швеция, 240–380 м	Liden, Gustafsson, 1967			1092		
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (6)	Ц. Швеция, 930 м	Liden, Gustafsson, 1967			1795		
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (6)	Ц. Швеция, 760 м	Liden, Gustafsson, 1967			1351		
<i>Cladina arbuscula</i>	1964 (6)	Ц. Швеция, 200 м	Liden, Gustafsson, 1967			1376		
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (6)	Ц. Швеция, 60 м	Liden, Gustafsson, 1967			1169		
<i>Cladina arbuscula</i>	1964 (6)	Ю. Швеция, 250 м	Liden, Gustafsson, 1967			1454		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladina arbuscula</i>	1964 (6)	Ю. Швеция, 115 м	Liden, Gustafsson, 1967			1402		
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (10)	С. Швеция, 740 м	Liden, Gustafsson, 1967			1606		
<i>Cladina arbuscula</i>	1964 (10)	С. Швеция, 360 м	Liden, Gustafsson, 1967			1280		
<i>Stereocaulon paschale</i>	1964 (10)	С. Швеция, 320 м	Liden, Gustafsson, 1967			1247		
<i>Cladina arbuscula</i>	1964 (10)	С. Швеция, 240–380 м	Liden, Gustafsson, 1967			1251		
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (10)	Ц. Швеция, 930 м	Liden, Gustafsson, 1967			2028		
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (10)	Ц. Швеция, 760 м	Liden, Gustafsson, 1967			1528		
<i>Cladina arbuscula</i>	1964 (10)	Ц. Швеция, 200 м	Liden, Gustafsson, 1967			1628		
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (10)	Ц. Швеция, 60 м	Liden, Gustafsson, 1967			1606		
<i>Cladina arbuscula</i>	1964 (10)	Ю. Швеция, 115 м	Liden, Gustafsson, 1967			1717		
<i>Cladina stellaris</i>	1965 (10)	С. Швеция, 740 м	Liden, Gustafsson, 1967			1277		
<i>Cladina arbuscula</i>	1965 (10)	С. Швеция, 360 м	Liden, Gustafsson, 1967			1373		
<i>Cladina stellaris</i>	1965 (10)	Ц. Швеция, 930 м	Liden, Gustafsson, 1967			2209		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения
				^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	
<i>Cladina stellaris</i>	1965 (10)	Ц. Швеция, 760 м	Liden, Gustafsson, 1967			1669	
<i>Cladina stellaris</i>	1961	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b			630	
<i>Cladina stellaris</i>	1963	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b			670	
<i>Cladina stellaris</i>	1964	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b			850– 1370	
<i>Cladina stellaris</i>	1965	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b			1110– 1780	
<i>Cladina stellaris</i>	1966	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b			1110– 1960	
<i>Cladina stellaris</i>	1967	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b			850– 1440	
<i>Cladina stellaris</i>	1968	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b			960– 1480	
<i>Cladina stellaris</i>	1969	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b			1000– 1295	
<i>Cladina stellaris</i>	1970	Ц. Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b			814– 962	
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1978–1979	Польша, Судеты	Kwapulinski et al., 1985a, b			88– 173	
<i>Umbilicaria deusta</i>	1978–1979	Польша, Судеты	Kwapulinski et al., 1985a			93– 133	
<i>Umbilicaria grisea</i>	1978–1979	Польша, Судеты	Kwapulinski et al., 1985a, b			21–26	
<i>Umbilicaria hirsuta</i>	1978–1979	Польша, Судеты	Kwapulinski et al., 1985a, b			21– 111	

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ / $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
				^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	
<i>Cladonia carneola</i>	1981 (10)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984a			255	
<i>Cladonia furcata</i>	1979 (11)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			52	
<i>Cladonia furcata</i>	1981 (10)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			126	
<i>Cladonia furcata</i>	1982 (4)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			322	
<i>Cladonia gracilis</i>	1981 (10)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984a			281	
<i>Cladonia rangiferina</i>	1980 (7)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			81	
<i>Cladonia rangiferina</i>	1982 (4)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			174	
<i>Cladonia rangiferina</i>	1982 (7)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			237	
<i>Cetraria islandica</i>	1980 (7)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			118	
<i>Cetraria islandica</i>	1982 (4)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			374	
<i>Lasallia pustulata</i>	1979 (11)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			274	
<i>Lasallia pustulata</i>	1980 (7)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			326	
<i>Lasallia pustulata</i>	1982 (4)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			170	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1980 (7)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			107	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986			130	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1982 (4)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			141	
<i>Platismatia glauca</i>	1980 (7)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			226	
<i>Hyrogymnia physodes</i>	1980 (7)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			200	
<i>Hyrogymnia physodes</i>	1981 (10)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984			115	
<i>Peltigera canina</i>	1981 (10)	Нижняя Австрия, 720 м	Eckl et al., 1984a			67	
<i>Hyrogymnia physodes</i>	1982 (2)	Австрия, Зальцбург, 950 м	Eckl et al., 1984			1332	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1982 (2)	Австрия, Зальцбург, 950 м	Eckl et al., 1984			74	

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladonia furcata</i>	1981 (4)	Австрия, Зальцбург, 1180 м	Eckl et al., 1984			278		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 1180 м	Eckl et al., 1984			163		
<i>Platismatia glauca</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 1180 м	Eckl et al., 1984			192		
<i>Usnea filipendula</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984			200		
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984			122		
<i>Cetraria ericetorum</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984			233		
<i>Cetraria islandica</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984, 1986			198– 203		
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984			189		
<i>Cladina mitis</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984			163		
<i>Cladina rangiferina</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984			196		
<i>Stereocaulon</i> sp.	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984			396		
<i>Peltigera aphthosa</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984			311		
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984			311		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид		Величина отношения	
				^{90}Sr	^{134}Cs	$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
<i>Umbilicaria densta</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984		784		
<i>Cetraria islandica</i>	1980	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998		200		
<i>Cetraria islandica</i>	1985	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998		120– 320		
<i>Cladina arbuscula</i>	1980	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998		200		
<i>Cladina arbuscula</i>	1984	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998		110		
<i>Cladina arbuscula</i>	1985	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998		160– 650		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1980	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998		110		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1982	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998		150– 560		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1984	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998		350– 2200		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998		320– 1600		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1982 (9)	Верхняя Австрия, 1400–1900 м	Eckl et al., 1984		585		
<i>Cetraria tetraaroides</i>	1982 (2)	Австрия	Eckl et al., 1986		148		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1982 (2)	Австрия	Eckl et al., 1986		44		
<i>Parmelia saxatilis</i>	1979 (12)	Австрия	Eckl et al., 1986		426		
<i>Parmelia sulcata</i>	1982 (2)	Австрия	Eckl et al., 1986		107		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ / $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
				^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	
<i>Peltigera canina</i>	1981 (10)	Австрия	Eckl et al., 1986		67		
<i>Platismatia glauca</i>	1980 (7)	Австрия	Eckl et al., 1986		226		
<i>Platismatia glauca</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986		444		
<i>Umbilicaria deusta</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986		777		
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1979 (11)	Австрия	Eckl et al., 1986		244		
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1976 (7)	Австрия, Грац	Heinrich et al., 1989b		491		
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1984–1985	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993		1600		
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1984–1985	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993		1700		
<i>Cetraria islandica</i>	1984–1985	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993		200		
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1984–1985	Австрия, 2200 м	Hofmann et al., 1993		1600		
<i>Cladina arbuscula</i>	1984–1985	Австрия, 1900 м	Hofmann et al., 1993		100		
<i>Cladonia phyllophora</i>	1984–1985	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		300		
<i>Cladina rangiferina</i>	1984–1985	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993		700		
<i>Evernia prunastri</i>	1984–1985	Австрия, 800 м	Hofmann et al., 1993		200		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985 (6)	Австрия, 1040 м	Heinrich et al., 1989b		0		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984 (6)	Австрия, 1380 м	Heinrich et al., 1989b			80		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984 (7)	Австрия, Грац, 440 м	Heinrich et al., 1989b			402		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985 (8)	Австрия, Тироль, 1555 м	Heinrich et al., 1989b			0		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1983 (7)	Австрия, Вайнеbene, 1650 м	Heinrich et al., 1989b			323		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984–1985	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993			100		
<i>Parmelia sulcata</i>	1983 (7)	Австрия, 1270 м	Heinrich et al., 1989b			243		
<i>Platismatia glauca</i>	1984–1985	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993			400		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (9)	Австрия, 1600 м	Heinrich et al., 1989b			261		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (5)	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993			300		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1984 (10)	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993			300		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1984 (11)	Австрия, 1400 м	Hofmann et al., 1993			300		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (8)	Австрия, 1700 м	Hofmann et al., 1993			300		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (8)	Австрия, 1600 м	Hofmann et al., 1993			1600		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (8)	Австрия, 2000 м	Hofmann et al., 1993			400		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (9)	Австрия, 1000 м	Hofmann et al., 1993			300		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (10)	Австрия, 1500 м	Hofmann et al., 1993			600		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (11)	Австрия, 1600 м	Hofmann et al., 1993			400		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985 (7)	Австрия, Штирия, 1040 м	Heinrich et al., 1999			10		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1983 (7)	Австрия, Штирия, 1270 м	Heinrich et al., 1999			229		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1983 (7)	Австрия, Штирия, 1650 м	Heinrich et al., 1999			351		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984 (6)	Австрия, Штирия, 1380 м	Heinrich et al., 1999			87		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984 (7)	Австрия, Штирия, 444 м	Heinrich et al., 1999			430		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985 (8)	Австрия, Штирия, 1555 м	Heinrich et al., 1999			8		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (9)	Австрия, Штирия, 1600 м	Heinrich et al., 1999			272		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1983 (7)	Австрия, Штирия, 1670 м	Heinrich et al., 1999			310		
<i>Cladonia convoluta</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997			307		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladonia rangiformis</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997			120		
<i>Squamatarina gypsacea</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997			420		
<i>Xanthorarmelia somloensis</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997			<		
<i>Anaptychia citiaris</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			142		
<i>Everina prunastri</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			320		
<i>Parmelia sulcata</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			<		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			<		
<i>Ramalina farinacea</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			<		
<i>Ramalina fastigiata</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			120		
<i>Ramalina fraxinea</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			<		
<i>Usnea hirta</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			<		
<i>Xanthoria parietina</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			555		
<i>Cladonia rangiformis</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			<		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Peltigera canina</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			860		
<i>Collema cristatum</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			<		
<i>Dermatocarpon miniatum</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			<		
<i>Neofuscelia pulla</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			820		
<i>Squamaria gypsacea</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			210		
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997			610		
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997			830		
<i>Evernia prunastri</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997			430		
<i>Parmelia sulcata</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997			540		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997			<		
<i>Ramalina fastigiata</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997			350		
<i>Ramalina fraxinea</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997			120		
<i>Dermatocarpon miniatum</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997			520		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид		Величина отношения	
				^{90}Sr	^{137}Cs	$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
<i>Lecanora miralis</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997		410		
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997		330		
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997		210		
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997		830		
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997		<		
<i>Evernia prunastri</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997		203		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997		130		
<i>Parmelia sulcata</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997		87		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997		<		
<i>Ramalina farinacea</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997		<		
<i>Ramalina fastigiata</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997		133		
<i>Ramalina fraxinea</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997		<		
<i>Parmeliaceae</i>	1975 (5)– 1986 (5)	Румыния, Карпаты	Bartok, Moesy, 1990		5700		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Usneaceae</i>	1975 (5)– 1986 (5)	Румыния, Карпаты	Bartok, Moesy, 1990			3400		
<i>Cladonia + Peltigera</i>	1975 (5)– 1986 (5)	Румыния, Карпаты	Bartok, Moesy, 1990			4900		
<i>Parmeliaceae</i>	1983 (7)	Румыния, Карпаты	Bartok, Moesy, 1990			3500		
<i>Usneaceae</i>	1983 (7)	Румыния, Карпаты	Bartok, Moesy, 1990			<3000		
<i>Cladonia + Peltigera</i>	1983 (7)	Румыния, Карпаты	Bartok, Moesy, 1990			3200		
<i>Parmeliaceae</i>	1975	Румыния, Карпаты	Bartok et al., 1998			<1000		
<i>Usneaceae</i>	1975	Румыния, Карпаты	Bartok et al., 1998			<500		
<i>Peltigera + Cladonia</i>	1975	Румыния, Карпаты	Bartok et al., 1998			<1000		
<i>Usnea + Sphagnum</i>	1974	Малайзия, запад	Lowe, 1978			9–49		
<i>Bryoscaulon divergens</i>	1968	Гренландия	Hanson, 1976			1850		
<i>Bryoscaulon divergens</i>	1974	Гренландия	Hanson, 1976			1517		
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1968	Гренландия	Hanson, 1976			1628		
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1974	Гренландия	Hanson, 1976			888		
<i>Cetrariella delisei</i>	1968	Гренландия	Hanson, 1976			1369		
<i>Cetrariella delisei</i>	1974	Гренландия	Hanson, 1976			1295		
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968	Гренландия	Hanson, 1976			1184		
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1974	Гренландия	Hanson, 1976			740		
<i>Stereoscaulon paschale</i>	1968	Гренландия	Hanson, 1976			814		
<i>Stereoscaulon paschale</i>	1974	Гренландия	Hanson, 1976			629		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид		Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1992	Гренландия, континентальная часть	Strandberg, 1997		69		
<i>Cladina mitis</i>	1992	Гренландия, континентальная часть	Strandberg, 1997		209		
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1992	Гренландия, субконтинентальная часть	Strandberg, 1997		99		
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1992	Гренландия, побережье	Strandberg, 1997		138		
<i>Cladina mitis</i>	1992	Гренландия, побережье	Strandberg, 1997		305		
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1994–1995	Гренландия	Dietz et al., 2000		20– 220		
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1982?	Канада, СЗТ	Looney et al., 1986		160		
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1982?	Канада, СЗТ	Looney et al., 1986		185		
<i>Dactylina arctica</i>	1982?	Канада, СЗТ	Looney et al., 1986		138		
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1982 (7–8)	Канада, СЗТ, оз. Baker, тундра	Kershaw et al., 1989		160		
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1982 (7–8)	Канада, СЗТ, оз. Baker, тундра	Kershaw et al., 1989		185		
<i>Dactylina arctica</i>	1982 (7–8)	Канада, СЗТ, оз. Baker, тундра	Kershaw et al., 1989		138		
Лишайники и мхи	1961	США, Аляска	Rickard et al., 1965		666		
<i>Cetraria + Cladonia</i> spp.	1959 (8)	США, Аляска	Rickard et al., 1965		999		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cetraria</i> + <i>Cladonia</i> spp.	1960 (8)	США, Аляска	Rickard et al., 1965			962		
<i>Cetraria</i> + <i>Cladonia</i> spp.	1961 (6)	США, Аляска	Rickard et al., 1965			1369		
<i>Bryosaulon divergens</i>	1961 (8)	США, Аляска	Rickard et al., 1965			740		
<i>Bryosaulon divergens</i>	1961 (9)	США, Аляска	Rickard et al., 1965			777		
<i>Cladina</i> spp. + <i>Cetraria</i> spp.	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967		0.8	228		0.004
<i>Flavocetraria cucullata</i> , <i>Cetraria islandica</i>	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967		0.6	302		0.002
<i>Cladina stellaris</i>	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967		0.5	208		0.002
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1962 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	363		359		1.01
<i>Masonhalea richardsonii</i>	1962 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	200		814		0.25
<i>Bryosaulon divergens</i>	1962 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	200		814		0.25
<i>Cladina</i> + <i>Cetraria</i>	1962 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	130		407		0.32
<i>Masonhalea richardsonii</i>	1963 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	322		1147		0.28
<i>Bryosaulon divergens</i>	1963 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	241		888		0.27

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$
				^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	
<i>Cladina + Cetraria</i>	1963 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	248		629	0.39
<i>Cladina + Cetraria</i>	1964 (1)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	444		1221	0.36
<i>Вуросaulon divergens</i>	1964 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	444		1628	0.27
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	270			
<i>Cladina + Cetraria</i>	1964 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	296		888	0.33
<i>Cladina + Cetraria</i>	1964 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	289		999	0.29
<i>Cladina + Cetraria</i>	1964 (8)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	274		740	0.37
<i>Cladina + Cetraria</i>	1964 (9)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	337		1110	0.30
<i>Cladina stellaris</i>	1964 (11)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	344			
<i>Cetrariella delisei</i>	1964 (11)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	226		1295	0.17
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1964 (11)	США, Аляска	Hanson et al., 1967			1221	
<i>Вуросaulon divergens</i>	1964 (11)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	648		1924	0.34
<i>Cladina + Cetraria</i>	1964 (11)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	344		925	0.37

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид		Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Bryosaulon divergens</i>	1965 (1)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	426	1406	0.30	
<i>Cladina + Cetraria</i>	1965 (1)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	296	814	0.36	
<i>Cladina stellaris</i>	1965 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	348			
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1965 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	481	1480	0.32	
<i>Bryosaulon divergens</i>	1965 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	629	1850	0.34	
<i>Cladina + Cetraria</i>	1965 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	218	1110	0.20	
<i>Cladina rangiferina</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	340	925	0.37	
<i>Cladina stellaris</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	407	1110	0.37	
<i>Cetrariella delisei</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	289	1665	0.17	
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	444	2035	0.22	
<i>Masonhalea richardsonii</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	481	2738	0.18	
<i>Nephroma arcticum</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	666	2109	0.32	
<i>Bryosaulon divergens</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967		3182		
<i>Dasyliina arctica</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	629	2516	0.25	
<i>Cladina + Cetraria</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967	237	1184	0.20	
Покров напочвенных цетрариевых	1962 (7)	США, Аляска	Hanson, 1976		441		
Покров напочвенных цетрариевых	1963 (7)	США, Аляска	Hanson, 1976		84		
Покров напочвенных цетрариевых	1964 (7)	США, Аляска	Hanson, 1976		992		
Покров напочвенных цетрариевых	1965 (7)	США, Аляска	Hanson, 1976		1225		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид		Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
Покров напочвенных цетрариевых	1966 (8)	США, Аляска	Hanson, 1976		998		
Покров напочвенных цетрариевых	1967 (8)	США, Аляска	Hanson, 1976		925		
Покров напочвенных цетрариевых	1968 (7)	США, Аляска	Hanson, 1976		957		
Покров напочвенных цетрариевых	1969 (8)	США, Аляска	Hanson, 1976		552		
Покров напочвенных цетрариевых	1970 (8)	США, Аляска	Hanson, 1976		535		
Покров напочвенных цетрариевых	1971 (8)	США, Аляска	Hanson, 1976		224		
Покров напочвенных цетрариевых	1972 (7)	США, Аляска	Hanson, 1976		577		
Покров напочвенных цетрариевых	1973 (8)	США, Аляска	Hanson, 1976		352		
Покров напочвенных цетрариевых	1974 (9)	США, Аляска	Hanson, 1976		936		
<i>Cladina rangiferina</i>	1967 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		1036– 1798		
<i>Cladina stellaris</i>	1967 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		1909		
<i>Cladina stellaris</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		437– 1399		
<i>Stereocaulon paschale</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971		1228– 1328		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971			1106	
<i>Thamnia vermicularis</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971			451	
<i>Peltigera canina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971			699	
Лишайники, смесь	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971			773	
<i>Cladonia rangiferina</i>	1970 (8)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971			350– 1376	
<i>Cladonia stellaris</i>	1970 (8)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971			793	
<i>Cetraria + Cladonia</i> sp. sp.	1959 (8)	США, Аляска, котловина	Watson et al., 1964	122			
<i>Cetraria + Cladonia</i> spp.	1960 (8)	США, Аляска, котловина	Watson et al., 1964	74			
<i>Cetraria + Cladonia</i> spp.	1961 (6)	США, Аляска, котловина	Watson et al., 1964	52			
<i>Cetraria + Cladonia</i> spp.	1961 (6)	США, Аляска, равнина	Watson et al., 1964	126			
<i>Brucaulon divergens</i>	1961 (8–9)	США, Аляска, хребет	Watson et al., 1964	189– 200			
Лишайники, смесь	1976	США, Аляска	Holleman et al., 1979			459– 803	
<i>Cladonia</i>	1964 (8)	США, Джорджия, плато	Plummer, Helseth, 1965			3330	
<i>Cladonia</i>	1964 (8)	США, Джорджия, низменность	Plummer, Helseth, 1965			4440	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1962 (8)	США, Джорджия	Plummer, Helseth, 1965	370		5550	0.07

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1962 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969	370– 481	703– 10878	5587– 12210	0.04	0.89
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1963 (весна)	США, Джорджия	Plummer, 1969	518		6253	0.08	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1963 (8)	США, Джорджия	Plummer, Helseth, 1965	703		8880	0.08	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1963 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969	703		3744– 10027	0.07	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (весна)	США, Джорджия	Plummer, 1969		518	9620– 11470		0.05
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (лето)	США, Джорджия	Plummer, 1969		185	19610		0.009
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (лето)	США, Джорджия	Plummer, 1969		1073– 3700	11840– 18167		0.059– 0.312
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (8)	США, Джорджия	Plummer, Helseth, 1965	703		10730	0.07	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969	444	962	10730– 11470	0.04	0.084
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (осень)	США, С. Каролина	Plummer, 1969			2775		
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (осень)	США, Колорадо	Plummer, 1969		407	2738		0.1486
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1965 (весна)	США, Джорджия	Plummer, 1969			15096		
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1965 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969	296		11137– 26899	0.02	

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид		Величина отношения	
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs
<i>Cladonia</i> spp.	1969 (9)	США, Джорджия	Cummings et al., 1971		440–463		
<i>Cladonia</i> spp.	1969 (12)	США, Джорджия	Cummings et al., 1971		389		
<i>Cladonia subtennis</i>	1966 (2)	США, Джорджия	Ritchie et al., 1971		1194–3367		
<i>Cladonia rangiferina</i>	1966 (2)	США, Джорджия	Ritchie et al., 1971		1443–2183		
<i>Cladonia uncialis</i>	1966 (2)	США, Джорджия	Ritchie et al., 1971		1480–2442		
<i>Cladonia</i> spp.	1976–1977	США, Джорджия, гранитная плита	Garner, Jenkins, 1991		222–1032		
<i>Cladonia caroliniana</i>	1976–1977	США, Джорджия, гранитная плита	Garner, Jenkins, 1991		899–1032		
<i>Cladonia subtennis</i>	1976–1977	США, Джорджия, гранитная плита	Garner, Jenkins, 1991		222–522		
<i>Cladonia subtennis</i>	1976–1977	США, Джорджия, сосновый лес	Garner, Jenkins, 1991		78–155		
<i>Cladonia</i> spp.	1977	США, Джорджия, гранитные блоки	Garner, Jenkins, 1991		211–1166		
<i>Parmelia</i> spp.	1977	США, Джорджия, гранитные блоки	Garner, Jenkins, 1991		1265–2235		
<i>Cladonia</i> spp.	1979–1980	США, Джорджия, гранитные обнажения	Garner, Jenkins, 1991		59–440		
<i>Cladonia caroliniana</i>	1979–1980	США, Джорджия, гранитные обнажения	Garner, Jenkins, 1991		170–440		

Продолжение таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид			Величина отношения	
				^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
<i>Cladonia subtennis</i>	1979–1980	США, Джорджия, гранитные образования	Garnet, Jenkins, 1991			59–178		
<i>Ramalina reticulata</i>	1968 (9–11)	США, Калифорния	Book et al., 1972			192		
<i>Ramalina reticulata</i>	1969 (2–3)	США, Калифорния	Book et al., 1972			202		
<i>Usnea</i> spp.	1969 (2–3)	США, Калифорния	Book et al., 1972			414		
<i>Usnea arizonica</i>	1969 (2–3)	США, Калифорния	Book et al., 1972			500		
<i>Evernia prunastri</i>	1969 (2–3)	США, Калифорния	Book et al., 1972			514		
<i>Cladonia</i>	1969	США, Флорида	Gamble, 1971			168		
<i>Ramalina celastri</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-острова, геотермальная область 1	Matthews, 1981			2–6		
<i>Usnea arida</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-острова, геотермальная область 1	Matthews, 1981			4–16		
<i>Usnea pucilla</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-острова, геотермальная область 1	Matthews, 1981			9		
<i>Usnea rubicunda</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-острова, геотермальная область 1	Matthews, 1981			7–11		
<i>Ramalina celastri</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-острова, геотермальная область 2	Matthews, 1981			2–10		
<i>Usnea arida</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-острова, геотермальная область 2	Matthews, 1981			2–15		

Окончание таблицы 8.2

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклид		Величина отношения
				^{90}Sr	^{134}Cs	
<i>Usnea inermis</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-восточного острова, геотермальная область 2	Matthews, 1981		6-18	
<i>Usnea rubicunda</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-восточного острова, геотермальная область 2	Matthews, 1981		3-12	
<i>Ramalina celastri</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-восточного острова, вне геотермальной области	Matthews, 1981		4-6	
<i>Usnea arida</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-восточного острова, вне геотермальной области	Matthews, 1981		7-11	
<i>Usnea rubicunda</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-восточного острова, вне геотермальной области	Matthews, 1981		4-11	
<i>Usnea xanthopoga</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-восточного острова, вне геотермальной области	Matthews, 1981		3	
<i>Usnea inermis</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-восточного острова, вне геотермальной области	Matthews, 1981		7	
<i>Usnea ciliifera</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-восточного острова, вне геотермальной области	Matthews, 1981		28-34	
<i>Usnea articulata</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-восточного острова, вне геотермальной области	Matthews, 1981		33-45	
<i>Usnea oncodes</i>	1979	Н. Зеландия, центр северо-восточного острова, вне геотермальной области	Matthews, 1981		11	

как биомониторов глобальных радиоактивных выпадений. Например, выпадения ^{90}Sr в 1962 г. на широтах $60\text{--}70^\circ$ с.ш. оценивали в $177\ 600$ кБк/км², а на широтах $40\text{--}50^\circ$ с.ш. — в $288\ 200$ кБк/км²; предполагали, что если выпадения ^{90}Sr пропорциональны выпадениям других радионуклидов, то выпадения в арктических регионах составляли лишь от половины до четверти от выпадений радионуклидов в умеренных широтах (Hanson, 1967b).

Установили также зависимость содержания радионуклидов в лишайниках от широты и континентальности (Hanson, 1967b; Hutchinson-Benson et al. 1985; Jaworowski, 1966; Svoboda, Taylor, 1979; Taylor et al., 1985.). Например, на Аляске, в Канадской Арктике и в Гренландии этот показатель уменьшается с увеличением широты, а в Гренландии — и с удалением от побережья к центру острова. В Финской Лапландии содержание ^{137}Cs в 1961–1965 гг. в сухих лишайниках в среднем составляло $592\text{--}2368$ Бк/кг, в мясе оленей — $585\text{--}2664$ Бк/кг, а в телах питавшихся олениной людей — $18\ 500\text{--}53\ 280$ Бк (Miettinen, Hdsdnen, 1967).

В Российской Арктике содержание радионуклидов в лишайниках и поступление их в мясо оленей и далее в человека уменьшалось с запада на восток. Была установлена следующая количественная зависимость: в Мурманской обл. в 1965 г. поверхностное загрязнение почвы и растительности ^{137}Cs в $37\ 000$ кБк/км² приводило к удельной концентрации ^{137}Cs в сухих лишайниках в 37 Бк/кг, в мышцах оленей — 74 Бк/кг, в телах людей, питавшихся мясом оленей, — 3700 Бк; в Якутии при том же поверхностном уровне загрязнения в $37\ 000$ кБк/км² мясо оленей содержало 18.5 Бк/кг ^{137}Cs , а в телах питавшихся этим мясом людей было только 370 Бк этого нуклида (Nevstrueva et al., 1967).

Концентрации ^{90}Sr в лишайниках были в 2–3 раза меньше, чем концентрации ^{137}Cs (Eberhardt, 1964), что коррелировало с установленными ранее экспериментально величинами коэффициентов поглощения этих изотопов из растворов накипным эпилитным лишайником: 29 для стронция и 149 — для цезия (Субботина, Тимофеев-Ресовский, 1961). Опыты также показали, что после погружения на несколько дней слоевищ кладин в нейтральные растворы солей ^{137}Cs и ^{90}Sr , регистрируемая в конце эксперимента концентрация ^{137}Cs в лишайнике была в 200 раз выше, чем в растворе, а концентрация ^{90}Sr — лишь в 20 раз (Троицкая и др., 1971). Однако соотношение их активностей в образцах из одной местности оставалось примерно одинаковым, что позволяло создавать модели количественной трансформации радионуклидов по пищевой цепи «лишайник → олень → человек» (Eberhardt, Hanson, 1969).

Поскольку испытываемые ядерные устройства имели примерно постоянные соотношения между элементами своей начинки, а также была известна скорость физического распада поступающих в среду радионуклидов, данные измерения активности одного или нескольких из них позволяли получать представление о массе выброшенных в среду других радиоизотопов. Так, было вычислено, что до 1958 г. общая активность поступившего в среду ^{134}Cs составила 74×10^{14} Бк, в 1959–1961 гг. поступление этого радионуклида оценивали как незначительное, а за 1961–1962 его поступило около 185×10^{13} Бк (Persson, 1968).

Максимальные величины концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в лишайниках Арктики были отмечены в 1964–1965 (Tuominen, Jaakkola, 1973). После прекращения СССР и США испытаний ядерного оружия в атмосфере содержание ^{90}Sr и особенно ^{137}Cs с 1965 г. уменьшалось, но очень медленно, всего лишь на несколько процентов в год относительно общей суммы радионуклидов, накопленной лишайниками. Таким образом, лишайниковый покров на длительный период времени стал своеобразным резервуаром радионуклидов как для других обитателей биогеоценозов, где эти симбиотические организмы играют заметную роль, так и соседних сообществ. Во всяком случае, в середине 1980-х годов лишайники Шведской Лапландии содержали значительные запасы радионуклидов, накопленные в 1950–1960-х (Jones, 1989). В 1960 г. содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в лишайниках Финляндии были приблизительно в пять–десять раз выше, чем в сосудистых растениях (Salo, Miettinen, 1964). В 1969 г. содержание ^{137}Cs в слоевищах *Cladina stellaris* в Финской Лапландии было приблизительно в 20 раз выше, чем в злаке *Deschampsia flexuosa* и хвоще *Equisetum sylvaticum* (Tuominen, Jaakkola, 1973). В 1967 г. концентрация ^{137}Cs в слоевищах лишайников рода *Cladina* на Аляске (США) составляла в среднем около 2000 Бк/кг сухого веса, а в многолетниках и травах 330–1400 и 4–126 Бк/кг сухого веса, соответственно (Tuominen, Jaakkola, 1973). Отношение величин активности $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в атмосферных выпадениях в те годы оценивали в среднем в 1.6 (Павлоцкая, 1971; Моисеев, 1985), а для лишайников рода *Cladina* оно составляло 3–5, что свидетельствует о пониженной возможности лишайников удерживать ^{90}Sr в сравнении с ^{137}Cs .

Однако в 1960-х самые высокие концентрации радионуклидов в лишайниках были обнаружены не в Арктике, а на юге США, в штате Джорджия. Здесь, в слоевищах *Xanthoparmelia conspersa*, собранных в 1962 г. на гранитных породах, активность ^{137}Cs составляла 5550 Бк/кг сухого веса, а в образцах 1964 г. — 10 730 Бк/кг (Plummer, Helseth,

1965). Осенью 1965 г. эта величина была уже 26899 Бк/кг (Plummer, 1969), а в 1968 г. — 8510 Бк/кг (Tuominen, Jaakkola, 1973). Содержание ^{90}Sr в слоевищах того же вида составляло в 1962 и 1963 гг. 370 и 703 Бк/кг сухого веса, соответственно (табл. 8.2). Значительно выше здесь были и величины активности других радиоизотопов (табл. 8.1, 8.3). Выпадения радионуклидов в этой местности почти вдвое превышали средние величины выпадений в поясе между 40° и 50° с.ш., однако главным фактором, определившим высокие уровни концентрации радионуклидов в слоевищах *Xanthoparmelia conspersa* было, по мнению авторов, то, что представители этого вида росли на гранитных обнажениях, а гранит сам по себе имеет повышенный радиоактивный фон, и лишайниковые ковры как своеобразные фильтры поглощали радионуклиды из дождевой воды, стекавшей по гранитным плитам (Garner, Jenkins, 1991). В некоторых образцах также была очень высокой величина удельной активности ^{134}Cs — 3700 и 10878 Бк/кг, а отношение активностей $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в них было равно 0.312 и 0.89 (табл. 8.2). Такие высокие значения отношений активностей $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в лишайниках из Джорджии трудно объяснить, поскольку даже в первые 10 суток после взрыва реактора Чернобыльской АЭС величина отношения активностей этих радионуклидов была 0.396 (Сивинцев, 2003), а по другим оценкам — 0.5 (Aarkrog, 1988). 23 мая 1986 г. величины отношений активностей $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в почвах загрязненных районов Белоруссии, Брянской, Калужской и Тульской областей были в интервале 0.39–0.63 (Орлов и др., 1992). Я полагаю, что при измерении активности радионуклидов в образцах из Джорджии были допущены ошибки. Или в силу каких-то особенностей циркуляции воздушных потоков в места отбора проб лишайников были занесены непропорционально большие количества аэрозолей с топливными частицами с испытательных полигонов или других источников техногенных радионуклидов на юге США.

В лесах южной тайги Восточной Европы (Дарвинский заповедник) содержание ^{90}Sr в 1964 г. в слоевищах *Cladina stellaris* составляло 140 Бк/кг (Поляков и др., 1973), а в 1959 и 1960 гг его концентрация была здесь меньше — 87 и 91 Бк/кг, соответственно (Поляков и др., 1962). Уместно отметить, что в средних широтах, наиболее загрязненных радионуклидами глобальных выпадений, в 1960–1970-х гг. содержание радионуклидов в лишайниках измерялось редко. Так, сведения о концентрации радионуклидов в лишайниках (*Cladina* spp.) Ленинградской обл. для сравнения приводились в публикациях о загрязнении арктических регионов СССР (Литвер и др., 1976; Нижников и др.,

1969, 1973; Троицкая и др., 1971). Позднее лишайники использовали для выявления фоновых величин загрязнения, зависимости выпадений радионуклидов от количества осадков, а также последствий испытаний ядерного оружия в атмосфере, которые продолжали проводить Китай и Франция (Eckl et al., 1984a, 1986; Ellis, Smith, 1987; Kwaruliniski et al., 1985a; Покаржевский и др., 2003). В частности, после такого испытания 16 октября 1980 г. на полигоне в районе оз. Лоб-Нор в Китае австрийские ученые осенью 1981 г. обнаружили в слоевищах лишайников из разных районов Австрии ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{144}Ce , которые отсутствовали в пробах, собранных до испытания (Eckl et al., 1984, 1984a). Те же радионуклиды с оз. Лоб-Нор попали и в лишайники юго-востока Канады (Ellis, Smith, 1987). Высокие уровни активности этих радиоизотопов в лишайниках ранее отмечались в начале 1960-х, в период интенсивных испытаний ядерного оружия в атмосфере (Plummer, 1969).

В лишайниках обнаружены и изотопы непрореагировавших осколков ядерных зарядов и их производные (табл. 8.4). Наблюдения за динамикой во времени концентрации изотопов плутония свидетельствуют, что после начала термоядерных испытаний постепенно происходило увеличение их содержания в лишайниках примерно до 1966 г., после чего наметилась тенденция к снижению уровней их активности. Однако наличие в биоте изотопа ^{241}Pu привело к появлению его дочерних изотопов ^{241}Am и далее ^{242}Cm ($^{242\text{m}}\text{Am}$) и ^{244}Cm , концентрация которых постепенно увеличивалась несмотря на последовавшее через некоторое время снижение этого показателя для ^{241}Pu (табл. 8.4).

Таблица 8.3. Удельная активность (Бк/кг) в лишайниках некоторых радионуклидов из глобальных выпадений

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды											
				⁸⁸ Y	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb	⁹⁹ Tc	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹⁴⁴ Ce	¹⁵⁵ Eu		
<i>Cladina stellaris</i>	1961	Ц, Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b						260–670				33–104	1900	170–215
<i>Cladina stellaris</i>	1963	Ц, Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b						1220–2220				130	13085	590
<i>Cladina stellaris</i>	1964	Ц, Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b						740–1500				130–296	3700	229–282
<i>Cladina stellaris</i>	1965	Ц, Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b						560–1040				111–225	1900	222
<i>Cladina stellaris</i>	1966	Ц, Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b						185–370				81–222	670	150
<i>Cladina stellaris</i>	1967	Ц, Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b						75–185				63–81	520	75–185
<i>Cladina stellaris</i>	1968	Ц, Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b						95				52	150–410	70–104
<i>Cladina stellaris</i>	1969	Ц, Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		51–58				67				48	190	37–45
<i>Cladina stellaris</i>	1970	Ц, Швеция, Роген	Mattsson, 1975a, b		34				80–95				48	330	31
Напочвенные лишайники <i>Cladonia</i> , <i>Cetraria</i>	1956	Финляндия	Holm, Riosoco, 1987							0.040					
<i>Cladina stellaris</i> , <i>Cetraria islandica</i>	1960	Швеция; Исландия	Holm, Riosoco, 1987							0.040					
<i>Cladina stellaris</i>	1961	Центральная Швеция	Holm, Riosoco, 1987							0.038					

Продолжение таблицы 8.3

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды													
				⁸⁸ Y	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb	⁹⁹ Tc	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹⁴⁴ Ce	¹⁵⁵ Eu				
<i>Cetraria ericetorum</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984		118	252										322	
<i>Cetraria islandica</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984		166	218										185	
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984			255										218	
<i>Cladonia mitis</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984		85	178										233	
<i>Cladonia rangiferina</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984		78	244										144	
<i>Stereocaulon sp.</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984		81	189										152	
<i>Peltigera aphthosa</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984		152	163											
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984		67	192										303	
<i>Umbilicaria deusta</i>	1981 (8)	Австрия, Зальцбург, 2240 м	Eckl et al., 1984		196	570										463	
<i>Cetraria ericetorum</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986		118	252										<4	322
<i>Cetraria islandica</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986		167	218										<4	185
<i>Cetraria cetrarioides</i>	1982 (2)	Австрия	Eckl et al., 1986		<19	44										<4	78
<i>Cladonia furcata</i>	1981 (10)	Австрия	Eckl et al., 1986		<19	163										<4	96

Продолжение таблицы 8.3

Лишайник	Год (месяц)	Местоахожде- ние	Источник данных	Радионуклиды											
				^{88}Y	^{95}Zr	^{95}Nb	$^{95}\text{Zr} +$ ^{95}Nb	^{99}Tc	$^{106}\text{Ru}/$ ^{106}Rh	^{110m}Ag	^{125}Sb	^{144}Ce	^{155}Eu		
<i>Cladonia furcata</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986		48	152							<4	100	
<i>Cladonia rangiferina</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986		78	244							<4	141	
<i>Hypogymnia physodes</i>	1980 (7)	Австрия	Eckl et al., 1986		<15	<4							<4	<19	
<i>Hypogymnia physodes</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986		100	48							<4	<30	
<i>Hypogymnia physodes</i>	1982 (2)	Австрия	Eckl et al., 1986		<19– <30	<7– <11							<4– <7	<30– <41	
<i>Lasallia pustulata</i>	1979 (11)	Австрия	Eckl et al., 1986		48	<4							<4	<19	
<i>Parmelia saxatilis</i>	1979 (12)	Австрия	Eckl et al., 1986		<15	<4							<4	<19	
<i>Parmelia sulcata</i>	1982 (2)	Австрия	Eckl et al., 1986		<30	<11							<7	237	
<i>Peltigera canina</i>	1981 (10)	Австрия	Eckl et al., 1986		48	107							<4	56	
<i>Platismatia glauca</i>	1980 (7)	Австрия	Eckl et al., 1986		<15	<4							<4	<19	
<i>Platismatia glauca</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986		52	167							<4	126	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1980 (7)	Австрия	Eckl et al., 1986		<15	<4							<4	<19	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1982 (2)	Австрия	Eckl et al., 1986		<19	37							<4	104	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986		19	96							<4	<22	

Продолжение таблицы 8.3

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды											
				⁸⁸ Y	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb	⁹⁹ Tc	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} A g	¹²⁵ Sb	¹⁴⁴ Ce	¹⁵⁵ Eu		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1982 (9)	Австрия	Eckl et al., 1986		<22	<7							<4	<30	
<i>Umbilicaria deusta</i>	1981 (8)	Австрия	Eckl et al., 1986		196	570							<7	463	
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1979 (11)	Австрия	Eckl et al., 1986		<19	<7							<4	<22	
<i>Cetraria islandica</i>	1959	Югославия	Holm, Rioseso, 1987				0.032								
Лишайники и мхи	1961	США, Аляска	Rickard et al., 1965				96		200					1073	
<i>Cetraria</i> + <i>Cladonia</i> spp.	1959 (8)	США, Аляска	Rickard et al., 1965				4625		888					12950	
<i>Cetraria</i> + <i>Cladonia</i> spp.	1960 (8)	США, Аляска	Rickard et al., 1965				126		274					3441	
<i>Cetraria</i> + <i>Cladonia</i> spp.	1961 (6)	США, Аляска	Rickard et al., 1965				481		70					2960	
<i>Вуосаулон divergens</i>	1961 (8)	США, Аляска	Rickard et al., 1965				481		215					1332	
<i>Вуосаулон divergens</i>	1961 (9)	США, Аляска	Rickard et al., 1965				5550		629					3441	
<i>Cladina</i> spp. + <i>Cetraria</i> spp.	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967	0.2			16		207	0.2	64	588			
<i>Flavocetraria cucullata, Cetraria islandica</i>	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967	0.1			9		248	0.1	83	583			

Продолжение таблицы 8.3

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды										
				^{88}Y	^{95}Zr	^{95}Nb	$^{95}\text{Zr} +$ ^{95}Nb	^{99}Tc	$^{106}\text{Ru}/$ ^{106}Rh	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb	^{144}Ce	^{155}Eu	
<i>Cladonia stellaris</i>	1964/1965	США, Аляска	Hanson et al., 1967	0.1			3			163	0.1	58	445	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1962 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967				2294			241			3071	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1963 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967				3182			1184			7400	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1964 (1)	США, Аляска	Hanson et al., 1967				1110			1998			8880	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1964 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967				229			1110			4810	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1964 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967				122			1221			6660	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1964 (8)	США, Аляска	Hanson et al., 1967				666			1369			4810	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1964 (9)	США, Аляска	Hanson et al., 1967							962			5180	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1964 (11)	США, Аляска	Hanson et al., 1967				33			740			4070	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1965 (1)	США, Аляска	Hanson et al., 1967							777			2886	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1965 (4)	США, Аляска	Hanson et al., 1967							962			3330	
<i>Cladonia + Cetraria</i>	1965 (7)	США, Аляска	Hanson et al., 1967							962			2849	

Продолжение таблицы 8.3

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды											
				^{88}Y	^{95}Zr	^{95}Nb	$^{95}\text{Zr} +$ ^{95}Nb	^{99}Tc	$^{106}\text{Ru}/$ ^{106}Rh	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb	^{144}Ce	^{155}Eu		
<i>Cladina rangiferina</i>	1967 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										74	279	67
<i>Cladina rangiferina</i>	1967 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										89	201	46
<i>Cladina stellaris</i>	1967 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										130	492	90
<i>Cladina stellaris</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										н/п	248	37
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										н/п	н/п	30
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										н/п	н/п	26
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										н/п	н/п	23
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										н/п	н/п	28
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										143	444	90
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										77	215	40
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										63	152	34
<i>Cladina rangiferina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971										107	316	35

Продолжение таблицы 8.3

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды										
				⁸⁸ Y	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb	⁹⁹ Tc	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹⁴⁴ Ce	¹⁵⁵ Eu	
<i>Stereosaulon paschale</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971									н/п	286	24
<i>Stereosaulon paschale</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971									н/п	317	н/п
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971									н/п	377	60
<i>Thamnia vermicularis</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971									н/п	285	68
<i>Peltigera canina</i>	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971									68	138	23
Лишайники, смесь	1968 (10)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971									93	299	55
<i>Cladonia rangiferina</i>	1970 (8)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971			18– 152			105– 291			27–66	119– 1047	11–73
<i>Cladonia stellaris</i>	1970 (8)	США, Аляска	Koranda, Martin, 1971			85			185			49	767	25
<i>Cladonia</i>	1964 (8)	США, Джорджия, плато	Plummer, Helseth, 1965						2960				4440	
<i>Cladonia</i>	1964 (8)	США, Джорджия, низменность	Plummer, Helseth, 1965						4255				5920	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1962 (8)	США, Джорджия	Plummer, Helseth, 1965		0				2109				61790	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1962 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969	20979					1924– 12802			296– 2738	6483	

Окончание таблицы 8.3

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды											
				^{88}Y	^{95}Zr	^{95}Nb	$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	^{99}Tc	$^{106}\text{Ru}/^{106}\text{Rh}$	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb	^{144}Ce	^{155}Eu		
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1963 (весна)	США, Джорджия	Plummer, 1969		10878					13838			962	39553	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1963 (8)	США, Джорджия	Plummer, Helseth, 1965		7770					26640				39960	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1963 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969		5735-17797					8214-39257			185-444	15096-77478	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (весна)	США, Джорджия	Plummer, 1969		666-1480					8103-19610			222-740	20905-52540	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (лето)	США, Джорджия	Plummer, 1969		481-2072					15910-19055			555-1480	41810-61605	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (8)	США, Джорджия	Plummer, Helseth, 1965		2442					8880				26640	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969		259-555					9139-12250			444-1110	14837-26529	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (осень)	США, С. Каролина	Plummer, 1969		222					5180			333	3811	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1964 (осень)	США, Колорадо	Plummer, 1969		30					3959			814	8325	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1965 (весна)	США, Джорджия	Plummer, 1969		851					9176			333	27343	
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1965 (осень)	США, Джорджия	Plummer, 1969		259-814					3922-11729			333-1591	18093-49802	

Таблица 8.4. Удельная активность (Бк/кг) в лишайниках некоторых радионуклидов ядерного заряда из глобальных выпадений

Лишайник	Год (месяц)	Место-нахождение	Источник данных	Радионуклиды							
				²³⁸ Pu	²³⁹ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Pu	²⁴¹ Am	²⁴² Cm (^{242m} Am)	²⁴⁴ Cm	
Напочвенные лишайники	1952	Швеция	Holm, Persson, 1975		0.074						
<i>Cladonia stellaris</i>	1961	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.074	5.6	5.2	63				
<i>Cladonia stellaris</i>	1962	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.167–0.185	5.9	5.6	59				
<i>Cladonia stellaris</i>	1961–1962	Центральная Швеция, Роген	Holm, Persson, 1978a,b	0.122		5.2	59.2	0.814	0.011×10 ⁻²	0.015×10 ⁻²	
<i>Cladonia stellaris</i>	1963	Центральная Швеция, Роген	Holm, Persson, 1978a,b	0.381		11.1	140.6	0.851	<0.011×10 ⁻²	0.229×10 ⁻²	
<i>Cladonia stellaris</i>	1963	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.444	11.1	11.1	518				
<i>Cladonia stellaris</i>	1964	Центральная Швеция, Роген	Holm, Persson, 1978a,b	0.244		8.5	103.6	1.258	0.037×10 ⁻²	0.562×10 ⁻²	
<i>Cladonia stellaris</i>	1964	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.259–0.296	9.3	8.1	440				
<i>Cladonia stellaris</i>	1965	Центральная Швеция, Роген	Holm, Persson, 1978a,b	0.285		11.5	159.1	1.147	0.052×10 ⁻²	0.03×10 ⁻²	
<i>Cladonia stellaris</i>	1965	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.241–0.259	8.9	7.4	448				
<i>Cladonia stellaris</i>	1966	Центральная Швеция, Роген	Holm, Persson, 1978a,b	0.278		9.3	136.9	0.962	0.022×10 ⁻²	0.022×10 ⁻²	
<i>Cladonia stellaris</i>	1966	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.296	11.5	11.1	536				

Продолжение таблицы 8.4

Лишайник	Год (месяц)	Место- нахождение	Источник данных	Радионуклиды						
				²³⁸ Pu	²³⁹ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Pu	²⁴¹ Am	²⁴² Cm (^{242m} Am)	²⁴⁴ Cm
<i>Cladina stellaris</i>	1967	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.259	9.6	9.2	518			
<i>Cladina stellaris</i>	1968	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.296	8.1	7.4	444			
<i>Cladina stellaris</i>	1969	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.370	9.6	9.2	421			
<i>Cladina stellaris</i>	1968– 1969	Центральная Швеция, Роген	Holm, Persson, 1978a,b	0.359		8.1	74.	1.295	0.022×10 ⁻²	<0.011×10 ⁻²
<i>Cladina stellaris</i>	1970	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.333	7.4	7.4	61			
<i>Cladina stellaris</i>	1971	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.296– 0.315	7.4	8.1	61			
<i>Cladina stellaris</i>	1972	Швеция	Holm, Persson, 1975, 1977	0.259– 0.278	5.6	5.6	59			
<i>Cladina stellaris</i>	1970– 1972	Центральная Швеция, Роген	Holm, Persson, 1978a,b	0.292		6.7	59.2	1.11	0.022×10 ⁻²	<0.011×10 ⁻²
<i>Cladina stellaris</i>	1975	Швеция	Holm, Persson, 1977	0.315		5.9	33			
<i>Cladina stellaris</i>	1956	Финляндия	Holm, Persson, 1975, 1977		1.9	1.3				
<i>Cladina rangiferina</i>	1957	Финляндия	Holm, Persson, 1975, 1977		3.3	3.1				
<i>Cladonia bellidiflora</i>	1958	Финляндия	Holm, Persson, 1975, 1977		4.1	4.8				

Продолжение таблицы 8.4

Лишайник	Год (месяц)	Место- нахождение	Источник данных	Радионуклиды							
				²³⁸ Pu	²³⁹ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Pu	²⁴¹ Am	²⁴² Cm (^{242m} Am)	²⁴⁴ Cm	
<i>Cladonia amaurostaeae</i>	1959	Финляндия	Holm, Persson, 1975, 1977		9.3	9.3					
<i>Cladonia stellaris</i>	1960	Финляндия	Holm, Persson, 1975, 1977		3.7	3.1					
<i>Cladonia stellaris</i>	1960	Финляндия, север	Miettinen, 1976			4					
<i>Cladonia stellaris</i>	1961	Финляндия, север	Miettinen, 1976			4.4					
<i>Cladonia stellaris</i>	1962	Финляндия, север	Miettinen, 1976			4-4.4					
<i>Cladonia stellaris</i>	1963	Финляндия, север	Miettinen, 1976			6.7-8.5					
<i>Cladonia stellaris</i>	1964	Финляндия, север	Miettinen, 1976			6.7-9.3					
<i>Cladonia</i> sp.	1963- 1964	Финляндия	Jaakkola et al., 1975	0.3		8-9					
<i>Cladonia stellaris</i>	1965	Финляндия, север	Miettinen, 1976			3.7-5.2					
<i>Cladonia stellaris</i>	1966	Финляндия, север	Miettinen, 1976			3.7					
<i>Cladonia</i> sp.	1965- 1966	Финляндия	Jaakkola et al., 1975	0.1		4-6					
<i>Cladonia stellaris</i>	1967	Финляндия, север	Miettinen, 1976			4.4					

Продолжение таблицы 8.4

Лишайник	Год (месяц)	Место- нахождение	Источник данных	Радионуклиды							
				²³⁸ Pu	²³⁹ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Pu	²⁴¹ Am	²⁴² Cm (^{242m} Am)	²⁴⁴ Cm	
<i>Cladina stellaris</i>	1968	Финляндия, север	Miettinen, 1976			4.					
<i>Cladina stellaris</i>	1969	Финляндия, север	Miettinen, 1976			3.7					
<i>Cladina stellaris</i>	1970	Финляндия, север	Miettinen, 1976			2.2					
<i>Cladina stellaris</i>	1972	Финляндия, север	Miettinen, 1976			0.7-1.1					
<i>Cladina stellaris</i>	1973	Финляндия, север	Miettinen, 1976			0.7-0.9					
<i>Cladina stellaris</i>	1974	Финляндия, север	Miettinen, 1976			1.3					
<i>Cladina</i> sp.	1973- 1974	Финляндия	Jaakkola et al., 1975	0.05		0.4-1					
Лишайники	1979	Болгария, София	Вогоева et al., 1992	0.2		5					
Лишайники	1989	Болгария, София	Вогоева et al., 1992	0.4		1.1					
<i>Setaria</i> , <i>Parmelia</i> , <i>Umbilicaria</i> , мхи	1987	Непал, Гималаи	Triulzi et al., 1996			<0.04					
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1968 (8)	Гренландия	Hanson, 1972	0.8-1.2		31-41					

Окончание таблицы 8,4

Лишайник	Год (месяц)	Место- нахождение	Источник данных	Радионуклиды							
				²³⁸ Pu	²³⁹ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Pu	²⁴¹ Am	²⁴² Cm (^{242m} Am)	²⁴⁴ Cm	
<i>Usnea sphacelata</i>	1968 (8)	Гренландия	Hanson, 1972	0.7		24					
<i>Cetrariella delisei</i>	1968 (8)	Гренландия	Hanson, 1972	0.4		10					
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (8)	Гренландия	Hanson, 1972	0.3–1		7–46					
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1968	США, Аляска	Hanson, 1972	0.5		6					
<i>Cladina stellaris</i> + <i>Flavocetraria cucullata</i>	1968	США, Аляска	Hanson, 1972	0.6		9					
<i>Cladina stellaris</i>	1968	США, Аляска	Hanson, 1972	1		20					
Покров напочвенных цетрариевых	1971 (8)	США, Аляска	Hanson, 1976	0.44		7.4					
Покров напочвенных цетрариевых	1972 (7)	США, Аляска	Hanson, 1976	0.96		10.4					
Покров напочвенных цетрариевых	1973 (8)	США, Аляска	Hanson, 1976	0.48		5.4					

9. ЛИХЕНОИНДИКАЦИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ «МИРНЫХ» ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ И КАТАСТРОФ ЛЕТАТЕЛЬНЫХ АППАРАТОВ С РЕАКТОРАМИ

9.1. ЛИХЕНОИНДИКАЦИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ В ИНТЕРЕСАХ НАРОДНОГО ХОЗЯЙСТВА

Ядерные взрывы проводили не только на испытательных полигонах, но и во время войсковых учений, а также для решения задач народного хозяйства, в частности, строительства каналов, разработки полезных ископаемых, и др. На территории СССР с 1968 по 1988 г. было сделано около 30 таких взрывов (Матишов и др., 1994б). Изотопный состав подземного взрыва состоит из радионуклидов осколочной активности (^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{99}Mo , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{132}Te , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{144}Ce) и изотопов наведенной активности (^{46}Sc , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{134}Cs). Для распределения активности имеют значение мощность заряда и глубина взрыва. При взрыве с выбросом грунта наибольшая часть активности приходится на эпицентральный область (воронка и навал грунта) и на ближний след (Израэль, 1996).

При изучении последствий таких взрывов иногда использовали и лишайники. Так, 23 мая 1971 г. на севере Пермской обл. с целью прокладки канала для переброски запасов воды на юг страны на глубине 128 м были взорваны три ядерных заряда, в результате которого произошел выброс грунта канального профиля (Израэль, 1996). В 1998 г. здесь были собраны образцы 23 видов лишайников, а также других организмов (Лурье, 2003), в которых измерили удельные концентрации ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{241}Am (табл. 9.1). Мхи и лишайники, в сравнении с другими организмами, отмечены как концентраторы радионуклидов, но приведенные показатели удельной активности радиоизотопов в лишайниках через 27 лет после взрывов, степень варьирования величин не отличаются достоверно от фоновых, что позволяет предположить о незначительном радиоактивном загрязнении местной биоты в момент взрыва.

В Якутии с 1974 по 1987 г. для промышленных и научных целей было взорвано 12 ядерных устройств. 2 октября 1974 г. в 2 км от пос. Удачный для обустройства рудника по добыче алмазов на глубине 98 м было взорван ядерный заряд «Кристалл», в результате которого образовалась обширная воронка, которая в 1990 г. имела диаметр 60 м и

Таблица 9.1. Удельная активность (Бк/кг) радионуклидов в лишайниках в местах проведения ядерных взрывов для решения задач народного хозяйства

Лишайник	Год	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	²³⁸ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am		
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	2	43			61					74
<i>Cetraria islandica</i>	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<5–10	71			17					26
<i>Cladonia</i> sp. 1	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<5–10	25			113					22
<i>Cladonia</i> sp. 2	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<5–10	183			<30–50					27
<i>Cladonia</i> sp. 3	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<30–50	169			22					22
<i>Cladonia</i> sp. 4	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	48				10					53
<i>Cladonia</i> sp. 5	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<30–50	155			12					24
<i>Cladonia</i> sp. 6	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	46	226			198					16
<i>Cladonia</i> sp. 7	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	13	<5–10			117					56
<i>Cladonia</i> sp. 8	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<5–10									<30–50
<i>Cladonia</i> sp. 9	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<30–50	506			200					17
<i>Cladonia</i> sp. 10	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	31	758			136					50

Продолжение таблицы 9.1

Лишайник	Год	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	²³⁸ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am		
<i>Cladonia</i> sp. 11	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<5–10	216			39					19
<i>Cladonia saccifera</i>	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	53	115			88					37
<i>Cladonia crispata</i>	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003					182					<5–10
<i>Cladonia furcata</i>	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<5–10	70–141			41–46					9–10
<i>Cladina arbuscula</i> , <i>Cladina tenuis</i>	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<5–10	161			25					19
<i>Cladina tenuis</i>	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	132–163	3–4			175–930					33–162
<i>Peltigera aphthosa</i>	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<30–50	245			<5–10					<5–10
<i>Peltigera canina</i>	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	<5–10	105			225					125
<i>Stereocaulon</i> sp.	1998	Россия, север Пермской области	Лурье, 2003	61	235			397					81
Лишайники	1991 (7)	Россия, Саха-Якутия, 250 м от скважины «Крагон»	Gedeonov et al., 2002	1100		5580	640	250700	390	7400			
Лишайники	1991 (7)	Россия, Саха-Якутия, 350 м от скважины «Крагон»	Gedeonov et al., 2002					41300	6.5	190			

Окончание таблицы 9.1

Лишайник	Год	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды							
				^{60}Co	^{90}Sr	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am
Лишайники	1991 (7)	Россия, Саха-Якутия, 1000 м от скважины «Крагон»	Gedeonov et al., 2002				34200	5.7	120		
Лишайники	1991 (7)	Россия, Саха-Якутия, 1250 м от скважины «Крагон»	Gedeonov et al., 2002				274	<	2.7		
Лишайники	1991 (7)	Россия, Саха-Якутия, ось следа «Крагон»	Gedeonov et al., 2002				100100	36	670		
Лишайники	1993 (7)	Россия, Саха-Якутия, 50 м от воронки «Кристалл»	Gedeonov et al., 2002				1740	12	460		
Лишайники	1993 (7)	Россия, Саха-Якутия, 70 м от воронки «Кристалл»	Gedeonov et al., 2002				670	<	7.2		
Лишайники	1993 (7)	Россия, Саха-Якутия, 120 м от воронки «Кристалл»	Gedeonov et al., 2002				5700	41	1800		
Лишайники	1993 (7)	Россия, Саха-Якутия, 2000 м от воронки «Кристалл»	Gedeonov et al., 2002				370	<	1.7		

глубину 6 м. Этот взрыв сопровождался выбросом на поверхность значительного количества радиоактивных веществ, что обусловило принять решение о прекращении работ на этом участке. В 1992 г. здесь провели рекультивацию части загрязненной территории, воронку засыпали и образовался курган диаметром 100 м и высотой 7–20 м. Около 5000 м² вокруг насыпи занято сухостойным лесом с лишайниками.

24 августа 1978 г. в 40 км от пос. Айхал на глубине 577 м был проведен подземный ядерный взрыв «Кратон-3» в интересах геофизиков. При этом значительное количество образовавшихся радиоактивных продуктов также было выброшено из штольни на поверхность, в результате чего территория на расстоянии около 1.5 км от буровой скважины была сильно загрязнена. На площади около 4000 м² часть лишайникового покрова погибла. Рекультивацию территории здесь проводили в 1981 г. При изучении эффективности мероприятий по рекультивации названных участков также использовали и лишайники (Gedeonov et al., 1997, 2002).

Измеренные величины удельной активности ¹³⁷Cs в лишайниках через 13 лет после взрыва «Кратон» на радиоактивном следе были в пределах от 34 200 Бк/кг до 250 700 Бк/кг при значении фоновой активности 274 Бк/кг (табл. 9.1). Последняя величина близка к величине активности ¹³⁷Cs в *Cladina rangiferina* на крайнем юго-востоке Канады (Ellis, Smith, 1987). Последствия взрыва «Кристалл» также привели к загрязнению среды ¹³⁷Cs, но гораздо меньшему, чем при взрыве «Кратон», поскольку диапазон величин активности этого радионуклида в лишайниках не столь велик — от 670 до 5700 Бк/кг при фоновом значении 370 Бк/кг (табл. 9.1). Высокие уровни активности ¹³⁷Cs (от 5500 до 28 200 Бк/кг) на объекте «Кратон» были выявлены в лишайниках р. *Cladina* в пределах погибшего леса и в 2001 г. На контрольных участках содержание этого радионуклида в представителях *Cladina* было 90 Бк/кг. Содержание ⁹⁰Sr в тех же лишайниках из погибшего леса было 4600–6900 Бк/кг при фоновых значениях от 42 до 74 Бк/кг; среднее для Республики Саха-Якутия содержание ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в лишайниках р. *Cladina* 96.9 и 13.2 Бк/кг, соответственно (Государственный доклад..., 2002). В том же 2001 г. на объекте «Кристалл» повышенные содержания ¹³⁷Cs (147–940 Бк/кг) и ⁹⁰Sr (320 Бк/кг) выявлены в представителях *Cladina*, собранных в погибшем лесу. Кроме того, в этих пробах выявлены ⁶⁰Co (27 Бк/кг) и ²⁴¹Am (68 Бк/кг). Отмечено, что на объекте «Кристалл», в сравнении с объектом «Кратон-3», заметный вклад в суммарную активность вносят последние два радионуклида (Государственный доклад..., 2002).

Здесь уместно отметить незначительность вклада в загрязнение Якутии радионуклидов Чернобыльской АЭС, поскольку в 1984 г. активность ^{137}Cs в лишайниках Якутии составляла 230 Бк/кг (Gedeonov et al., 2002).

Фоновые концентрации $^{239,240}\text{Pu}$ в лишайниках Северного полушария в 1950–1970-х гг. варьировали от 0.4 до 20 Бк/кг (табл. 8.4). Через 13 лет после взрыва «Кратон» в Якутии активность плутония в лишайниках достигала 7400 Бк/кг, а через 19 лет после взрыва «Кристалл» — 1800 Бк/кг при фоновых значениях 1.7–2.7 Бк/кг (табл. 9.1). Эти максимальные величины удельной активности $^{239,240}\text{Pu}$ намного превышают аналогичные показатели для лишайников Гренландии после аварии здесь бомбардировщика США с атомной бомбой, в результате которой на местность выпало примерно $(1-5) \times 10^{10}$ Бк плутония. Тогда, в августе 1968 г., удельная активность плутония в слоевищах *Flavocetraria nivalis* из Гренландии достигала 1576 Бк/кг (Hanson, 1972). Авторы исследования в Якутии также подчеркнули значительные различия показателей величин отношений удельных активностей $^{137}\text{Cs}/^{239,240}\text{Pu}$ в лишайниках, собранных на местах взрывов «Кратон» и «Кристалл». В первом случае значение этого отношение равно 170, во втором — около 3.5 (Gedeonov et al., 2002). Сходные величины значений этого показателя были и в образцах почв с этих двух территорий. Был сделан вывод, что проведенная в 1981 г. и 1992 г. работа по рекультивации загрязненных радионуклидами в результате мирных ядерных взрывов участков Якутии имела незначительный эффект, поскольку через десятки лет после взрывов здесь все еще оставались достаточно высокими уровни активности радиоактивных цезия и плутония в объектах местной биоты, в особенности в лишайниках.

9.2. ЛИХЕНОИНДИКАЦИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ КАТАСТРОФ ЛЕТАТЕЛЬНЫХ АППАРАТОВ С ЯДЕРНЫМ ОРУЖИЕМ ИЛИ ЯДЕРНЫМИ РЕАКТОРАМИ

В настоящее время в воздушном и космическом пространстве Земли постоянно находятся летательные аппараты с ядерным оружием и ядерными реакторами. Это разные типы самолетов-бомбардировщиков и ракетносцев, находящихся на боевом дежурстве, а также искусственные спутники Земли, исследовательские и военные. Гарантии, что такие аппараты не упадут на поверхность Земли, нет, что подтверждают ставшими известными случаи самопроизвольного отделения ядерных бомб от военных самолетов США на Пиринейском полуост-

рове (1966 г.) и на о. Гренландия (1968 г.), катастрофа в 1964 г. при запуске американского искусственного спутника Земли с ядерным реактором над Индийским океаном, падение на севере Канады остатков советского искусственного спутника Земли «Космос-954» с ядерным реактором малой мощности (1978 г.). В каждом случае происходило радиоактивное загрязнение окружающей среды. В частности, при сгорании упомянутого американского спутника «SNAP 9A» над Индийским океаном выделилось около 63×10^{13} Бк ^{238}Pu (Hardy et al., 1973; Harley, 1980). Именно этот аппарат и стал основным источником загрязнения данным опасным радионуклидом нашей планеты. В Швеции, Гренландии и Канаде для выявления степени радиоактивного загрязнения местности этими аппаратами использовали лишайники (Hanson, 1972; Holm, Persson, 1975; Taylor et al., 1979). Так, по данным изучения содержания ^{238}Pu в лишайниковом покрове экосистем центральной Швеции в 1972 г. активность этого радионуклида оценили в 1332 кБк/км^2 , причем вклад «SNAP 9A» в эту величину составлял 481 кБк/км^2 или 36% (Holm, Persson, 1975). Измерения динамики активностей изотопов плутония в лишайниковом покрове Финляндии с 1960 по 1974 г. показали рост величины отношения $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ с 1964 г., что совпадает с временем сгорания в стратосфере «SNAP 9A» (Miettinen, 1976).

Катастрофа бомбардировщика B-52 ВВС США с ядерным оружием на борту произошла над покрытой льдами поверхностью моря вблизи военной базы США в Туле (о. Гренландия) 21 января 1968 г. В результате пожара на поверхность в 0.223 км^2 морского льда попало 3150 г плутония (Hanson, 1972). Хотя толщина льда была 1 м, некоторые детали самолета его пробили, и часть плутония попала в море.

Немедленно были проведены мероприятия по очистке загрязненной территории, а летом 1968 г. совместная Датско-американская экспедиция провела изучение эффективности этой работы. Пробы лишайников для определения в них активности изотопов плутония были взяты в разных точках побережья Гренландии и ближних к месту катастрофы мелких островов. В те же сроки контрольные пробы лишайников были отобраны и на Аляске (табл. 9.2).

Измерения удельной активности изотопов плутония показали, что в целом мероприятия по ликвидации последствий аварии бомбардировщика оказались достаточно эффективными. Средняя величина удельной активности $^{239,240}\text{Pu}$ для нескольких десятков проб лишайников из Гренландии составляла около 15 Бк/кг , и она была близка к ана-

Таблица 9.2. Удельная активность (Бк/кг) изотопов плутония в лишайниках Гренландии, собранных на разном удалении от места катастрофы бомбардировщика с ядерным оружием ВВС США 21 января 1968 г. (по: W.C. Hanson, 1972)

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Радионуклиды	
			²³⁸ Pu	^{239,240} Pu
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1968 (8)	Гренландия, 8 км на З	1.2	41
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1968 (8)	Гренландия, 8 км на З	0.8	31
<i>Umbilicaria</i> sp.	1968 (8)	Гренландия, 24 км на ЮЗ	0.7	23
<i>Usnea sphacelata</i>	1968 (8)	Гренландия, 24 км на ЮЗ	0.7	24
<i>Stereocaulon paschale</i>	1968 (8)	Гренландия, 9 км на Ю	4	129
<i>Cetrariella delisei</i>	1968 (8)	Гренландия, 9 км на Ю	0.4	10
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (8)	Гренландия, 9 км на Ю	30	1576
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (8)	Гренландия, 8 км на З	1	45
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (8)	Гренландия, 8 км на Ю	1	37
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (8)	Гренландия, 8 км на З	0.5	22
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (8)	Гренландия, 17 км на З	0.4	13
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (8)	Гренландия, 14 км на З	0.5	11
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (8)	Гренландия, 17 км на С	0.5	11
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (8)	Гренландия, 52 км на СВ	0.3	7
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1968 (8)	Гренландия, 24 км на ЮЗ	0.3	7
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1968 (8)	Гренландия, 23 км на Ю	1	46
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1968	США, Аляска	0.5	6
<i>Cladina stellaris</i> + <i>Flavocetraria cucullata</i>	1968	США, Аляска	0.6	9
<i>Cladina stellaris</i>	1968	США, Аляска	1	20

логичному показателю для проб с Аляски (Hanson, 1972). Среди нескольких десятков проб всего лишь в одной (*Flavocetraria nivalis*) величины активности ²³⁸Pu и ^{239,240}Pu на 2 порядка (30 и 1576 Бк/кг, соответственно) превышали фоновые значения (табл. 9.2), и еще в одной (*Stereocaulon paschale*) — на 1 порядок (4 и 129 Бк/кг, соответственно). Однако полученные данные свидетельствовали и о быстром переносе радиоизотопов от источника загрязнения на достаточно большое расстояние.

Остатки советского искусственного спутника Земли «Космос-954» с реактором малой мощности упали на провинцию Канады Северо-Западная Территория 24 января 1978 г. Здесь в напочвенном покрове

сосново-еловых лесов доминируют лишайники, поэтому при изучении последствий падения этого аппарата на двух трансектах, длина каждой из которых была около 100 км, весной 1978 г. были собраны и пробы лишайников *Cladina rangiferina* и *Stereocaulon sp.* (Taylor et al., 1979). В этих пробах вблизи места падения спутника наряду с обычным ^{137}Cs были выявлены и короткоживущие ^{144}Ce , ^{125}Sb , ^7Be , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{95}Zr , ^{95}Nb , а также естественные радионуклиды ^{228}Th и ^{226}Ra . Однако те же значения величин активности этих радионуклидов были измерены и в пробах, удаленных от места падения аппарата на многие сотни и даже тысячи километров (Taylor et al., 1979). Поскольку в сентябре 1977 г. и в марте 1978 г. Китай провел испытания ядерного оружия в атмосфере, источником этих радионуклидов могли быть и взрывы ядерных устройств на территории Китая. Авторы исследования пришли к выводу, что падение спутника «Космос-954» не привело к значительному радиоактивному загрязнению территории Канады (Taylor et al., 1979). К сожалению, конкретные величины активности изотопов плутония в лишайниках с места падения спутника «Космос-954» мне неизвестны.

10. ЛИШАЙНИКИ В МОНИТОРИНГЕ СОСТОЯНИЯ СРЕДЫ ТЕРРИТОРИЙ ВОКРУГ АТОМНЫХ И ТЕПЛОВЫХ СТАНЦИЙ

10.1. ЛИХЕНОИНДИКАЦИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ АЭС

Источником техногенной ионизирующей радиации являются предприятия атомной энергетики, работа которых нередко вызывает дискуссии среди населения, живущего вблизи атомных электростанций. По состоянию на конец 1984 г. в 26 странах действовало 345 ядерных реакторов, вырабатывавших электроэнергию. Их мощность составляла примерно 13% суммарной мощности всех источников электроэнергии и была равна 220 ГВт (Радиация..., 1990). Каждый реактор выбрасывает в окружающую среду довольно разнообразный набор радионуклидов как с жидкостями (^3H , ^{14}C , ^{24}Na , ^{32}P , ^{53}Cr , ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{59}Fe , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{63}Ni , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{99}Mo , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{124}Sb , ^{131}I , ^{133}I , ^{135}I , ^{133}Xe , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{182}Ta), так и с газами (^3H , ^{13}N , ^{14}C , ^{41}Ar , ^{85}Kr , $^{85\text{m}}\text{Kr}$, ^{87}Kr , ^{88}Kr , ^{131}I , ^{133}Xe , $^{133\text{m}}\text{Xe}$, ^{135}Xe , ^{138}Xe , ^{138}Cs). Период полураспада большинства этих нуклидов короткий — секунды, минуты, сутки (Kahn, 1971), и многие распадаются во время полета от отверстия трубы до поверхности земли. Однако другие радионуклиды живут довольно долго, а некоторые остаются в окружающей среде практически бесконечно. Величина радиоактивных выбросов варьирует в широких пределах и зависит не только от типа и конструкции реактора, но может даже различаться в пределах одного и того же реактора в разные годы, поскольку отличаются объемы текущих ремонтных работ, во время которых и происходит большинство выбросов. Чем ближе расстояние до атомного реактора, тем больше облучение местной биоты, в том числе и человека (Радиация..., 1990).

На атомных электростанциях Российской Федерации действуют созданные еще в период существования СССР реакторы, теплоносителем в которых является вода, а замедлителем — вода или графит. Это водо-водяные реакторы ВВЭР-440 и ВВЭР-1000 с мощностью единичного энергоблока 440 и 1000 МВт (эл.), соответственно (Балаковская, Калининская, Кольская, Нововоронежская АЭС), и водо-графитовые каналные реакторы РБМК-1000 (Курская, Ленинградская, Смоленская АЭС). Кроме того, на ряде электростанций действуют ре-

акторы на быстрых нейтронах БН-600 (Белоярская АЭС), паровые графитовые ЭПГ-6 (Билибинская АЭС) и др. (Конопляник, Нечаев, 1992).

После начала эксплуатации АЭС в реакторе постепенно накапливается большое количество радиоактивных продуктов деления, потенциально опасных для работников АЭС, а также жителей населенных пунктов вблизи станции. Например, в конце трехгодичной работы реактора мощностью 1 ГВт (тепл.) суммарная активность продуктов деления ^{235}U в нем составляет $1628 \text{ Ч } 10^{17} \text{ Бк}$ (Руководство..., 1990). Эта активность должна удерживаться внутри тепловыделяющих элементов (твэлов). Проектный режим работы АЭС предполагает локализацию основного количества радиоактивных продуктов в реакторной установке и в системах водо- и газоочистки. Предусмотрена высокая герметичность парогенератора и трубопровода первого контура реактора, следствием чего является локализация радиоактивных продуктов внутри него и их концентрация на ионообменных фильтрах при переработке теплоносителя. Далее, пульпа с высокоактивной ионообменной смолой сбрасывается в хранилище высокоактивных жидких отходов, где выдерживается в течение определенного времени для распада короткоживущих изотопов, переводится в твердое состояние и поступает на захоронение в специальные хранилища твердых отходов. Специальные фильтры очищают газоаэрозольные выбросы перед поступлением в атмосферу от паров воды и водорода, радиоактивных аэрозолей, а угольные фильтры — от изотопов йода (Руководство..., 1990). Кроме продуктов деления ядерного топлива в результате нейтронной активации образуется наведенная активность элементов конструкции реактора и теплоносителя, которая со временем возрастает.

При реальной эксплуатации АЭС в безаварийном режиме всегда существуют неплотности и дефекты в системе трубопроводов, в результате чего возникают протечки теплоносителя как во второй контур реактора, так и во внешнюю среду. При испарении теплоносителя в помещения АЭС поступают газообразные и аэрозольные радиоактивные продукты. То же происходит и при ремонтных работах, особенно при замене твэлов. Регламент допускает эксплуатацию реакторов типа ВВЭР при 1% газовой негерметичности оболочек твэлов или при 0.1% от числа твэлов с частичной негерметичностью (Руководство..., 1990).

При делении ядерного горючего образуется около 200 различных радионуклидов. Большой выход при делении имеют радиоизотопы

Таблица 10.1. Удельная активность (Бк/кг) ряда радионуклидов в лишайниках возле ряда атомных электростанций

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды												
				^7Be	^{60}Co	^{65}Zn	^{90}Sr	^{103}Ru	$^{106}\text{Ru}/^{106}\text{Rh}$	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{134,137}\text{Cs}$	$^{239,240}\text{Pu}$		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1978–1979	Россия, Ц. Урал, Белоярская АЭС	Нифонтова, Куликов, 1981				215–348									
<i>Hypogymnia physodes</i>	1980–1982	Россия, Ц. Урал, Белоярская АЭС	Нифонтова, Куликов, 1984											510		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1982–1984	Россия, Ц. Урал, Белоярская АЭС	Нифонтова и др., 1988				180–380							380–710		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1982–1985	Россия, Ц. Урал, 6 км от Белоярской АЭС	Нифонтова и др., 1988				200–390							310–520		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1982–1985	Россия, Ц. Урал, 60 км от Белоярской АЭС	Нифонтова и др., 1988				780–800							740–750		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985	Россия, Ц. Урал, Белоярская АЭС	Нифонтова, Куликов, 1990				450							750		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985	Россия, Ц. Урал, 60 км от Белоярской АЭС	Нифонтова, Куликов, 1990				800							900		

инертных газов криптона и ксенона, а также изотопы йода, цезия, стронция, циркония, бария, рутения. Газоаэрозольные выбросы АЭС в атмосферу состоят главным образом из инертных радиоактивных газов (^{41}Ar , ^{85}Kr , ^{133}Xe) с незначительной примесью продуктов деления ядерного топлива ($^{89,90}\text{Sr}$, ^{131}I , ^{137}Cs , ^{144}Ce), а также ^3H , ^{14}C (Махонько и др., 1985). В выбросах АЭС возможно присутствие ^{24}Na , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{64}Cu , ^{65}Zn , ^{134}Cs и других радиоизотопов как продуктов наведенной активности растворенных в теплоносителе веществ и коррозии металла в конструкции реактора. За год на АЭС с реакторами типа ВВЭР суммарная активность выбрасываемых инертных газов составляет $11\text{--}22 \times 10^{16}$ Бк/(МВт · год), а на АЭС с реакторами типа РБМК — $11\text{--}110 \times 10^{17}$ Бк/(МВт · год) (Руководство..., 1990).

На каждой АЭС существуют службы контроля за состоянием окружающей среды, работа которых регламентируется соответствующими документами (Руководство..., 1990). Для мониторинга радиоактивного загрязнения на ряде АЭС использовали и лишайники, как напочвенные, так и эпифитные (табл. 10.1). Основным методом было определение удельной активности радионуклидов в лишайниках, отобранных на разном удалении от станции. Чаще всего измеряли активность ^{90}Sr и ^{137}Cs , однако в ряде случаев обращали внимание и на другие радионуклиды — ^7Be , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{103}Ru , $^{106}\text{Ru}/^{106}\text{Rh}$, ^{131}I , ^{134}Cs , ^{238}U , $^{239,240}\text{Pu}$ (табл. 10.1).

В Российской Федерации наиболее продолжительный мониторинг состояния среды с использованием лишайников проводился вокруг Белоярской АЭС на Среднем Урале (Нифонтова, Куликов, 1977, 1981, 1984, 1990; Нифонтова и др., 1988; Нифонтова, 2003а). Измеряли удельную активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в слоевищах эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* вблизи станции и на расстоянии 60 км от нее (табл. 10.1). Наряду с лишайниками объектами изучения здесь были мохообразные, травы и деревья, почва. Максимальные величины удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs во все годы наблюдений фиксировались в лишайниках и мохообразных (Нифонтова, 2003а). При этом было установлено, что различия между уровнями активности этих радионуклидов в лишайниках из санитарно-защитной зоны АЭС и контрольного участка (60 км от АЭС) статистически не достоверны. Это дало основание сделать заключение, что газоаэрозольные выбросы Белоярской АЭС не вносят заметного вклада в содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах почвенно-растительного покрова, загрязнение которого обусловлено главным образом глобальными радиоактивными выпадениями (Нифонтова, 2003а). Если же ориентироваться на приводимые

в публикациях величины активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в слоевищах *Hypogymnia physodes* (не учитывая статистическую погрешность), то можно отметить, что удельная активность этих радионуклидов на контрольном участке даже выше, чем в санитарно-защитной зоне АЭС (табл. 10.1). Также было установлено, что авария на Чернобыльской АЭС внесла вклад в радиоактивное загрязнение среды Среднего Урала, что отразилось в заметном увеличении активности ^{137}Cs в 1986 г. в лишайниках (табл. 10.1).

В 1994 г. было проведено изучение воздействия Билибинской АЭС на Чукотке на окружающую среду с использованием нескольких видов напочвенных лишайников (Vossew et al., 2000). Удельную активность измеряли в слоевищах, отобранных на расстоянии 1, 30 и 100 км от АЭС. Было установлено, что с увеличением расстояния от АЭС величины активности ^{137}Cs в лишайниках снижаются. Однако даже в непосредственной близости от АЭС удельная активность радионуклидов в лишайниках в 1994 г. была намного ниже этого показателя, зафиксированного в 1961–1983 гг. Наряду с ^{90}Sr и ^{137}Cs здесь в лишайниках были обнаружены достаточно заметные количества $^{239,240}\text{Pu}$ (табл. 10.1).

В Швеции в пробах лишайника *Cladina stellaris*, собранных на разном расстоянии от АЭС, измеряли удельную активность ^7Be , ^{60}Co , ^{65}Zn (Ingemansson et al., 1981, 1983). Оказалось, что активность космогенного радионуклида ^7Be в лишайниках гораздо выше, чем радионуклидов наведенной активности ^{60}Co и ^{65}Zn (табл. 10.1). Величины активности последних уменьшались с удалением от АЭС.

Авария на Чернобыльской АЭС стимулировала радиэкологические исследования вокруг АЭС в Бельгии. В мае 1986 г. в эпифитных лишайниках, собранных возле АЭС, измерили удельную активность ^{103}Ru , $^{106}\text{Ru}/^{106}\text{Rh}$, ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs (van Gelder et al., 1988). Обращает на себя внимание значительное варьирование величин в разных пробах, а также высокая активность в лишайниках ^{131}I . Отношение величин активности $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ равно 0.5 (табл. 10.1), что соответствует значению отношения этих радионуклидов в реакторе ЧАЭС и однозначно свидетельствует о том, что Чернобыльское радиоактивное облако дошло и до Бельгии. Это подтверждают и материалы другого исследования (Guillitte et al., 1990b). Удельная активность ^{137}Cs в лишайниках *Evernia prunastri* и *Hypogymnia physodes*, собранных возле АЭС в феврале 1986 г., т.е. до аварии на ЧАЭС, была на порядок ниже, чем в слоевищах, собранных там же после аварии (табл. 10.1).

Таблица 10.2. Удельная активность (Бк/кг) ряда радионуклидов в лишайниках возле тепловых электростанций

Лишайник	Год	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды						
				⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²²⁸ Th	²³⁸ U
<i>Xanthoria parietina</i>	1994	Франция, вблизи ТЭС	Kirchner, Daillant, 2002	220	177	400	388	<23	63	92
<i>Xanthoria parietina</i>	1999	Франция, вблизи ТЭС	Kirchner, Daillant, 2002	68	8	94	18	<9	8	<17
<i>Parmelia sulcata</i>	1994	Франция, вблизи ТЭС	Kirchner, Daillant, 2002	264	52	241	114	38	72	91
<i>Parmelia sulcata</i>	1999	Франция, вблизи ТЭС	Kirchner, Daillant, 2002	216	9	409	<5	13	<4	19
<i>Parmelia sulcata</i>	1994	Франция, 1 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	334	50	299	17	6	10	9
<i>Parmelia sulcata</i>	1994	Франция, 2.5 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	146	95	204	23	7	7	9
<i>Parmelia sulcata</i>	1999	Франция, 2.5 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	448	<2	350	<25	<7	<2	<10
<i>Parmelia sulcata</i>	1994	Франция, 4.5 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	415	65	246	13	3	2	9
<i>Parmelia sulcata</i>	1994	Франция, 10 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	112	155	239	6	2	2	<2
<i>Parmelia sulcata</i>	1999	Франция, 4 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	513	1	297	<2	3	1	<5
<i>Parmelia sulcata</i>	1999	Франция, 5.3 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	<151	18	338	75	<7	<3	<15
<i>Parmelia sulcata</i>	1999	Франция, 5.5 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	164	12	407	<1	2	1	<4

Окончание таблицы 10.2

Лишайник	Год	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды						
				⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²²⁸ Th	²³⁸ U
<i>Parmelia sulcata</i>	1999	Франция, 6 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	150	30	310	<2	4	2	<8
<i>Parmelia sulcata</i>	1999	Франция, 7,5 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	245	15	367	<6	<12	<6	<18
<i>Parmelia sulcata</i>	1999	Франция, 8,5 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	85	16	235	3	2	2	<4
<i>Parmelia sulcata</i>	1999	Франция, 9,5 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	80	31	314	2	2	1	<5
<i>Parmelia sulcata</i>	1999	Франция, 10,5 км от ТЭС на СВ	Kirchner, Daillant, 2002	208	17	391	3	3	2	4
<i>Hypogymnia physodes</i>	2000	Франция, вблизи ТЭС	Kirchner, Daillant, 2002	246	18	298	<2	5	2	<7
<i>Evernia prunastri</i>	2000	Франция, вблизи ТЭС	Kirchner, Daillant, 2002	321	3	234	2	3	3	7
Лишайники, смесь 10 видов		Греция, Зап. Македония, зона воздействия 4-х ТЭС	Tsikritzis et al., 2003		715–3720		0,25–65,7	0,25–31		

10.2. ЛИХЕНОИНДИКАЦИЯ ПОСЛЕДСТВИЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ТЭС

Сжигание органического топлива приводит к концентрированию естественных радионуклидов в продуктах сгорания, поэтому и тепловые электростанции выбрасывают в атмосферу значительные количества радионуклидов вместе с летучей золой (табл. 2.4). Например, зола донецкого угля содержит около 370 Бк/кг ^{226}Ra и примерно столько же ^{232}Th и ^{210}Pb . За 20 лет работы ТЭС мощностью 1000 МВт (эл.) в почве накапливается 37×10^7 Бк/км 2 ^{226}Ra , 111×10^7 Бк/км 2 ^{210}Pb , 74×10^7 Бк/км 2 ^{210}Po (Махонько и др., 1985). Для сравнения можно указать, что в 1987 г. в среднем для территории СССР содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах составляло 137×10^7 Бк/км 2 и 226×10^7 Бк/км 2 , соответственно. Так что тепловые электростанции также являются объектом внимания служб контроля за состоянием окружающей среды. В качестве мониторов на ряде из них были использованы и лишайники (Kirchner, Daillant, 2002). Наблюдения во Франции в 1994–2000 гг. вокруг ТЭС показали, что слоевища эпифитов *Parmelia sulcata*, *Evernia prunastri*, *Hypogymnia physodes*, *Xanthoria parietina* содержали значительные количества ^7Be и тяжелых радионуклидов, тогда как величины удельной активности ^{137}Cs в лишайниках были незначительными (табл. 10.2). При этом концентрация Ra, Th, U в слоевищах с увеличением расстояния от ТЭС уменьшалась, а у других измеренных радиоизотопов поведение этого показателя не столь определено (табл. 10.2 и 10.3). Вероятно, такое распределение величин активности вокруг ТЭС связано с разным происхождением радионуклидов: Ra, Th, U — от сжигаемого на ТЭС топлива, ^{137}Cs — из глобальных выпадений. Можно также отметить тенденцию увеличения во времени величин удельной активности в лишайниках ^7Be , ^{210}Pb , ^{238}U (табл. 10.2).

Таблица 10.3. Удельная активность (Бк/кг) ^{210}Po в лишайниках в 2000 г. на разном удалении от ТЭС «Ятаган», юго-западная Турция (по: Ugur et al., 2003)

Местонахождение	Лишайники		
	<i>Rhizoplaca melanophthalma</i>	<i>Cladonia convoluta</i>	<i>Cladonia pyxidata</i>
3 км от ТЭС	393		85
4.5 км от ТЭС	293	578	
7 км от ТЭС	481	276	
50 км от ТЭС	348		

В Турции лишайники были использованы для определения загрязняющего воздействия на среду электростанции, работающей на угле (Ugur et al., 2003, 2004). Величины удельной активности ^{210}Po в пробах лишайника *Rhizoplaca melanophthalma*, вида, слоевища которого были собраны почти во всех точках, четко не коррелировали с величиной расстояния от источника загрязнения (табл. 10.3). Однако уровень активности ^{210}Po тесно коррелировал с концентрацией в талломах *R. melanophthalma* таких металлов как Fe, Pb (Ugur et al., 2004).

11. РАДИОНУКЛИДЫ В ЛИШАЙНИКАХ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Атомные электростанции включают ряд узлов технологической схемы, в которых происходит концентрирование значительного количества радиоактивных веществ. Аварийное разрушение этих узлов может привести к поступлению во внешнюю среду радиоизотопов, количество которых зависит как от характера разрушения, так и продолжительности эксплуатации АЭС. Аварии на атомных электростанциях делят на несколько категорий: 1) локальная авария, при которой в результате выброса радиоактивных продуктов загрязнение внешней среды не вышло за пределы промплощадки станции; 2) местная — загрязнение внешней среды не вышло за пределы санитарно-защитной зоны станции; 3) средняя — загрязнение внешней среды локализовалось в радиусе до 100 км; 4) крупная — загрязнение внешней среды вышло за пределы 100-километровой зоны и захватило несколько областей или один или несколько городов с населением более 1 млн человек (Руководство..., 1990).

Авария на 4 блоке Чернобыльской АЭС, расположенной на севере Киевской области Украины неподалеку от границы с Белоруссией, относится к крупнейшим в истории эксплуатации атомных станций (Израэль и др., 1990). 26 апреля 1986 г. здесь на 4 блоке станции в результате грубого нарушения проектного режима работы произошел тепловой взрыв, разрушение реактора типа РБМК, плавление его активной зоны и выброс в атмосферу значительного количества радионуклидов, который продолжался до 6 мая 1986 г., когда реактор был засыпан инертными материалами. Суммарная активность поступивших за 10 суток во внешнюю среду радиоизотопов составила $3,3 \text{ Ч } 10^{18} \text{ Бк}$ (Сивинцев, 2003). Количество основных радионуклидов, выброшенных аварийным реактором, показано в таблице 11.1.

Радионуклиды, выброшенные из взорвавшегося реактора, загрязнили громадные по площади территории Северного полушария (Израэль и др., 1990).

Более других стран пострадала Белоруссия — 23% ее территории оказалась загрязнена чернобыльскими выпадениями (Геохимия..., 2002). Метеоусловия периода, когда аварийный реактор еще не был засыпан, постоянно менялись, что и обусловило разнос радионуклидов в разных направлениях (табл. 11.2) и неравномерное их выпадение

Таблица 11.1. Состав и активность основных радионуклидов выброса Чернобыльской АЭС в первые 10 суток после аварии (Руководство..., 1990; Сивинцев, 2003)

Радионуклид	Активность, Бк	Радионуклид	Активность, Бк	Радионуклид	Активность, Бк
^3H	1.7×10^{15}	^{132}Te	3.8×10^{17}	^{239}Np	8.1×10^{17}
^{85}Kr	3.3×10^{16}	^{133}Xe	1.7×10^{18}	^{238}Pu	3×10^{13}
^{89}Sr	1.6×10^{17}	^{134}Cs	1.9×10^{16}	^{239}Pu	3.2×10^{13}
^{90}Sr	1.1×10^{16}	^{136}Cs	9.8×10^{15}	^{240}Pu	6.7×10^{13}
^{95}Zr	2.2×10^{17}	^{137}Cs	4.8×10^{16}	^{241}Pu	7.6×10^{15}
^{99}Mo	1.1×10^{17}	^{140}Ba	3.3×10^{17}	^{242}Pu	8.9×10^{10}
^{103}Ru	1.7×10^{17}	^{140}La	3.8×10^{17}	^{241}Am	5.7×10^{12}
^{106}Ru	5.9×10^{17}	^{141}Ce	10.4×10^{16}	^{243}Am	2.3×10^{11}
^{129}I	1.9×10^{10}	^{144}Ce	1.4×10^{17}	^{242}Cm	1.3×10^{15}
^{131}I	6×10^{17}	^{237}Np	8.8×10^9	^{244}Cm	6.6×10^{12}

ние на поверхность. Оказалось, что порядок величин, характеризующих уровни загрязнения местности, был примерно одинаковым в районе Киева, расположенном на расстоянии немногим более 100 км к юго-востоку от ЧАЭС, и в Мюнхене (Германия) — в 1500 км к северо-западу от места аварии (Levi, 1991). Над акваторией Черного моря ситуация менялась — воздушные потоки разделились на западную и

Таблица 11.2. Этапы и направления переноса радионуклидов ЧАЭС в апреле—мае 1986 г. на средние и дальние расстояния (по: Persson et al., 1987; Борзилов и др., 1989)

№ п/п	Дата	Направление переноса
1	26.04 до 12 ч.	на Белоруссию, Литву, Калининградскую область России, Швецию, Финляндию
2	С 12 час. 26 по 12 ч. 27.04	на Житомирскую область Украины, в сторону Польши, и далее на юго-запад в Германию, Италию, Югославию
3	С 12 ч. 27.04 по 29.04	на Гомельскую область Белоруссии, Брянскую область России, и далее на восток
4	29–30.04	на Сумскую, Полтавскую области Украины, и с разворотом в направлении Румынии, Болгарии, Балканского полуострова
5	1–3.05	на юг Украины, и далее через Черное море в направлении Турции
6	4–6.05	на запад Украины, Румынию и далее, с разворотом, на Белоруссию и далее в Центральную Европу, Скандинавию

восточную компоненты. Соответственно, вынос радионуклидов имел место как на побережье Кавказа (со 2 мая), так и на Турцию, Болгарию, Румынию. Вынос на более далекие расстояния осуществлялся:

- по северу Европейской территории России на восток;
- через Поволжье на Урал и в Сибирь;
- через Польшу в Западную Европу;
- через Черное море на Кавказ, Турцию и Балканы (Борзилов и др., 1989).

Для выявления масштабов и степени загрязнения наряду с инструментальными измерениями во всем мире широко использовались и методы биоиндикации, в том числе и лишеноиндикация (Biazrov, 1996a; Seaward, 2001).

11.1. РАДИОНУКЛИДЫ В ЛИШАЙНИКАХ НА ТЕРРИТОРИИ ВБЛИЗИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

В 1987–1991 гг. я изучал экологические последствия аварии на ЧАЭС непосредственно в 30-км зоне отселения вокруг станции (Biazrov, 1993). Рекогносцировочное обследование территории после аварии не выявило видимых повреждений слоевищ лишайников не вблизи взорвавшегося 4-го блока станции, не в удаленных от него местах. Поэтому для суждения о степени загрязнения местности в сосновых лесах на разном удалении от станции в разные годы были собраны слоевища разных видов лишайников для измерения активности аккумулированных ими радионуклидов (табл. 11.2). Эти измерения были проведены в лаборатории Опытной научно-исследовательской станции химкомбината «Маяк» в Челябинской области и в руководимой в то время доктором G. Lindner'ом лаборатории Высшей школы Равенсбург-Вайнгартен (Германия). Данные измерений отечественной и зарубежной лабораторий в целом оказались сходными.

Величины активности радионуклидов в слоевищах лишайников, собранных мною вблизи ЧАЭС, намного (в 100–10 000 раз) превышали опубликованные данные о концентрации радиоизотопов в этих представителях органического мира вокруг разных источников радиоактивного загрязнения и из глобальных выпадений до аварии, суммированные в главах 6–9. Аналогичный порядок величин активности радионуклидов в лишайниках получили и другие исследователи, анализировавшие пробы, собранные вблизи ЧАЭС в первые годы после катастрофы (Нифонтова, Алексашенко, 1992). Как и ожидалось, наибольшие значения удельной активности радионуклидов в талломах

лишайников наблюдались непосредственно у АЭС, в 1.5 км от нее (Яново). В 7 км от ЧАЭС на юго-запад (Чистоголовка) концентрация радионуклидов заметно ниже в слоевищах *Hypogymnia physodes*, но в напочвенных лишайниках резкого уменьшения величин активности не было, а у ряда изотопов (^{106}Ru , ^{144}Ce) этот показатель был даже выше, чем в Яново (табл. 11.3). В 12–13 км на северо-запад от ЧАЭС, вблизи границы Украины с Гомельской областью Республики Беларусь, концентрация практически всех радионуклидов в слоевищах лишайников заметно уменьшилась, хотя можно отметить, что удельная активность, например, ^{60}Co в талломах *Evernia prunastri* здесь намного выше, чем вблизи станции (табл. 11.3). Еще меньше величины удельной активности в лишайниках на расстоянии 19 км на юг от АЭС (Черевач), а самые низкие величины концентрации радиоизотопов были в лишайниках, собранных в 37 км от ЧАЭС (Ораное), уже за пределами зоны отселения. Однако в последнем пункте при относительно сниженном уровне средних величин удельной активности в некоторых лишайниковых пробах отмечалось увеличение ее почти на порядок. Например, в слоевищах *Hypogymnia physodes* из 3 проб одна дает значительный пик концентрации практически всех измеренных радионуклидов. Порядок величин концентрации ^{137}Cs в слоевищах *Hypogymnia physodes* вне 30-км зоны отселения (Ораное) через 1000 дней после аварии был такой же, как и в лесах Австрии в августе 1986 г., где активность ^{137}Cs в талломах этого вида составляла 33500 Бк/кг, а в древесине и коре ели — 3500 Бк/кг (Hofmann и др., 1988). До аварии на ЧАЭС концентрация ^{137}Cs в слоевищах *H. physodes* в тех же австрийских лесах составляла 70 Бк/кг (табл. 8.2). Наличие в лишайниках изотопов ^{106}Ru , ^{134}Cs , ^{144}Ce , ^{154}Eu , ^{155}Eu дает основание подтвердить присутствию в среде топливной компоненты аварийного выброса ЧАЭС (Кривохатский и др., 1994). Наличие в выпадениях топливных горячих частиц с матрицей из оксидов урана с различными примесями считают одной из особенностей аварии на ЧАЭС (Израэль и др., 1990; Геохимия..., 2002).

Анализ величин отношений концентраций измеренных в лишайниках радионуклидов друг к другу (табл. 11.4) свидетельствует, что этот показатель для ряда радиоизотопов ($^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$) во всех пунктах совпадает с отношением между ними в составе аварийного выброса — около 0.5 в начале мая. Интересно, что примерно такая же величина (0.47) отношений средних активностей этих радионуклидов в июне-июле 1986 г. была и в телах жителей Глазго в Шотландии (Watson, 1986). Величины отношений активностей $^{137}\text{Cs}/^{144}\text{Ce}$ в лишайниках

Таблица 11.3. Концентрация (кБк/кг сухого веса) радионуклидов в слоевищах лишайников вблизи Чернобыльской АЭС

Лишайник	Год (мес-сяц)	Место-нахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				^{60}Co	^{90}Sr	$^{106}\text{Ru}/^{106}\text{Rh}$	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$	^{144}Ce	^{154}Eu	^{155}Eu	^{241}Am
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (5)	1.5 км от ЧАЭС	Собственные материалы	4.32		3940.02	779.0	1645.0		14430.0	14.49	27.08	29.0
<i>Hypogymnia physodes</i>	1989 (1)	1.5 км от ЧАЭС	Собственные материалы			1700.0	1140.0	5840.0		2400.0			
<i>Parmelia sulcata</i>	1986 (5)	1.5 км от ЧАЭС	Собственные материалы	4.55		3760.31	811.0	1794.0		19700.0	20.04	41.99	29.0
<i>Parmelia sulcata</i>	1989 (1)	1.5 км от ЧАЭС	Собственные материалы			3940.0	2840.0	14600.0		6480.0			
<i>Evernia prunastri</i>	1986 (5)	1.5 км от ЧАЭС	Собственные материалы	1.00		1750.0	332.0	719.0		7900.0	31.16	15.9	<
<i>Cladonia mitis</i>	1989 (1)	1.5 км от ЧАЭС	Собственные материалы			777.0	561.0	270.0		662.0			
<i>Cladonia crispata</i>	1989 (1)	1.5 км от ЧАЭС	Собственные материалы			1260.0				1830.0			
<i>Cladonia gracilis</i>	1989 (1)	1.5 км от ЧАЭС	Собственные материалы			593.0	1230.0	5.96		981.0			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (5)	7 км от ЧАЭС	Собственные материалы	2.56		1700.0	329.0	656.0		6100.0	7.39	10.53	<
<i>Hypogymnia physodes</i>	1989 (1)	7 км от ЧАЭС	Собственные материалы			1130.0	730.0	3600.0		1160.0			
<i>Cladonia mitis</i>	1986 (5)	7 км от ЧАЭС	Собственные материалы	1.30		168.1	105.7	234.0		940.0	1.09	1.45	0.19
<i>Cladonia mitis</i>	1989 (1)	7 км от ЧАЭС	Собственные материалы			747.0	570.0	2850.0		988.0			

Продолжение таблицы 11.3

Лишайник	Год (месяц)	Место нахождения	Источник данных	Радионуклиды									
				⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	¹⁵⁴ Eu	¹⁵⁵ Eu	²⁴¹ Am
<i>Cladonia imstalii</i>	1986 (5)	7 км от ЧАЭС	Собственные материалы	<		190.0	80.0	169.9		760.0	0.96	1.52	<
<i>Cladonia crispata</i>	1989 (1)	7 км от ЧАЭС	Собственные материалы			10500.0				2690.0			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (5)	12–13 км от ЧАЭС	Собственные материалы	1.74		745.86	334.6	685.0		2970.0	3.42	4.52	5.2
<i>Hypogymnia physodes</i>	1989 (1)	12–13 км от ЧАЭС	Собственные материалы			183.0	92.0	539.0		184.0			
<i>Evernia prunastri</i>	1986 (5)	12–13 км от ЧАЭС	Собственные материалы	58.73		1240.0	226.0	529.0		4200.0	5.03	8.81	<
<i>Cladonia mitis</i>	1986 (5)	12–13 км от ЧАЭС	Собственные материалы	1.24		378.13	277.5	595.0		3410.0	1.96	3.2	<
<i>Cladonia mitis</i>	1989 (1)	12–13 км от ЧАЭС	Собственные материалы			394.0	263.0	1230.0		385.0			
<i>Cladonia crispata</i>	1986 (5)	12–13 км от ЧАЭС	Собственные материалы	0.34		150.0	159.4	343.7		500.0	0.84	<	<
<i>Cladonia crispata</i>	1989 (1)	12–13 км от ЧАЭС	Собственные материалы			17.0				184.0			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1989 (1)	19 км от ЧАЭС	Собственные материалы			49.0	41.0	200.0		46.0			
<i>Cladonia mitis</i>	1989 (1)	19 км от ЧАЭС	Собственные материалы			43.0	26.0	118.0		35.0			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1989 (1)	37 км от ЧАЭС	Собственные материалы			34.0– 337.0	12.0– 150.0	71.0– 792.0		20.0– 223.0			

Окончание таблицы 11.3

Лишайник	Год (месяц)	Место нахождения	Источник данных	Радионуклиды											
				^{60}Co	^{90}Sr	$^{106}\text{Ru}/$ ^{106}Rh	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{134}\text{Cs}+$ ^{137}Cs	^{144}Ce	^{154}Eu	^{155}Eu	^{241}Am		
<i>Cladonia mitis</i>	1989 (1)	37 км от ЧАЭС	Собственные материалы			19.0– 20.0	10.0– 12.0	44.0– 58.0			12.0– 20.0				
<i>Cladonia crispata</i>	1989 (1)	37 км от ЧАЭС	Собственные материалы			16.0– 39.0					23.0– 44.0				
<i>Cladonia mitis</i>	1988	Ближняя зона ЧАЭС	Нифонтова, Алексашенко, 1992		151.7					1047.7					
<i>Cladonia arbuscula</i>	1988	Ближняя зона ЧАЭС	Нифонтова, Алексашенко, 1992		8.00					100.1					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988	Ближняя зона ЧАЭС	Нифонтова, Алексашенко, 1992		10.8					155.0					
<i>Peltigera canina</i>	1988	Ближняя зона ЧАЭС	Нифонтова, Алексашенко, 1992		277.3					1456.4					

Окончание таблицы 11.4

Радио- нуклид	⁶⁰ Co	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	¹⁵⁴ Eu	¹⁵⁵ Eu	²⁴¹ Am
19 км от ЧАЭС								
¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh		1	(1.19)	(0.25)	(1.1)			
¹³⁴ Cs			1	(0.20)	(0.89)			
¹³⁷ Cs				1	(4.35)			
¹⁴⁴ Ce					1			
37 км от ЧАЭС								
¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh		1	(1.3– 3.6)	(0.42– 0.58)	(1.38– 2.11)			
¹³⁴ Cs			1	(0.16– 0.32)	(0.59– 1.05)			
¹³⁷ Cs				1	(3.27– 3.60)			
¹⁴⁴ Ce					1			

(0.09–0.11 в 1.5 км от ЧАЭС и 0.17–0.69 — в 12–13 км от ЧАЭС) свидетельствуют, что в первые дни после аварии основную радиоактивность в ближней 10-км зоне создавали радионуклиды топливной компоненты реактора (Боровой, Гагаринский, 2001). ¹³⁷Cs здесь тоже выпадал в значительном количестве, но основные дозовые нагрузки в первые дни после аварии в этой зоне давали «топливные» радионуклиды. Для других радионуклидов этот показатель в лишайниках отражает лишь тенденцию соотношений между ними в реакторе.

Чем больше расстояние от ЧАЭС, тем значительнее варьирование величин отношений между активностями радиоизотопов. Вероятно, в радиусе 6–8 км от аварийного реактора выпадение продуктов ядерного топлива было более или менее равномерным и достаточно плотным. По мере удаления от реактора на выпадении осколков ядерного горючего стали сказываться атмосферные процессы, физические особенности выбрасываемых частиц, поэтому их осаждение стало пятнистым и накопление разными субстратами неравномерным. О пятнистости выпадений свидетельствуют более высокие величины удельной активности радионуклидов с относительно коротким периодом физического полураспада в пробах из одного пункта (7 км от ЧАЭС), анализировавшихся в 1989 г., в сравнении с пробами того же вида лишайника, собранными в 1986 г. (табл. 11.3).

11.2. ЧЕРНОБЫЛЬСКИЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ЛИШАЙНИКАХ ДРУГИХ ТЕРРИТОРИЙ СССР

В других районах СССР (Украина, Белоруссия, Россия, Эстония), удаленных на несколько десятков и сотен километров от Чернобыльской АЭС, также проводили индикацию радиоактивного загрязнения местностей с применением лишайников (Martin et al., 1991; Кондрачук и др., 1993, 1994; Г. Матишов и др., 1993; Biazrov, 1996a; Chant et al., 1996; Нифонтова, 2003а, б). Полученные данные показали, что состав радионуклидов в лишайниках отражает их состав в выбросах взорвавшегося реактора (Богатов и др., 1990; Levi, 1991; Боровой, Гагаринский, 2001). Кроме того, были выявлены дополнительные свидетельства неравномерности выпадений радионуклидов из аварийного реактора на поверхность Земли, среди которых наиболее важную роль играл цезий. Этот выносимый из реактора радионуклид сорбировался на легких аэрозолях, а потоки теплого воздуха поднимали их на значительную высоту. Распространение радиоактивных облаков и выпадение радиоактивных осадков определялись особенностями циркуляции атмосферы, метеоусловий, рельефа местности. Так, в Новозыбково Брянской области России удельная активность ^{137}Cs в лишайниках в те годы была на два порядка выше, чем расположенных в 70–75 км южнее ЧАЭС районах Украины (табл. 11.5).

Неравномерность выпадений радионуклидов даже в пределах одного региона подтверждает и опубликованная карта радиоактивного загрязнения территории Мурманской области, составленная по измерениям удельной активности ^{137}Cs в слоевищах ягельных лишайников, собранных в 1992 г. (Матишов и др., 1994б).

В 1990–1991 гг. значительно снизилось содержание в лишайниках сравнительно короткоживущего (период полураспада 284 суток) ^{144}Ce , активность которого в первые годы после аварии была чрезвычайно высокой. Наличие ^{134}Cs , ^{144}Ce и ряда других изотопов в слоевищах лишайников на значительном удалении от ЧАЭС, а также повышенные величины удельной активности ^{137}Cs в первые годы после аварии на северо-западе России, Западном Кавказе, Урале свидетельствует о переносе радионуклидов взорвавшегося реактора ЧАЭС на значительные расстояния (табл. 11.5). Например, в Свердловской области в мае 1986 г. удельная активность ^{137}Cs в слоевищах лишайников и мхов в сравнении с 1985 г. увеличилась в 20–40 раз. При этом величина активности ^{90}Sr оставалась относительно стабильной (Нифонтова, 1997, 2003б). В то же время на Северном и Южном Урале, на полуострове Ямал,

Таблица 11.5. Концентрация (Бк/кг сухого веса) радионуклидов в слоевищах лишайников территории СССР вне зоны отселения после аварии на ЧАЭС

Лишайник	Год (месяц)	Место нахождения	Источник данных	Изотопы							
				³⁶ Cl	⁹⁰ Sr	¹⁰⁶ Ru	¹²⁵ Sb	¹²⁹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce
<i>Parmelia sulcata</i>	1990	Украина, Овруч	Chant et al., 1996	0.0065				0.0078		6600	
<i>Parmelia sulcata</i>	1990	Россия, Новозыбков	Chant et al., 1996	0.0137				0.019		108000	
<i>Parmelia sulcata</i>	1990	Беларусь, Брагин	Chant et al., 1996	0.032				0.042		34000	
<i>Cladonia furcata</i>	1991	Украина, ок. 70 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993							196–263	2035
<i>Cladonia furcata</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993							344–407	3330
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993			81–296	85–214			144–703	1295–4070
<i>Cladonia rangiferina</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993							740–925	7400
<i>Cetraria islandica</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993							370–555	4070
<i>Cladonia mitis</i>	1990	Украина, ок. 75 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993							481	3367
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993							278–355	3293
<i>Cladonia rangiferina</i>	1990	Там же	Кондратюк и др., 1993							518–592	3626
<i>Cladonia rangiferina</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993							300–370	3700
<i>Cladonia furcata</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993							481–518	4440

Продолжение таблицы 11.5

Лишайник	Год (месяц)	Место нахождения	Источник данных	Изотопы								
				³⁶ Cl	⁹⁰ Sr	¹⁰⁶ Ru	¹²⁵ Sb	¹²⁹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	
<i>Cladonia unctalis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993							444-518	4440	
<i>Cladina mitis</i>	1991	Украина, ок. 100 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993							292-322	2775	
<i>Cladina mitis</i>	1990	Украина, ок. 100 км от ЧАЭС на ЮЗ	Кондратюк и др., 1993							1406- 1748	9990	
<i>Cladina mitis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993			111	174			481-629 4810	4440- 4810	
<i>Cladonia rangiferinis</i>	1990	Там же	Кондратюк и др., 1993							1813- 2072	12950	
<i>Cladina rangiferina</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993							851- 1036	8140	
<i>Cladonia unctalis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993				118			1147- 1221	11100	93
<i>Cladonia crispata</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993				41-92			851-888	8140	
<i>Cladonia subulata</i>	1990	Украина, ок. 130 км от ЧАЭС на ЮЗ	Кондратюк и др., 1993							740-851	4810	
<i>Cladina mitis</i>	1990	Украина, ок. 140 км от ЧАЭС на юг	Кондратюк и др., 1993							1332- 3256	8880- 17760	
<i>Cladonia gracilis</i>	1990	Там же	Кондратюк и др., 1993							1480- 3256	8880- 18500	
<i>Cladonia crispata</i>	1990	Там же	Кондратюк и др., 1993							1665- 1813	10360	

Продолжение таблицы 11.5

Лишайник	Год (месяц)	Местоахожде- ние	Источник данных	Изотопы							
				³⁶ Cl	⁹⁰ Sr	¹⁰⁶ Ru	¹²⁵ Sb	¹²⁹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993		370				115–355	1517– 3293	
<i>Cladonia rangiferina</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993						281–555	3367– 4440	1332
<i>Cladonia rangiformis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993						222–289	1628– 2146	
<i>Cladonia uncialis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993						329–518	3404– 4070	
<i>Cladonia chlorophaea</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993						329–407	3441	
<i>Cetraria islandica</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993				74		292–296	2849	
<i>Hypogymnia physodes</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993						444–592	5180	252
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Украина, ок. 170 км от ЧАЭС на запад	Кондратюк и др., 1993						1406– 1517	12950	
<i>Cladonia uncialis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993						1443– 1776	14430	
<i>Cladonia rangiferina</i>	1990	Украина, ок. 200 км от ЧАЭС на запад	Кондратюк и др., 1993						703–851	4440	
<i>Cladonia rangiformis</i>	1990	Там же	Кондратюк и др., 1993						481–592	3330	
<i>Cladonia subulata</i>	1990	Там же	Кондратюк и др., 1993						1258– 1369	8140	

Продолжение таблицы 11.5

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Изотопы							
				³⁶ Cl	⁹⁰ Sr	¹⁰⁶ Ru	¹²⁵ Sb	¹²⁹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce
<i>Cladonia gracilis</i>	1990	Там же	Кондратюк и др., 1993						1221–1443	8140	
<i>Cladonia gracilis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993						740–851	6660	
<i>Cladonia furcata</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993						666–777	6290	
<i>Cladonia mitis</i>	1990	Там же	Кондратюк и др., 1993						777–3700	5180–21830	
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Там же	Кондратюк и др., 1993						592–666	5180	30
<i>Cladonia mitis</i>	1990	Украина, ок. 250 км от ЧАЭС на запад	Кондратюк и др., 1993						192–233	1184	
Макролишайники	1986	Эстония	Martin et al., 1991							6200	
Макролишайники	1987	Эстония	Martin et al., 1991							2300	
Макролишайники	1988	Эстония	Martin et al., 1991							1850	
Макролишайники	1989	Эстония	Martin et al., 1991							1150	
<i>Cetraria islandica</i>	1985 (5)	Эстония	Martin et al., 1991		27					150	
<i>Cetraria islandica</i>	1986 (6)	Эстония	Martin et al., 1991		28					1900	
<i>Cetraria islandica</i>	1986 (7)	Эстония	Martin et al., 1991		76					1750	
<i>Cetraria islandica</i>	1986 (11)	Эстония	Martin et al., 1991		50					2100	

Продолжение таблицы 11.5

Лишайник	Год (месяц)	Место нахождения	Источник данных	Изотопы								
				³⁶ Cl	⁹⁰ Sr	¹⁰⁶ Ru	¹²⁵ Sb	¹²⁹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1992	Россия, Мурманская обл.	Матишов Г. и др., 1993								340	
Лишайники, смесь	1991	Россия, о-ва Земля Франца-Иосифа и Новая Земля	Матишов Г. и др., 1993								300–500	
<i>Cetraria</i> sp.	1991	Россия, Земля Франца-Иосифа, о. Скотт-Келли	Матишов Д. и др., 1993						2		146	
<i>Cetraria</i> sp.	1991	Россия, Земля Франца-Иосифа, о. Нансена	Матишов Д. и др., 1993						1		359	
<i>Cetraria</i> sp.	1991	Россия, Земля Франца-Иосифа, о. Гукера	Матишов Д. и др., 1993						11		358	
<i>Cetraria</i> sp.	1991	Россия, Земля Франца-Иосифа, о. Мейбелл	Матишов Д. и др., 1993							0.5	180	
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1991	Россия, о. Вайгач	Матишов Д. и др., 1993								81	
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1991	Россия, о. Долгий	Матишов Д. и др., 1993							15	478	
<i>Cetraria</i> sp.	1991	Россия, о. Колгуев	Матишов Д. и др., 1993								46	
<i>Umbilicaria muehlenbergii</i>	1991	Россия, о. Харлов	Матишов Д. и др., 1993							31	528	

Продолжение таблицы 11.5

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Изотопы								
				³⁶ Cl	⁹⁰ Sr	¹⁰⁶ Ru	¹²⁵ Sb	¹²⁹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1998	Россия, Зап. Сибирь, междуречье рек Пур и Таз, пос. Самбург	Щербов и др., 2000								58	
<i>Stereosaulon tomentosum</i>	1998	Россия, Зап. Сибирь, междуречье рек Пур и Таз, пос. Самбург	Щербов и др., 2000								65	
<i>Cladonia stellaris</i>	1998	Россия, Зап. Сибирь, междуречье рек Пур и Таз, пос. Самбург	Щербов и др., 2000								70	
<i>Cladonia mitis</i>	1998	Россия, Зап. Сибирь, междуречье рек Пур и Таз, пос. Самбург	Щербов и др., 2000								144	
<i>Cladonia cornuta</i>	1998	Россия, Зап. Сибирь, междуречье рек Пур и Таз, пос. Самбург	Щербов и др., 2000								86	
<i>Cetraria islandica</i>	1998	Россия, Зап. Сибирь, междуречье рек Пур и Таз, пос. Самбург	Щербов и др., 2000								141	
Лишайники, смесь	1998	Россия, Зап. Сибирь, междуречье рек Пур и Таз, пос. Самбург	Щербов и др., 2000								9-372	

в Сибири и Алтае вклад чернобыльских радиоизотопов в общую активность радионуклидов в лишайниках был не существенен, хотя, возможно, в ряде случаев они достигали и северо-восточных районов страны (табл. 11.5). В Западной Сибири их долю в общем запасе техногенных радионуклидов в 1990-х оценивали в 5–10% (Сухоруков и др., 2000).

Аккумулированные в слоевищах лишайников радиоизотопы удерживаются в них сравнительно долго, и, соответственно, являются потенциальным источником облучения для организмов, использующих лишайники как корм, укрытие, строительный материал для гнезд, и др. (Мелехина, Криволицкий, 1993; Бязров, Штанчаева, 1999).

11.3. РАДИОНУКЛИДЫ В ЛИШАЙНИКАХ ЗА ПРЕДЕЛАМИ ТЕРРИТОРИИ СССР ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

Масштаб аварии на энергоблоке Чернобыльской АЭС был столь огромен, что привел к радиоактивному загрязнению значительных территорий земного шара, в особенности Северного полушария. Первые сообщения о радиоактивном загрязнении поступили из Японии 2 мая, Китая — 4 мая, Индии — 5 мая, Канады и США — 5–6 мая 1986 г. (Геохимия..., 2002).

Для определения следов выпадений чернобыльских радионуклидов во многих странах наряду с другими методами достаточно широко использовались и приемы лишеноиндикации, главным образом — определение удельной активности радиоизотопов в слоевищах разных видов лишайников.

11.3.1. Радионуклиды в лишайниках Скандинавии и Гренландии

В странах Скандинавии, включая и о. Гренландия, как и в других районах Арктики, лишайники находятся в начале пищевых цепей лишайник → олень → человек или лишайник → олень → волк (Holleman et al., 1971, 1979, 1990). Это обстоятельство и определило широкое использование здесь в радиоэкологических исследованиях после аварии на Чернобыльской АЭС лишайников, тем более, что особенности циркуляции атмосферы в конце апреля — начале мая 1986 г. обусловили выпадение на этих территориях радиоактивных осадков в два периода: 27–30 апреля и 8–10 мая 1986 г. (Persson et al., 1987). Кроме того, в Арктике ранее проводились интенсивные многолетние исследования глобальных выпадений радионуклидов как следствие ядер-

ных испытаний в атмосфере, что позволяло определить вклад чернобыльских выпадений в общее радиоактивное загрязнение этих регионов. Маркером чернобыльских выпадений был, как правило, ^{134}Cs .

Оказалось, что доля чернобыльских радионуклидов в запасе накопленных радионуклидов из глобальных выпадений в Скандинавии в среднем составила 15–25%, но в Гренландии и на островах архипелага Шпицберген вклад чернобыльских выпадений был меньше (Gaare, 1987, 1990; Aarkrog, 1988; Jones, 1989; Rissanen, Rahola, 1989, 1990; Eriksson, 1990; Eriksson et al., 1991; Roos et al., 1991; Gaare, Staaland, 1994; Strandberg, 1997; Aarkrog et al., 2000; Dietz et al., 2000; Dowdall et al., 2003; Dahlgaard et al., 2004; Lindahl et al., 2004). Карты радиоактивного загрязнения, составленные по величинам удельной активности ^{137}Cs в лишайниках (Jones et al., 1989; Eriksson et al., 1991), а также измерения концентрации радионуклидов в лишайниках свидетельствовали о крайне неравномерном выпадении радионуклидов на поверхность. Так, активность чернобыльских выпадений для всей территории Швеции оценили в $4 \text{ Ч } 10^{12}$ Бк или в среднем 30 кБк/м^2 в пересчете на ^{137}Cs . Однако в ряде районов страны уровни радиоактивного загрязнения достигали 200 кБк/м^2 , а иногда и 380 кБк/м^2 , что создало проблемы для производителей сельскохозяйственной продукции, главным образом, мяса оленей, поскольку осенью 1986 г. концентрация ^{137}Cs в нем превышала $12\,000 \text{ Бк/кг}$, а у одной особи была $75\,000 \text{ Бк/кг}$ (Jones, 1989; Joens et al., 1989, 1990).

Больше всего чернобыльских радионуклидов выпало между $63\text{--}65^\circ$ с.ш., где их доля от остатков глобальных выпадений составила 83–94% (Ahman et al., 2001). В Норвегии в образцах лишайников, собранных в пределах одной площади в несколько квадратных метров, удельная активность гамма-излучающих радионуклидов различалась на 1–2 порядка. (Gaare, 1987, 1990; Bretten et al., 1992; Gaare, Staaland, 1994). Так, пробы *Flavocetraria nivalis*, собранные в августе 1986 г. на расстоянии менее 1 м друг от друга, имели удельную активность радиоцезия от 4700 до $18\,200 \text{ Бк/кг}$, а *Cladina stellaris* — от 6900 до $66\,000 \text{ Бк/кг}$ (Gaare, 1987). Весной часть территории Скандинавии еще была под покровом снега. Исследования в Норвегии показали, что на экспонированных ветру, и, следовательно, свободных от снега участках активность чернобыльского радиоцезия в лишайниках была почти в три раза выше, чем на смежных, заснеженных участках склонов. Более высокая активность, обнаруженная у лишайников с относительно сухих свободных от снега участков, была объяснена повышенным абсорбционным потенциалом сухих лишайников (Gaare, 1987).

Таблица 11.6. Концентрация (Бк/кг сухого веса) радионуклидов в слоевищах лишайников в Скандинавии и Гренландии после аварии на ЧАЭС

Лишайник	Год (месяц)	Место нахождения	Источник данных	Радионуклиды															
				^{95}Zr	$^{106}\text{Ru}/^{100}\text{Rh}$	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{134+137}\text{Cs}$	^{144}Ce	^{226}Ra	^{232}Th	^{237}Np	^{238}U	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	^{242}Cm ($^{242\text{m}}\text{Am}$)	^{243}Cm	^{244}Cm
<i>Cladonia</i> spp.	1986	Финляндия, юг	Paatero et al., 1998	680	1290	2930	5800		370						0.03	0.12	0.05	0.8	
<i>Cladonia</i> spp.	1986	Финляндия, юг	Paatero et al., 1998	80	340	28300	47700		440						0.05	0.18	0.16	1.59	
<i>Cladonia</i> spp.	1987	Финляндия, юг	Paatero et al., 1998		253	764	1820		22										0.04
<i>Cladonia</i> spp.	1988	Финляндия, юг	Paatero et al., 1998																0.06
<i>Cladonia</i> spp.	1988	Финляндия, юг	Paatero et al., 1998		50	42	352												<0.15
<i>Cladonia</i> spp.	1988	Финляндия, юг	Paatero et al., 1998			331	1160												<0.06
<i>Cladonia</i> spp.	1988	Финляндия, юг	Paatero et al., 1998																<0.06
<i>Cladonia</i> spp.	1988	Финляндия, юг	Paatero et al., 1998																<0.01
<i>Cladonia</i> spp.	1988	Финляндия, юг	Paatero et al., 1998																0.04
<i>Cladonia</i> spp.	1986	Финляндия, север	Paatero et al., 1998											0.02	0.31	0.12	0.55		
<i>Cladonia</i> spp.	1986	Финляндия, центр	Paatero et al., 1998											1.03	1.97	1.6	145		
<i>Cladonia</i> spp.	1987	Финляндия, центр	Paatero et al., 1998											0.91	2.21	0.9	39		
<i>Cladonia</i> spp.	1987	Финляндия, север	Paatero et al., 1998											<0.02	0.07	0.04	<0.2		

Продолжение таблицы 11.6

Лишайник	Год (месяц)	Место-нахождение	Источник данных	Радионуклиды													
				⁹⁵ Zr	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²²⁶ Ra	²³² Th	²³⁷ Np	²³⁸ U	²³⁸ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	²⁴² Cm (^{242m} Am)
<i>Cladina stellaris</i>	1987 (11)	Швеция, Северо-восток	Lindahl et al., 2004									1.6×10^{-3}	0.028	0.70			
<i>Cladina stellaris</i>	1987 (10)	Север центральной Швеции	Lindahl et al., 2004									0.55×10^{-3}	0.098	0.61			
<i>Cladina stellaris</i>	1987 (9), 1988 (6)	Восток центральной Швеции	Lindahl et al., 2004									0.23×10^{-3} 0.48×10^{-3}	0.125; 0.014	0.43; 0.20			
<i>Cladina stellaris</i>	1987 (9)	Запад центральной Швеции, Ротен	Lindahl et al., 2004									0.33×10^{-3}	0.024	0.22			
<i>Cladina stellaris</i>	1987 (9)	Запад центральной Швеции	Lindahl et al., 2004									0.53×10^{-3}	0.028	0.46			
<i>Cladina stellaris</i>	1987 (9)	Центральная Швеция	Lindahl et al., 2004									0.16×10^{-3}	0.021	0.19			
<i>Cladina stellaris</i>	1986 (7)	Восток центральной Швеции	Lindahl et al., 2004									2.08×10^{-3}		4.08			
<i>Cladina stellaris</i>	1987 (9)	Центральная Швеция	Lindahl et al., 2004									0.08×10^{-3}	0.006	0.09			
<i>Cladina stellaris</i>	1987 (9)	Центральная Швеция	Lindahl et al., 2004									0.11×10^{-3}	0.189	0.41			
<i>Cladina stellaris</i>	1987 (9)	Восток центральной Швеции	Lindahl et al., 2004									0.29×10^{-3}	0.310	0.72			

Наряду с традиционными для радиозокологических исследований радионуклидами как ^{90}Sr и ^{137}Cs , в лишайниках региона измеряли и активность редко определяемых в лишайниках радиоизотопов как ^{237}Np , ^{241}Am , ^{242}Cm ($^{242\text{m}}\text{Am}$), $^{243,244}\text{Cm}$ (табл. 11.6). В Норвегии, Финляндии, Швеции измерения активности радионуклидов в лишайниках после аварии на ЧАЭС проводили в течение нескольких лет подряд. Наблюдалась общая тенденция снижения концентрации радиоизотопов в слоевищах во времени, но это уменьшение было не столь явным, поскольку выпадения по территории были неравномерными, и, соответственно, отбираемые для измерения в разные сроки образцы лишайников могли изначально аккумулировать разное количество радионуклидов.

11.3.2. Радионуклиды в лишайниках стран Восточной Европы

Воздушные потоки, принесшие 27–30 апреля 1986 г. чернобыльские облака в Скандинавию, позднее также прошли над частью Польши и Восточной Германии. Над Румынией и Болгарией выпадения чернобыльских радионуклидов произошло 1–4 мая (Persson et al., 1987; Levi, 1991). Изучение последствий аварии на ЧАЭС с помощью большого набора видов лишайников в Восточной Европе проводили в Польше и Румынии (табл. 11.7). Выпадения радионуклидов на этой территории также были неравномерными. Величины удельной активности радионуклидов в лишайниках с территории Польши в среднем были меньше, чем в лишайниках, собранных в румынской части Карпат — максимальная измеренная концентрация ^{137}Cs в лишайниках Польши составила 36 630 Бк/кг (Seaward et al., 1988), а в Карпатах — 211 000 Бк/кг (Bartok, Mocsy, 1990). При этом величины активности радионуклидов в сравнении с данными до аварии возросли на 1–2 порядка, в Румынии — в 80–90 раз (Bartok et al., 1998). Нашла также определенное подтверждение установленная ранее тенденция, что величина удельной активности радионуклидов в лишайниках из мест с большей абсолютной высоты выше в сравнении с образцами, собранными в точках с меньшими абсолютными высотами (Kwapulinski et al., 1985a; Seaward et al., 1988; Bartok et al., 1998).

11.3.3. Радионуклиды в лишайниках стран Центральной Европы

Центральной Европы воздушные массы с чернобыльскими радионуклидами достигли в период с 28 апреля по 2 мая 1986 г., а затем еще 6–9 мая (Persson et al., 1987). Радиозокологические исследования с ис-

Продолжение таблицы 11.7

Лишайник	Год (мес-ца)	Место-нахождение	Источник данных	Радионуклиды												
				⁹⁵ Nb	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²¹⁴ Pb	²²⁴ Ra	²²⁶ Ra	²³² Th	²³⁴ Th	²³⁸ Pu
<i>Umbilicaria hirsuta</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 380 м	Seaward et al., 1988	<1129	<1075	<9724	1432	4088	<6442							
<i>Umbilicaria grisea</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 630 м	Seaward et al., 1988	<415	<434	3904	<564	1178	<2483							
<i>Umbilicaria densa</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1150 м	Seaward et al., 1988	<65	<116	<876	845	2307	<254							
<i>Umbilicaria densa</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1135 м	Seaward et al., 1988	<277	<304	<2604	1428	2129	<1581							
<i>Umbilicaria densa</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1055 м	Seaward et al., 1988	<557	<726	<5365	4769	8003	<3441							
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1600 м	Seaward et al., 1988	2150	2065	<5365	18263	36630	<1908							
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1585 м	Seaward et al., 1988	529	488	<3378	8214	15758	1043							
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1200 м	Seaward et al., 1988	<169	<247	<1447	2083	4296	<524							
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1200 м	Seaward et al., 1988	<53	74	<582	322	744	<176							
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1195 м	Seaward et al., 1988	<341	924	2593	5609	11215	11154							
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1195 м	Seaward et al., 1988	<221	623	<1957	3568	6782	<1155							
<i>Umbilicaria cylindrica</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1055 м	Seaward et al., 1988	<552	<669	<5342	3804	7100	<3668							
<i>Umbilicaria nylanderiana</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1200 м	Seaward et al., 1988	<567	<703	<5550	2840	6050	<3408							
<i>Umbilicaria nylanderiana</i>	1986 (8)	Ю. Польша, 1200 м	Seaward et al., 1988	<467	1551	7610	6390	14667	<1448							

Продолжение таблицы 11.7

Лишайник	Год (месц)	Место-нахождение	Источник данных	Радионуклиды														
				⁹⁵ Nb	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²¹⁴ Pb	²²⁴ Ra	²²⁶ Ra	²³² Th	²³⁴ Th	²³⁸ Pu	²³⁹ , ²⁴⁰ Pu	
<i>Evernia prunastri</i>	1992	С3 Польша, Августовская пуца	Кравczyk, Кравczyk, 2001		38		134											
<i>Evernia prunastri</i>	1994	С3 Польша, Августовская пуца	Кравczyk, Кравczyk, 2001		109		419											
<i>Platismatia glauca</i>	1989	С3 Польша, Августовская пуца	Кравczyk, Кравczyk, 2001		134		380											
<i>Platismatia glauca</i>	1994	С3 Польша, Августовская пуца	Кравczyk, Кравczyk, 2001		146		508											
<i>Ramalina farinacea</i>	1989	С3 Польша, Августовская пуца	Кравczyk, Кравczyk, 2001		313		806											
<i>Ramalina farinacea</i>	1992	С3 Польша, Августовская пуца	Кравczyk, Кравczyk, 2001		151		401											
<i>Ramalina farinacea</i>	1994	С3 Польша, Августовская пуца	Кравczyk, Кравczyk, 2001		288		719											
<i>Parmelia sulcata</i>	1994	С3 Польша, Августовская пуца	Кравczyk, Кравczyk, 2001		90-93		322-508											
<i>Cladonia rangiferina</i>	1992	С3 Польша, Августовская пуца	Кравczyk, Кравczyk, 2001		59		183											
<i>Parmeliaceae</i>	1998	Польша, Люблин	Chibowski, Reszka, 2001				3-108						5-78	6-64	0.5-122	39-121	23-448	10-477

пользованием лишайников после аварии на ЧАЭС были проведены и в странах Центральной Европы, в особенности в Австрии и Германии (табл. 11.8). Уместно отметить, что в Австрии за несколько лет до аварии в Чернобыле была измерена удельная активность ряда радионуклидов в нескольких видах лишайников, что позволило достоверно определить масштабы радиоактивного загрязнения территории вследствие выпадений Чернобыльских радионуклидов. Если сравнить данные таблиц 8.2 и 11.8, то можно сделать заключение, что после аварии на ЧАЭС величины удельной активности ^{137}Cs в лишайниках Центральной Европы увеличились на 1–2 порядка.

Выпадение радионуклидов было неравномерным (Gastberger et al., 1998). Варьирование величин удельной активности радионуклидов имеет широкий размах, причём чем чаще измеряли этот показатель, тем больше разница между крайними величинами в образцах одного вида (табл.11.8). Наибольшая концентрация ^{137}Cs — 134 643 Бк/кг — была измерена в слоевищах *Pseudevernia furfuracea*, собранных в октябре 1986 г. на высоте 1200 м вблизи австрийского города Грац (Heinrich, 1987). Максимальная величина удельной активности радиопеция в талломах того же вида из западной Австрии в 1982 г. была 585 Бк/кг (Eckl et al., 1986). Вклад ^{90}Sr в загрязнение вследствие аварии на ЧАЭС признается незначительным в сравнении с ^{137}Cs — величины отношений $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в лишайниках Австрии в 1989 г. имели значения в интервале от 149 до 382 (Heinrich et al., 1993). Территориальная неоднородность чернобыльских выпадений, обусловленная сложным рельефом территории, неравномерным выпадением дождей после аварии на ЧАЭС в конце апреля — начале мая 1986 г., усложняет многолетний мониторинг концентрации радионуклидов в лишайниках, поскольку отбор проб для измерения в каждый срок необходимо проводить с минимальными отклонениями в одних и тех же точках, что трудно осуществить практически.

11.3.4. Радионуклиды в лишайниках из стран Западной и Южной Европы

Страны Западной и Южной Европы также были загрязнены радионуклидами ЧАЭС, но в гораздо меньшей степени, чем территории Восточной и Центральной Европы, о чем свидетельствуют более низкие величины удельной активности ^{137}Cs в лишайниках, собранных после аварии в странах Бенилюкса, Франции, Италии (табл. 11.9). Выпадения радионуклидов здесь также были неравномерными. Напри-

Таблица 11.8. Концентрация (Бк/кг сухого веса) радионуклидов в слоевищах лишайников в Центральной Европе после аварии на ЧАЭС

Лишайник	Год (месяц)	Местоа-хождение	Источник данных	Радионуклиды															
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²²⁶ Ra			
<i>Cladonia furcata</i>	1986	Германия, Северный Рейн-Вестфалия	Feige et al., 1990												1573				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986	Германия, Северный Рейн-Вестфалия	Feige et al., 1990												4116				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (10)	Германия, Юденбург, 750 м	Heinrich, 1987											3108					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (10)	Германия, Баварский лес, 750 м	Heinrich, 1987											9583					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (10)	Германия, Швайн-фурт, 750 м	Heinrich, 1987											6179					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986	Германия, Баден-Вюртемберг	Feige et al., 1990												2272				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986	Германия, Баден-Вюртемберг	Feige et al., 1990												5266				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986	Германия, Баварский лес	Feige et al., 1990												11741				
<i>Cetraria islandica</i>	1986	Германия, Баварский лес	Feige et al., 1990												34530				

Продолжение таблицы 11.8

Лишайник	Год (мес-сяц)	Место-нахождение	Источник данных	Радионуклиды															
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²²⁶ Ra			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1988	Германия, Альпы	Feige et al., 1990												35030				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1988	Германия, Альпы	Feige et al., 1990												31907				
<i>Cetraria islandica</i>	1996	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											140–2250					
<i>Cladonia arbuscula</i>	1980	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											200					
<i>Cladonia arbuscula</i>	1984	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											110					
<i>Cladonia arbuscula</i>	1985	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											160–650					
<i>Cladonia arbuscula</i>	1986	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											8000–14000					
<i>Cladonia arbuscula</i>	1993	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											630–5700					
<i>Cladonia arbuscula</i>	1996	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											400–2500					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1980	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											110					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1982	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											150–560					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1984	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											350–2200					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											320–1600					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											9000–13600					

Продолжение таблицы 11.8

Лишайник	Год (месяц)	Место-хождение	Источник данных	Радионуклиды															
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²²⁶ Ra			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1993	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											4200–10500					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1996	Австрия, Зальцбург	Gastberger et al., 1998											2200–6000					
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1984–1985	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993											1600					
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1986, 1988–1989	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993											37000					
<i>Flavocetraria succulata</i>	1984–1985	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993											1700					
<i>Flavocetraria succulata</i>	1986, 1988–1989	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993											53200					
<i>Cetraria islandica</i>	1984–1985	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993											200					
<i>Cetraria islandica</i>	1986, 1988–1989	Австрия, 2100 м	Hofmann et al., 1993											32300					
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1984–1985	Австрия, 2200 м	Hofmann et al., 1993											1600					
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1986, 1988–1989	Австрия, 2200 м	Hofmann et al., 1993											40800					
<i>Cladonia arbuscula</i>	1984–1985	Австрия, 1900 м	Hofmann et al., 1993											100					
<i>Cladonia arbuscula</i>	1986, 1988–1989	Австрия, 1900 м	Hofmann et al., 1993											33700					

Продолжение таблицы 11.8

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды														
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²²⁶ Ra		
<i>Cladonia phyllophora</i>	1984–1985	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993										300					
<i>Cladonia phyllophora</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993										29200					
<i>Cladonia rangiferina</i>	1984–1985	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993										700					
<i>Cladonia rangiferina</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993										39800					
<i>Evernia prunastri</i>	1984–1985	Австрия, 800 м	Hofmann et al., 1993										200					
<i>Evernia prunastri</i>	1986, 1988–1989	Австрия, 800 м	Hofmann et al., 1993										11000					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985 (6)	Австрия, 1040 м	Heinrich et al., 1989b										0					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984 (6)	Австрия, 1380 м	Heinrich et al., 1989b										80					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984 (7)	Австрия, Грац, 440 м	Heinrich et al., 1989b										402					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985 (8)	Австрия, Тироль, 1555 м	Heinrich et al., 1989b										0					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1983 (7)	Австрия, Вайнсебене, 1650 м	Heinrich et al., 1989b										323					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984–1985	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993										100					

Продолжение таблицы 11.8

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды														
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²²⁶ Ra		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986, 1988– 1989	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993											33300				
<i>Parmelia sulcata</i>	1983 (7)	Австрия, 1270 м	Heinrich et al., 1989b											243				
<i>Platismatia glauca</i>	1984– 1985	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993											400				
<i>Platismatia glauca</i>	1986, 1988– 1989	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993											68900				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (9)	Австрия, 1600 м	Heinrich et al., 1989b											261				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (5)	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993											300				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986 (10)	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993											79600				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1984 (10)	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993											300				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1984 (11)	Австрия, 1400 м	Hofmann et al., 1993											300				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (8)	Австрия, 1700 м	Hofmann et al., 1993											300				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (8)	Австрия, 1600 м	Hofmann et al., 1993											1600				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (8)	Австрия, 2000 м	Hofmann et al., 1993											400				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (9)	Австрия, 1000 м	Hofmann et al., 1993											300				

Продолжение таблицы 11.8

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды														
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²²⁶ Ra		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (10)	Австрия, 1500 м	Hofmann et al., 1993										600					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (11)	Австрия, 1600 м	Hofmann et al., 1993										400					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986 (5)	Австрия, 1700 м	Hofmann et al., 1993										14600					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986 (11)	Австрия, 800 м	Hofmann et al., 1993										8700					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986 (11)	Австрия, 2000 м	Hofmann et al., 1993										32300					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986 (11)	Австрия, 2000 м	Hofmann et al., 1993										9000					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986 (11)	Австрия, 2000 м	Hofmann et al., 1993										13700					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993										7000					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1988 (11)	Австрия, 800 м	Hofmann et al., 1993										4400					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1989 (1)	Австрия, 1300 м	Hofmann et al., 1993										18900					
<i>Cladonia rangiferina</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993										39800					
<i>Cladonia mitis</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993										38700					
<i>Cetraria islandica</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993										36400					
<i>Cladonia phylophora</i>	1986 (12)	Австрия, 700 м	Hofmann et al., 1993										29200					

Продолжение таблицы 11.8

Лшайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды														
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²²⁶ Ra		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1987 (8)	Австрия, Вайнебеле	Heinrich et al., 1989b														11	11
<i>Cladonia rangiferina</i>	1987 (8)	Австрия, Герцоберг	Heinrich et al., 1989b															
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (10)	Австрия, Грац, 1200 м	Heinrich, 1987											79587				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (10)	Австрия, Грац, 1200 м	Heinrich, 1987											28453				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (10)	Австрия, Грац, 1300 м	Heinrich, 1987											13209				
<i>Cetraria islandica</i>	1977 (7)	Австрия, Штирия, 2000 м	Heinrich et al., 1999											277				
<i>Cetraria islandica</i>	1986 (9)	Австрия, Штирия, 1700 м	Heinrich et al., 1999											11122	24342			
<i>Cetraria islandica</i>	1986 (10)	Австрия, Штирия, 2000 м	Heinrich et al., 1999											3995	8610			
<i>Cetraria islandica</i>	1991 (5)	Австрия, Штирия	Heinrich et al., 1999	35											8160			
<i>Cetraria islandica</i>	1994 (5)	Австрия, Штирия	Heinrich et al., 1999	6											4540			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985 (7)	Австрия, Штирия, 1040 м	Heinrich et al., 1999												10			

Продолжение таблицы 11.8

Лишайник	Год (месяц)	Местоа- хождение	Источник данных	Радионуклиды															
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²²⁶ Ra			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1983 (7)	Австрия, Штирия, 1270 м	Heinrich et al., 1999											229					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1983 (7)	Австрия, Штирия, 1650 м	Heinrich et al., 1999											351					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984 (6)	Австрия, Штирия, 1380 м	Heinrich et al., 1999											87					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1984 (7)	Австрия, Штирия, 444 м	Heinrich et al., 1999											430					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985 (8)	Австрия, Штирия, 1555 м	Heinrich et al., 1999											8					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986 (8)	Австрия, Штирия, 1660 м	Heinrich et al., 1999										30599	61197					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985 (9)	Австрия, Штирия, 1600 м	Heinrich et al., 1999											272					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1983 (7)	Австрия, Штирия, 1670 м	Heinrich et al., 1999											310					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986 (10)	Австрия, Штирия, 1670 м	Heinrich et al., 1999											23921	51548				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1988 (6)	Австрия, Штирия, 1750 м	Heinrich et al., 1999											4830	16576				

Продолжение таблицы 11.8

Лишайник	Год (месяц)	Место-хождение	Источник данных	Радионуклиды													
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs + ¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²¹⁴ Bi	²²⁶ Ra	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1988 (6)	Австрия, Штирия, 1650 м	Heinrich et al., 1999									9583	32560				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986 (8)	Австрия, Штирия	Heinrich et al., 1999	318									47540				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1988 (3)	Австрия, Штирия	Heinrich et al., 1999	160									31060				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1991 (5)	Австрия, Штирия	Heinrich et al., 1999	44									20910				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1989	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990											8936			
<i>Cetraria islandica</i>	1985	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990											305			
<i>Cetraria islandica</i>	1985	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990											142			
<i>Cetraria islandica</i>	1988	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990											4888			
<i>Cetraria islandica</i>	1988	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990											3815			
<i>Cetraria islandica</i>	1988	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990											3665			
<i>Cladonia arbuscula</i>	1988	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990											2758			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990											64519			
<i>Lasallia pustulata</i>	1986	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990											1402			

Окончание таблицы 11.8

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды															
				^{90}Sr	^{95}Nb	^{95}Zr	^{103}Ru	$\frac{^{106}\text{Ru}}{^{106}\text{Rh}}$	^{110m}Ag	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$	^{144}Ce	^{214}Bi	^{226}Ra			
<i>Lasallia pustulata</i>	1988	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990												47076				
<i>Ramalina farinacea</i>	1988	Австрия, Альпы	Feige et al., 1990												2605				
<i>Cetraria islandica</i>	1987	Швейцария, Альпы	Feige et al., 1990												1168				
<i>Cetraria islandica</i>	1989	Швейцария, Альпы	Feige et al., 1990												12549				
<i>Cladonia arbuscula</i>	1987	Швейцария, Альпы	Feige et al., 1990												1139				
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1989	Швейцария, Альпы	Feige et al., 1990												15930				
<i>Stegosium alpinum</i>	1987	Швейцария, Альпы	Feige et al., 1990												856				

мер, на атлантическое побережье Франции (Бретань) чернобыльские радионуклиды вообще не попали (Feige et al., 1990), тогда как на севере Италии они внесли заметный вклад в загрязнение биоты (Baldini et al., 1987a, 1987b; Triulzi et al., 1996). На юге Англии чернобыльское облако появилось в полдень 2 мая, а к вечеру оно достигло её севера (Smith, Clark, 1986). Картограмма загрязнения Нидерландов, составленная на основе ранжирования величин удельной активности ^{137}Cs в слоевищах эпифита *Parmelia sulcata* на 5 классов (Sloof, Wolterbeek, 1992), показала достаточно приемлемое ее соответствие данным об атмосферных выпадениях этого радионуклида на территорию страны. Выявленные пространственные различия радиоактивного загрязнения были объяснены неравномерностью выпадения дождевых осадков (Sloof, Wolterbeek, 1992).

11.3.5. Радионуклиды в лишайниках из северной Греции и Малой Азии

В первой декаде мая 1986 г. вместе с дождями на территории Черноморского побережья Кавказа и Малой Азии, а также северной Греции выпали и радионуклиды из взорвавшегося энергоблока Чернобыльской АЭС. Для определения границ и степени радиоактивного загрязнения этих регионов наряду с другими приемами были использованы и методы лишайноиндикации, в частности, измерение удельной активности радионуклидов, главным образом ^{137}Cs , в слоевищах разных видов лишайников, собранных с различных субстратов (Papastefanou et al., 1988, 1989; Sawidis et al., 1997). Поскольку для северной Греции имелись данные о величинах удельной активности радионуклидов в лишайниках до аварии, можно было судить о вкладе чернобыльских выпадений в загрязнение местной биоты (Sawidis, Heinrich, 1992). Этот вклад здесь оказался значительным — величины удельной активности ^{137}Cs в лишайниках здесь возросли в десятки и более раз (табл. 11.10). Мониторинг, осуществляемый в Греции в течение многих лет после аварии, показал, что уже в начале 1990-х уровни концентрации радионуклидов в лишайниках достигли величин, близких к аналогичным показателям до аварии (Sawidis et al., 1997). Как и в других регионах, выпадения были неравномерными, поэтому четкой зависимости уровня загрязнения от абсолютной высоты местности здесь не выявлено (табл. 11.10).

Сравнение данных измерений удельной активности радионуклидов в талломах *Pseudevernia furfuracea*, собранных в 1987 г. на Черномор-

Продолжение таблицы 11.9

Лишайник	Год (мес-сач)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды																			
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹²⁹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴⁺ ¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce	²¹⁰ Pb	²²⁶ Ra	²³⁴ U	²³⁵ U	²³⁸ U	²³⁸ Pu	²³⁹ , ²⁴⁰ Pu
<i>Stegosailon vesuvianum</i>	1987 (10)	Италия, Везувий, 780 м	Adamo et al., 2004		<		< 250					360	1340										
<i>Stegosailon vesuvianum</i>	1987 (10)	Италия, Везувий, 960 м	Adamo et al., 2004		<		340					580	1970										
<i>Stegosailon vesuvianum</i>	1999 (5)	Италия, Везувий, 370 м	Adamo et al., 2004		<		<					< 270											
<i>Stegosailon vesuvianum</i>	1999 (5)	Италия, Везувий, 490 м	Adamo et al., 2004		<		<					< 250											
<i>Stegosailon vesuvianum</i>	1999 (5)	Италия, Везувий, 580 м	Adamo et al., 2004		<		<					< 620											
<i>Stegosailon vesuvianum</i>	1999 (5)	Италия, Везувий, 780 м	Adamo et al., 2004		<		<					< 390											
<i>Stegosailon vesuvianum</i>	1999 (5)	Италия, Везувий, 960 м	Adamo et al., 2004		<		<					< 570											
Лишайник 1	1997	Италия, Умбрино	Jia et al., 2002														2.6	0.04	2.6				
Лишайник 2	1997	Италия, Умбрино	Jia et al., 2002														2.5	0.22	2.2				
Лишайник 3	1997	Италия, Умбрино	Jia et al., 2002														2.5	0.11	2.5				
Лишайник 4	1997	Италия, Умбрино	Jia et al., 2002														5.2	0.19	4.7				

Окончание таблицы 11.9

Лишайник	Год (мес-сач)	Место-нахождение	Источник данных	Радионуклиды																					
				⁹⁰ Sr	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹²⁹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce	²¹⁰ Pb	²²⁶ Ra	²³⁴ U	²³⁵ U	²³⁸ U	²³⁸ Pu	²³⁹ Pu	²⁴⁰ Pu	
Лишайник 5	1997	Италия, Умбрино	Jia et al., 2002														1.4	0.05	1.4						
Лишайник 6	1997	Италия, Умбрино	Jia et al., 2002														0.9	0.04	1.0						
Лишайник 7	1997	Италия, Умбрино	Jia et al., 2002														2.3	0.15	2.3						
Лишайник 8	1997	Италия, Умбрино	Jia et al., 2002														4.0	0.32	3.8						
<i>Cladonia convoluta</i>	1989	Италия, Тоскана	Feige et al., 1990									202													
<i>Lasallia pustulata</i>	1989	Италия, Тоскана	Feige et al., 1990									10876													
<i>Lobaria pulmonaria</i>	1989	Италия, Тоскана	Feige et al., 1990									4304													
<i>Ramalina fastigiata</i>	1989	Италия, Тоскана	Feige et al., 1990									2090													
<i>Cetraria islandica</i>	1991	Черного-рия	Nedjc et al., 1999									2208													
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988-1991	Словения	Jeran et al., 1995																		550-674	6-13			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988-1991	Словения	Jeran et al., 1995																		62.5-1904	59-279			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988-1991	Словения	Jeran et al., 1995																		712-1021	13-54			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988-1991	Словения	Jeran et al., 1995																		175-348	12-24			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988-1991	Словения	Jeran et al., 1995																		474-1089	14-57			
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988-1991	Словения	Jeran et al., 1995																		916-1004	8			

Таблица 11.10. Концентрация (Бк/кг сухого веса) радионуклидов в слоевищах лишайников из Греции и Турции после аварии на ЧАЭС

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Evernia prunastri</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	720	14.0	118	1019	3250	194				
<i>Evernia prunastri</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	999	19.0	120	2264	8436	297				
<i>Evernia prunastri</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	479	10.4	66	1010	3242	115				
<i>Cladonia furcata</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	590	9.0	123	1364	5032	183				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	861	7.7	174	981	3064	148				
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	1128	23.6	226	4360	14560	362				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	588	9.3	75	462	1069	69				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	224	<	64	332	1158	<				
<i>Cladonia convoluta</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	532	9.0	123	1390	4861	193				
<i>C. convoluta</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	636	12.0	139	1718	5950	264				
<i>C. convoluta</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	438	6.8	90	1129	3886	129				
<i>C. rangiformis</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	385	6.5	69	1150	3963	123				
<i>Xanthoria parietina</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	1149	13.8	146	2980	10322	278				
<i>Physcia</i> spp.	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	499	6.7	26	1506	4611	<				
<i>Collema</i> spp.	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	<	12.0	60	1909	5832	212				
<i>Parmelia tilacea</i>	1987 (10)	С. Греция	Papastefanou et al., 1989	1240	13.6	86	2835	8330	292				
<i>Cladonia convoluta</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м н.у.м.	Sawidis et al., 1997					307					
<i>Cladonia convoluta</i>	1986	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					5160					
<i>Cladonia convoluta</i>	1987	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					7200					
<i>Cladonia convoluta</i>	1988	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					9230					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Cladonia convoluta</i>	1989	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					5752					
<i>Cladonia convoluta</i>	1990	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					4615					
<i>Cladonia convoluta</i>	1991	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					4286					
<i>Cladonia convoluta</i>	1992	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2655					
<i>Cladonia convoluta</i>	1993	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					444					
<i>Cladonia convoluta</i>	1994	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					456					
<i>Cladonia convoluta</i>	1995	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					235					
<i>Cladonia convoluta</i>	1996	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					128					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					120					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1986	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					4820					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1987	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					5600					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1988	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					7843					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1989	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					6677					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1990	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					4130					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U	
<i>Cladonia rangiformis</i>	1991	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					3473				
<i>Cladonia rangiformis</i>	1992	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					1745				
<i>Cladonia rangiformis</i>	1993	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					3111				
<i>Cladonia rangiformis</i>	1994	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					736				
<i>Cladonia rangiformis</i>	1995	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					439				
<i>Cladonia rangiformis</i>	1996	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					400				
<i>Neofuscelia pulla</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					350				
<i>Neofuscelia pulla</i>	1986	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					8636				
<i>Neofuscelia pulla</i>	1987	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					16310				
<i>Neofuscelia pulla</i>	1988	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					15318				
<i>Neofuscelia pulla</i>	1989	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					12358				
<i>Neofuscelia pulla</i>	1990	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					9349				
<i>Neofuscelia pulla</i>	1991	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					8246				
<i>Neofuscelia pulla</i>	1992	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					3552				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Neofuscelia pulla</i>	1993	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2573					
<i>Neofuscelia pulla</i>	1994	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2350					
<i>Neofuscelia pulla</i>	1995	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					1500					
<i>Neofuscelia pulla</i>	1996	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					1787					
<i>Parmelina titiacea</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Parmelina titiacea</i>	1986	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					7230					
<i>Parmelina titiacea</i>	1987	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					15500					
<i>Parmelina titiacea</i>	1988	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					14886					
<i>Parmelina titiacea</i>	1989	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					13256					
<i>Parmelina titiacea</i>	1990	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					10193					
<i>Parmelina titiacea</i>	1991	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					6828					
<i>Parmelina titiacea</i>	1992	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					5200					
<i>Parmelina titiacea</i>	1993	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					4000					
<i>Parmelina titiacea</i>	1994	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					4500					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U	
<i>Parmelia tiliasaea</i>	1995	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					3500				
<i>Parmelia tiliasaea</i>	1996	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					3396				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					420				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1986	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					5300				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1987	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					13200				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1988	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					12000				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1989	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					11500				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1990	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					8405				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1991	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					4830				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1992	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2758				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1993	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2800				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1994	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2305				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1995	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2400				
<i>Squamatarina gypsosaea</i>	1996	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					1950				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				^{106}Ru	^{110m}Ag	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{144}Ce	^{232}Th	^{238}U	
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					<				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1986	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					13800				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1987	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					19600				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1988	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					17008				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1989	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					14800				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1990	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					10600				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1991	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					9020				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1992	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					3409				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1993	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2659				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1994	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2800				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1995	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2000				
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1996	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2006				
<i>Xanthoria calcicola</i>	1985	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					615				
<i>Xanthoria calcicola</i>	1986	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					12500				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Xanthoria calcicola</i>	1987	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					16300					
<i>Xanthoria calcicola</i>	1988	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					15122					
<i>Xanthoria calcicola</i>	1989	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					12865					
<i>Xanthoria calcicola</i>	1990	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					12214					
<i>Xanthoria calcicola</i>	1991	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					7839					
<i>Xanthoria calcicola</i>	1992	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					4176					
<i>Xanthoria calcicola</i>	1993	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					3219					
<i>Xanthoria calcicola</i>	1994	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					3100					
<i>Xanthoria calcicola</i>	1995	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2500					
<i>Xanthoria calcicola</i>	1996	С. Греция, Салоники, 20 м	Sawidis et al., 1997					2649					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					142					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					4150					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					5800					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3017					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1500					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1059					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1200					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1000					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					900					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					920					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					850					
<i>Anaphtchia ciliaris</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					350					
<i>Everina prunastri</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					320					
<i>Everina prunastri</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3650					
<i>Everina prunastri</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					6628					
<i>Everina prunastri</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					4959					
<i>Everina prunastri</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2499					
<i>Everina prunastri</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2524					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Everina prunastri</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1805					
<i>Everina prunastri</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1200					
<i>Everina prunastri</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					800					
<i>Everina prunastri</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					850					
<i>Everina prunastri</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					400					
<i>Everina prunastri</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					450					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					8620					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					9424					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2204					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2200					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1900					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2300					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2000					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Hypogymnia physodes</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1800					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					410					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					520					
<i>Hypogymnia physodes</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					462					
<i>Parmelia sulcata</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Parmelia sulcata</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					8500					
<i>Parmelia sulcata</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					14800					
<i>Parmelia sulcata</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					9800					
<i>Parmelia sulcata</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					10286					
<i>Parmelia sulcata</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					6204					
<i>Parmelia sulcata</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3700					
<i>Parmelia sulcata</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2775					
<i>Parmelia sulcata</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2067					
<i>Parmelia sulcata</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1150					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Parmelia sulcata</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					898					
<i>Parmelia sulcata</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					650					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					7300					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					10630					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2898					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2900					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2050					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2400					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1850					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					410					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					450					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					320					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					210					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				^{106}Ru	^{110m}Ag	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{144}Ce	^{232}Th	^{238}U		
<i>Ramalina farinacea</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Ramalina farinacea</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					6200					
<i>Ramalina farinacea</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					8600					
<i>Ramalina farinacea</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2380					
<i>Ramalina farinacea</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2243					
<i>Ramalina farinacea</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2100					
<i>Ramalina farinacea</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2500					
<i>Ramalina farinacea</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2008					
<i>Ramalina farinacea</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1900					
<i>Ramalina farinacea</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					850					
<i>Ramalina farinacea</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					500					
<i>Ramalina farinacea</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Ramalina fastigiata</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					120					
<i>Ramalina fastigiata</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3600					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				^{106}Ru	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{144}Ce	^{232}Th	^{238}U	
<i>Ramalina fastigiata</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					5200				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1428				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1300				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1340				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1009				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1200				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					400				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					320				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					120				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					5500				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					7800				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3050				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				^{106}Ru	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{144}Ce	^{232}Th	^{238}U		
<i>Ramalina fraxinea</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2882					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					674					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					82					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					720					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					410					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					405					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					320					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Usnea hirta</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Usnea hirta</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					7200					
<i>Usnea hirta</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					10800					
<i>Usnea hirta</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					9446					
<i>Usnea hirta</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					5300					
<i>Usnea hirta</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					4500					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Usnea hirta</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3200					
<i>Usnea hirta</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2600					
<i>Usnea hirta</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2800					
<i>Usnea hirta</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1920					
<i>Usnea hirta</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1005					
<i>Usnea hirta</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					530					
<i>Xanthoria parietina</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					555					
<i>Xanthoria parietina</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					21309					
<i>Xanthoria parietina</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					15309					
<i>Xanthoria parietina</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					7993					
<i>Xanthoria parietina</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					5754					
<i>Xanthoria parietina</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3581					
<i>Xanthoria parietina</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2270					
<i>Xanthoria parietina</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2300					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				^{106}Ru	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{144}Ce	^{232}Th	^{238}U		
<i>Xanthoria parietina</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1748					
<i>Xanthoria parietina</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1830					
<i>Xanthoria parietina</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					890					
<i>Xanthoria parietina</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					320					
<i>Cladonia convoluta</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					320					
<i>Cladonia convoluta</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					6400					
<i>Cladonia convoluta</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					10800					
<i>Cladonia convoluta</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					10998					
<i>Cladonia convoluta</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					7308					
<i>Cladonia convoluta</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					5005					
<i>Cladonia convoluta</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					4800					
<i>Cladonia convoluta</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2650					
<i>Cladonia convoluta</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1441					
<i>Cladonia convoluta</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1300					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Cladonia convoluta</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					870					
<i>Cladonia convoluta</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					305					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					530					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					11636					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					7070					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					5363					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					4771					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					4535					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1300					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					872					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					450					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					320					
<i>Cladonia rangiformis</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					210					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				^{106}Ru	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{144}Ce	^{232}Th	^{238}U	
<i>Peltigera canina</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					860				
<i>Peltigera canina</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					6300				
<i>Peltigera canina</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					9765				
<i>Peltigera canina</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					6726				
<i>Peltigera canina</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					4371				
<i>Peltigera canina</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2040				
<i>Peltigera canina</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2693				
<i>Peltigera canina</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1127				
<i>Peltigera canina</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					621				
<i>Peltigera canina</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					720				
<i>Peltigera canina</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					800				
<i>Peltigera canina</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					530				
<i>Collema cristatum</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<				
<i>Collema cristatum</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					17200				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Collema cristatum</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					25600					
<i>Collema cristatum</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					19207					
<i>Collema cristatum</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					18600					
<i>Collema cristatum</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					17500					
<i>Collema cristatum</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					10900					
<i>Collema cristatum</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					5800					
<i>Collema cristatum</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3500					
<i>Collema cristatum</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2690					
<i>Collema cristatum</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2500					
<i>Collema cristatum</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1300					
<i>Dermatocarpon minutum</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Dermatocarpon minutum</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					11600					
<i>Dermatocarpon minutum</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					15600					
<i>Dermatocarpon minutum</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					10800					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U	
<i>Dermatocarpom miniatum</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				10387					
<i>Dermatocarpom miniatum</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				8600					
<i>Dermatocarpom miniatum</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				7100					
<i>Dermatocarpom miniatum</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				4300					
<i>Dermatocarpom miniatum</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				2905					
<i>Dermatocarpom miniatum</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				2000					
<i>Dermatocarpom miniatum</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				1500					
<i>Dermatocarpom miniatum</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				960					
<i>Neofuscelta pulla</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				820					
<i>Neofuscelta pulla</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				14500					
<i>Neofuscelta pulla</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				33500					
<i>Neofuscelta pulla</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				26660					
<i>Neofuscelta pulla</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				12374					
<i>Neofuscelta pulla</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997				10800					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Neofuscelia pulla</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					8500					
<i>Neofuscelia pulla</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					4800					
<i>Neofuscelia pulla</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					7839					
<i>Neofuscelia pulla</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3900					
<i>Neofuscelia pulla</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1600					
<i>Neofuscelia pulla</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					850					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					210					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					10300					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					12800					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					7315					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3713					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3105					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					3469					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					2442					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Squatatina gypsacea</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1749					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1320					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1000					
<i>Squatatina gypsacea</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					552					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1985	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					610					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1986	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					13200					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1987	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					15300					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1988	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					11200					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1989	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					10413					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1990	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					8300					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1991	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					6500					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1992	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					4882					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1993	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1493					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1994	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1350					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1995	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1200					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1996	С. Греция, 25 км от Салоники, 1000 м	Sawidis et al., 1997					1300					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					830					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					23200					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					18500					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					17430					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					7497					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4943					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					3167					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					3600					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					3500					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					3862					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2500					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					1544					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U	
<i>Evernia prunastri</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					430				
<i>Evernia prunastri</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					12800				
<i>Evernia prunastri</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					17300				
<i>Evernia prunastri</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4500				
<i>Evernia prunastri</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4300				
<i>Evernia prunastri</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					3680				
<i>Evernia prunastri</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2600				
<i>Evernia prunastri</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2000				
<i>Evernia prunastri</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					1920				
<i>Evernia prunastri</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					1950				
<i>Evernia prunastri</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					730				
<i>Evernia prunastri</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					858				
<i>Parmelia sulcata</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					540				
<i>Parmelia sulcata</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					16300				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Parmelia sulcata</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					18300					
<i>Parmelia sulcata</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					15200					
<i>Parmelia sulcata</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					14718					
<i>Parmelia sulcata</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					10900					
<i>Parmelia sulcata</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					8500					
<i>Parmelia sulcata</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6300					
<i>Parmelia sulcata</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					5600					
<i>Parmelia sulcata</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4200					
<i>Parmelia sulcata</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					3500					
<i>Parmelia sulcata</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2368					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					7720					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					8200					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					5400					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				^{106}Ru	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{144}Ce	^{232}Th	^{238}U	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					5200				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4300				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					3100				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2000				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2300				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2050				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					1500				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					1498				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					350				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					7320				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					9300				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					5300				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4900				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4500				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Ramalina fastigiata</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					3500					
<i>Ramalina fastigiata</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2600					
<i>Ramalina fastigiata</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2500					
<i>Ramalina fastigiata</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2100					
<i>Ramalina fastigiata</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					1680					
<i>Ramalina fastigiata</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					1052					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					120					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4500					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					7200					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4909					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4225					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					3588					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2521					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2022					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Ramalina fraxinea</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					2100					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					1942					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					850					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					554					
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					520					
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					17200					
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					25400					
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					29200					
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					17618					
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					9026					
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					5210					
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					7300					
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					7000					
<i>Dermatocarpon minutatum</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6850					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Dermatosarpon miniatum</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6400					
<i>Dermatosarpon miniatum</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6543					
<i>Lecanora muralis</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					410					
<i>Lecanora muralis</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					20900					
<i>Lecanora muralis</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					26800					
<i>Lecanora muralis</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					36000					
<i>Lecanora muralis</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					35000					
<i>Lecanora muralis</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					23070					
<i>Lecanora muralis</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					15900					
<i>Lecanora muralis</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					10800					
<i>Lecanora muralis</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					9200					
<i>Lecanora muralis</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					8600					
<i>Lecanora muralis</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					7900					
<i>Lecanora muralis</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					8413					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					330					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					12800					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					14500					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					15800					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					12652					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					10765					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					8700					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					7900					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6500					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6440					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					5800					
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					4500					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					210					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					24200					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					26900					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					31619					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					16543					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					8765					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6754					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6980					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6500					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6006					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					6000					
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					5452					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1985	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					830					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1986	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					26700					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1987	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					35200					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1988	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997					46200					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				^{106}Ru	^{110m}Ag	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{144}Ce	^{232}Th	^{238}U	
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1989	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997				44529					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1990	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997				22512					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1991	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997				13842					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1992	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997				13800					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1993	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997				12900					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1994	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997				12946					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1995	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997				10700					
<i>Xanthoparmelia somloensis</i>	1996	С. Греция, 90 км от Салоники, 1500 м	Sawidis et al., 1997				4110					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997				<					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1986	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997				12500					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1987	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997				15703					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1988	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997				11350					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1989	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997				7219					
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1990	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997				3330					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U	
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1991	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					2900				
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1992	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					2500				
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1993	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1600				
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1994	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					100				
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1995	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					420				
<i>Anaptychia ciliaris</i>	1996	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					457				
<i>Evernia prunastri</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					203				
<i>Evernia prunastri</i>	1986	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					11300				
<i>Evernia prunastri</i>	1987	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					10500				
<i>Evernia prunastri</i>	1988	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					7600				
<i>Evernia prunastri</i>	1989	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					5332				
<i>Evernia prunastri</i>	1990	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					3513				
<i>Evernia prunastri</i>	1991	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1487				
<i>Evernia prunastri</i>	1992	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1500				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U	
<i>Evernia prunastri</i>	1993	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1100				
<i>Evernia prunastri</i>	1994	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					850				
<i>Evernia prunastri</i>	1995	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					720				
<i>Evernia prunastri</i>	1996	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					306				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					130				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1986	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					10600				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1987	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					12569				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1988	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					15171				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1989	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					12500				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1990	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					8442				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1991	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					7807				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1992	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					4300				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1993	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1800				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1994	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1500				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U	
<i>Hypogymnia physodes</i>	1995	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					850				
<i>Hypogymnia physodes</i>	1996	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					350				
<i>Parmelia sulcata</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					87				
<i>Parmelia sulcata</i>	1986	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					8500				
<i>Parmelia sulcata</i>	1987	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					14800				
<i>Parmelia sulcata</i>	1988	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					12500				
<i>Parmelia sulcata</i>	1989	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					10329				
<i>Parmelia sulcata</i>	1990	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					7200				
<i>Parmelia sulcata</i>	1991	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					5560				
<i>Parmelia sulcata</i>	1992	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					3800				
<i>Parmelia sulcata</i>	1993	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1800				
<i>Parmelia sulcata</i>	1994	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1400				
<i>Parmelia sulcata</i>	1995	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					620				
<i>Parmelia sulcata</i>	1996	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					432				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				^{106}Ru	$^{110\text{m}}\text{Ag}$	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{144}Ce	^{232}Th	^{238}U		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							<			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							8300			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1987	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							9500			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1988	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							6481			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1989	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							6500			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1990	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							4300			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1991	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							5100			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1992	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							3000			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1993	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							2078			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1994	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							1500			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1995	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							890			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1996	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							120			
<i>Ramalina farinacea</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							<			
<i>Ramalina farinacea</i>	1986	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997							6150			

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U	
<i>Ramalina farinacea</i>	1987	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					7300				
<i>Ramalina farinacea</i>	1988	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					4124				
<i>Ramalina farinacea</i>	1989	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					3800				
<i>Ramalina farinacea</i>	1990	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					3500				
<i>Ramalina farinacea</i>	1991	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					3000				
<i>Ramalina farinacea</i>	1992	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					3100				
<i>Ramalina farinacea</i>	1993	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1500				
<i>Ramalina farinacea</i>	1994	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					<				
<i>Ramalina farinacea</i>	1995	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					150				
<i>Ramalina farinacea</i>	1996	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					<				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					133				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1986	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					7800				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1987	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					10300				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1988	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					6383				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U	
<i>Ramalina fastigiata</i>	1989	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					6111				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1990	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					2950				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1991	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					2500				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1992	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1500				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1993	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1008				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1994	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					850				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1995	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					<				
<i>Ramalina fastigiata</i>	1996	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					<				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1985	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					<				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1986	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					2504				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1987	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1685				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1988	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					1800				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1989	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					534				
<i>Ramalina fraxinea</i>	1990	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					463				

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Ramalina fraxinea</i>	1991	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					520					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1992	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					410					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1993	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					650					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1994	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					320					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1995	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					<					
<i>Ramalina fraxinea</i>	1996	С. Греция, 180 км от Салоники, 530 м	Sawidis et al., 1997					148					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1987	Турция, Трабзон	Akcaу, Ardidsson, 1988	250		31	370	1170	320				
<i>Lecanora muralis</i>	1987	Турция, Трабзон	Akcaу, Ardidsson, 1988	190			186	1150	305				
<i>Umbilicaria crustulosa</i>	1986	Турция, Измир	Seaward, 1992				610	1329					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1986	Турция, Измир	Seaward, 1992					2950					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1987	Турция, Измир	Akcaу, Ardidsson, 1988	185		25	310	1035	210				
<i>Lecanora muralis</i>	1987	Турция, Измир	Akcaу, Ardidsson, 1988	145			172	1112	292				
<i>Xanthoria parietina</i>	1987 (9)	Турция, север	Torcuoglu et al., 1995					290					
<i>Xanthoria parietina</i>	1988 (3)	Турция, север	Torcuoglu et al., 1995					300					
<i>Xanthoria parietina</i>	1988 (9)	Турция, север	Torcuoglu et al., 1995					280					
<i>Xanthoria parietina</i>	1989 (1)	Турция, север	Torcuoglu et al., 1995					270					
<i>Xanthoria parietina</i>	1989 (7)	Турция, север	Torcuoglu et al., 1995					240					

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды										
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U			
<i>Xanthoria parietina</i>	1990 (1)	Турция, север	Torcioglu et al., 1995					230						
<i>Xanthoria parietina</i>	1990 (10)	Турция, север	Torcioglu et al., 1995					200						
<i>Xanthoria parietina</i>	1991 (7)	Турция, север	Torcioglu et al., 1995					180						
<i>Xanthoria parietina</i>	1992 (2)	Турция, север	Torcioglu et al., 1995					160						
<i>Xanthoria parietina</i>	1992 (9)	Турция, север	Torcioglu et al., 1995					150						
<i>Xanthoria parietina</i>	1993 (7)	Турция, север	Torcioglu et al., 1995					150						
<i>Parmelia sulcata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 90 м н.у.м.	Köse et al., 1994				197	4045						
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 150 м	Köse et al., 1994				407	8780						
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 150 м	Köse et al., 1994				614	12448						
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 200 м	Köse et al., 1994				1083	21954						
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 250 м	Köse et al., 1994				212	4294						
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 250 м	Köse et al., 1994				925	18768						
<i>Parmelia sulcata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 250 м	Köse et al., 1994				101	2047						

Продолжение таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды								
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U	
<i>Parmelia sulcata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 300 м	Köse et al., 1994				137	2846				
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 300 м	Köse et al., 1994				346	7004				
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 300 м	Köse et al., 1994				312	6434				
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 330 м	Köse et al., 1994				333	6793				
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 330 м	Köse et al., 1994				967	19871				
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 350 м	Köse et al., 1994				230	4804				
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 350 м	Köse et al., 1994				152	3161				
<i>Parmelia sulcata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 350 м	Köse et al., 1994				162	3299				
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 360 м	Köse et al., 1994				54	1107				
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 400 м	Köse et al., 1994				427	8732				

Окончание таблицы 11.10

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды									
				¹⁰⁶ Ru	^{110m} Ag	¹²⁵ Sb	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴⁴ Ce	²³² Th	²³⁸ U		
<i>Flavoparmelia sarcogata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 750 м	Köse et al., 1994				367	7508					
<i>Flavoparmelia sarcogata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 800 м	Köse et al., 1994				939	19289					
<i>Parmelia sulcata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 850 м	Köse et al., 1994				49	1015					
<i>Parmelia sulcata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 1000 м	Köse et al., 1994				483	9959					
<i>Flavoparmelia sarcogata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 1250 м	Köse et al., 1994				65	1345					
<i>Parmelia sulcata</i>	1993 (12)	Турция, восточное побережье Черного моря, 1750 м	Köse et al., 1994				56	1191					
<i>Evernia prunastri</i>	2000 (5)	Турция, запад, 1000 м	Egilli et al., 2003					114				<7	<13
<i>Parmelia sulcata</i>	2000 (5)	Турция, запад, 1000 м	Egilli et al., 2003					90				<7	<13
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	2000 (5)	Турция, запад, 250 м	Egilli et al., 2003					22				<7	311
<i>Ramalina farinacea</i>	2000 (7)	Турция, запад, 550 м	Egilli et al., 2003					<3				<7	583
<i>Xanthoria parietina</i>	2000 (5)	Турция, запад, 10 м	Egilli et al., 2003					51				<7	126

ском побережье Турции и в Южной Франции, показало, что образцы из Франции загрязнены сильнее, чем пробы из Турции. При этом величины отношений активностей $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ и $^{125}\text{Sb}/^{134}\text{Cs}$ были примерно одинаковыми в образцах из обоих регионов, тогда как этот показатель для $^{106}\text{Ru}/^{134}\text{Cs}$ и $^{144}\text{Ce}/^{134}\text{Cs}$ в лишайниковых пробах из Турции был в 3–100 раз выше, чем в образцах из Западной Европы (Аксау, Ardisson, 1988).

Топливные частицы разного размера имеют неодинаковое соотношение радионуклидов. Например, частицы меньшего размера обогащены ^{134}Cs . Поскольку выбросы из реактора продолжались около 10 суток, то в этот период, вероятно, происходило фракционирование топливных частиц, которые захватывались различными воздушными потоками. Найденные различия величин отношений активностей радионуклидов в лишайниках Турции и Франции дают основания предполагать, что на территорию Турции с облаками попали более крупные топливные частицы чернобыльского реактора.

11.3.6. Радионуклиды в лишайниках из Восточной Азии и Гималаев

Воздушные массы с чернобыльскими радионуклидами достигли Китая 4 мая 1986 г., Индии — 5 мая (Геохимия..., 2002). Доступные данные о концентрации радионуклидов в лишайниках из Восточной и Южной Азии немногочисленны (табл. 11.11). Можно сделать вывод, судя по наличию ^{106}Ru и следовым количествам ^{134}Cs , что чернобыль-

Таблица 11.11. Концентрация (Бк/кг сухого веса) радионуклидов в слоевищах лишайников из Кореи и Непала после аварии на ЧАЭС

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды					
				^{106}Ru	^{134}Cs	^{137}Cs	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Pu
Лишайник 1 на горной породе	1995, осень	Ю. Корея	Lee, Lee, 2001				0.2	4.7	8.5
Лишайник на каменной стене	1995, осень	Ю. Корея	Lee, Lee, 2001				0.1	2.2	9.5
Лишайник 2 на горной породе	1995, осень	Ю. Корея	Lee, Lee, 2001				0.2	4.6	15.5
<i>Cetraria</i> , <i>Parmelia</i> , <i>Umbilicaria</i> , МХИ	1987	Непал, Гималаи	Truilzi et al., 1996	75	<	93–417		<0.04	

ские выпадения реально достигли южной Азии (Truilzi et al., 1996). Но вклад их в радиоактивное загрязнение биоты этих регионов был незначительным.

11.3.7. Радионуклиды в лишайниках из Северной Америки

Облака с радионуклидами Чернобыльской АЭС через Скандинавию и Гренландию проникли на восток Северной Америки в районе о. Баффина Земля, бассейна Фокс, полуострова Мелвилла; запад континента был загрязнен выпадениями, принесенными северо-западными ветрами (Taylor et al., 1988). Лишайники как объект радиоэкологического изучения последствий аварии на ЧАЭС в Северной Америке особенно широко были использованы в ее арктических регионах (Аляска, северные территории Канады), где они находятся в начале пищевых цепей лишайник → олень → человек или лишайник → олень → волк (табл. 11.12). Было установлено, что вклад чернобыльских выпадений в радиоактивное загрязнение биоты североамериканской Арктики был незначителен — суммарное количество выпадений радиоактивного цезия составляло от 8 до 240 МБк/км² с общей тенденцией уменьшения с запада на восток и с юга на север (Meyerhof, Marshall, 1990). Наменьшее количество выпадений было на северо-востоке (севернее 78° с.ш.); между 60° с.ш. и 69° с.ш. восточной части континента уровень радиоактивности лишайников увеличился на 14–16%, что не привело к существенному загрязнению последующих звеньев пищевых цепей (Taylor et al., 1988; France et al., 1993). Величины удельной активности ¹³⁷Cs в талломах напочвенных лишайников, собранных до и после аварии на ЧАЭС, мало отличались друг от друга. Так, на севере провинции Квебек (Канада) их значения составляли 235–400 и 267–445 Бк/кг, соответственно (Crete et al., 1992), в провинции Северо-Западная Территория (Канада) — 179–980 и 240–980 Бк/кг (Taylor et al., 1988), в штате Аляска (США) — 60–180 и 100–220 Бк/кг (Crete et al., 1992). Было показано, что в местностях северного Квебека с абсолютной высотой в несколько сот метров существует прямая корреляция между концентрацией радиоактивного цезия в напочвенных лишайниках и высотой участков над уровнем моря. Кроме того, там же повышенные уровни активности ¹³⁷Cs в напочвенных лишайниках приурочены к местностям, где выпало больше жидких осадков (Crete et al., 1992).

Таблица 11.12. Концентрация (Бк/кг сухого веса) радионуклидов в слоевищах лишайников из Северной Америки после аварии на ЧАЭС

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды					
				¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴⁺¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁶ Ra
Лишайники, смесь	1987	США, арктическая Аляска	Baskaran et al., 1991		92–242				
Лишайники, смесь	1987	США, субарктическая Аляска	Baskaran et al., 1991		51				
Лишайники, смесь	1988 (7)	США, субарктическая Аляска	Baskaran et al., 1991	5	89–97				
<i>Flavocetraria cucullata</i>	1982?	Канада, СЗТ	Looney et al., 1986		160				
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1982?	Канада, СЗТ	Looney et al., 1986		185				
<i>Dasydina arctica</i>	1982?	Канада, СЗТ	Looney et al., 1986		138				
<i>Alectoria ochroleuca</i>	1986 (7)	Канада, СЗТ, о. Элемир	Taylor et al., 1988			360–620			
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1986 (7)	Канада, СЗТ, о. Элемир	Taylor et al., 1988			320			
<i>Thammodia vermicularis</i>	1986 (7)	Канада, СЗТ, о. Элемир	Taylor et al., 1988			510			
<i>Stereocaulon paschale</i>	1986 (7)	Канада, СЗТ, о. Элемир	Taylor et al., 1988			570			
<i>Umbilicaria proboscidea</i>	1986 (7)	Канада, СЗТ, о. Элемир	Taylor et al., 1988			980			
<i>Vulpicida tilesii</i>	1986 (7)	Канада, СЗТ, п-ов Мелвила	Taylor et al., 1988			250–340			

Окончание таблицы 11.12

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды						
				^{134}Cs	^{137}Cs	$^{134+137}\text{Cs}$	^{210}Pb	^{210}Po	^{226}Ra	
<i>Cetraria islandica</i>	1986 (7)	Канада, СЗТ, п-ов Мелвила	Taylor et al., 1988			1140				
Лишайники, смесь	1986 (7)	Канада, СЗТ, национальный парк Буффало	Taylor et al., 1988			280				
<i>Cladonia mitis</i>	1990	Канада, СЗТ, оз. Baker, тундра	Thomas et al., 1994				361	338		
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1990	Канада, СЗТ, оз. Baker, тундра	Thomas et al., 1994				527–765	594–713		
<i>Cladonia mitis</i>	1990	Канада, СЗТ, оз. Kasba, лесотундра	Thomas et al., 1994				253	215		
<i>Cladonia mitis</i>	1990	Канада, СЗТ, Snowdrift, лесотундра	Thomas et al., 1994				319	248		
<i>Flavocetraria nivalis</i>	1990	Канада, СЗТ, Snowdrift, лесотундра	Thomas et al., 1994				451	392		
Напочвенные лишайники	1990	Канада, Квебек, север	Crete et al., 1992			169–755				
Напочвенные лишайники	1990	Канада, Квебек, север, <200 м	Crete et al., 1992			267				
Напочвенные лишайники	1990	Канада, Квебек, север, 200–400 м	Crete et al., 1992			347				
Напочвенные лишайники	1990	Канада, Квебек, север, >400 м	Crete et al., 1992			445				
<i>Cladonia mitis</i>	1991	Канада, Саскачеван, север	Thomas, Gates, 1999				120–400	70–550		
<i>Cladonia stellaris</i>	1994	Канада, Саскачеван, север	Thomas, Gates, 1999				200–450	80–450	4.7–20	

11.3.8. Радионуклиды в лишайниках Антарктики

Доступные данные об активности радионуклидов в лишайниках Антарктики после аварии на ЧАЭС (табл. 11.13) не дают оснований для обоснованного вывода, что чернобыльские радионуклиды достигли регионов возле южного полюса Земли. Уровни удельной активности измеренных радионуклидов здесь чрезвычайно низкие и, скорее всего, это остатки радиоизотопов, аккумулированных из глобальных выпадений вследствие проводившихся в середине 20 столетия ядерных испытаний в атмосфере, в том числе и в Южном полушарии. Однако полностью отвергать предположение, что и сюда проникли радионуклиды из Чернобыля, я не могу, поскольку в смешанных лишайниково-моховых пробах, собранных в районе Земли Виктории, были обнаружены следы ^{134}Cs (Triulzi et al., 1996), а этот нуклид является маркером чернобыльских выпадений.

Таблица 11.13. Концентрация (Бк/кг сухого веса) радионуклидов в слоевищах лишайников из Антарктики после аварии на ЧАЭС

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды					
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	²²⁸ Ra	^{239,240} Pu
<i>Usnea antarctica</i>	1986 (12)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Godoy et al., 1998			37			
<i>Usnea antarctica</i>	1988 (4)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Godoy et al., 1998			21	86		
<i>Usnea antarctica</i>	1988 (4)	Антарктика, о. Нельсон	Godoy et al., 1998			6	147		
<i>Usnea antarctica</i>	1988 (4)	Антарктика, о. Ди	Godoy et al., 1998			6	78		
<i>Usnea antarctica</i>	1988 (4)	Антарктика, о. Элефант	Godoy et al., 1998			9	84		
<i>Usnea antarctica</i>	1992 (3)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Godoy et al., 1998			24	39		
<i>Usnea antarctica</i>	1992 (11)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Godoy et al., 1998			<1	102		
<i>Ramalina tevelorata</i>	1992 (11)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Godoy et al., 1998			2	31		
<i>Caloplaca vegalis</i>	1992 (11)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Godoy et al., 1998			5	29		
<i>Leptogium pubevulum</i>	1992 (11)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Godoy et al., 1998			35	134		
<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	1988 (1)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Mietelski et al., 2000			12.3–17.3	10–22	<1–<2	
<i>Usnea antarctica</i>	1988 (1)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Mietelski et al., 2000			7.2	5	3.7	

Окончание таблицы 11.13

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды					
				⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	²²⁸ Ra	^{239,240} Pu
<i>Usnea antarctica</i>	1996 (2)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Mietelski et al., 2000			4.1–17.9	6–<18	<1.4–<15	
<i>Usnea antarctica</i>	1998	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Mietelski et al., 2000			4,6	31	<5	
<i>Usnea antarctica</i>	1993 (1)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Schuller et al., 2002			41–42			
<i>Usnea antarctica</i>	1994 (2)	Антарктика, о. Кинг-Джордж	Schuller et al., 2002			5.4–13.6			
<i>Usnea antarctica</i>	1988–1989	Антарктика, берег моря Росса, Земля Виктории	Truilzi et al., 1991			162			
<i>Candelariella vitellina</i> , <i>Leparia</i> sp., мхи	1988–1989	Антарктика, берег моря Росса, Земля Виктории	Truilzi et al., 1991			47			
Лишайники	1988–1989	Антарктика, берег моря Росса, Земля Виктории	Battiston et al., 1991			12	23		
Лишайники	1987–1991	Антарктика, берег моря Росса, Земля Виктории	Tubertini et al., 1995			47–162	70–80		
<i>Leparia</i> , <i>Umbilicaria</i> , <i>Usnea</i> , мхи	1988–1991	Антарктика, берег моря Росса, Земля Виктории	Truilzi et al., 1996		<	47–134			0.2–0.3

12. ЛИХЕНОИНДИКАЦИЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ПРЕДПРИЯТИЙ ЯДЕРНО-ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА И МЕТАЛЛУРГИЧЕСКИХ ЗАВОДОВ, ПУНКТОВ ЗАХОРОНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

12.1. ЛИХЕНОИНДИКАЦИЯ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ В ЗОНЕ ДЕЙСТВИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ ЯДЕРНО-ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА

Начальная стадия ядерно-топливного цикла — добыча радиоактивного сырья на его месторождениях, транспортировка, переработка руды (дробление, измельчение, химическое выщелачивание, фильтрация, подготовка урановых концентратов) являются серьезным источником локального радиоактивного загрязнения. Основные поступления загрязнителей происходят с выбросами из шахт воздуха и рудничных вод. Поступление в окружающую среду ^{238}U с жидкими отходами хвостохранилища гидрометаллургического завода и твердыми отходами урановых руд составляет примерно 60 ТБк/год (Геохимия..., 2002). Влияние хвостохранилища может распространяться на расстояние 500–700 м (Зыкова и др., 1985), а иногда и более. Так, удельная активность урана в слоевищах *Cladina rangiferina* у вентиляционного отверстия уранового рудника в Канаде достигала 1857.3, у мельницы-дробилки — 1881.9 Бк/кг (табл. 12.1), на расстоянии 3 км от рудника активность этого радиоизотопа составляла 25% от активности на руднике, в 6 км — 12%, в 30 км — 1% (Beckett et al., 1982). Содержание урана в лишайниках тесно коррелирует с наличием ^{238}U в окружающей

Таблица 12.1. Удельная активность (Бк/кг) ^{238}U в слоевищах лишайников на территории уранового рудника в провинции Онтарио, Канада (по: Voileau et al., 1982).

Лишайник	Места отбора проб		
	Вентиляционное отверстие	Мельница-дробилка	Вне рудника (1–54 км)
<i>Cladina rangiferina</i>	36.9–1857.3	12.3–1881.9	12.3–147.6
<i>Cladina mitis</i>	12.3–61.5	12.3–1623.6	12.3–135.3
<i>Stereocaulon</i> sp.	24.6–528.9	–	12.3–159.9
<i>Umbilicaria</i> sp.	73.8–233.7	110.7–184.5	–

среде — при удалении от источника урана (рудник, вулкан, электростанция) концентрация урана в слоевищах достоверно снижается (Gough, Erdman, 1977; Boileau et al., 1982, 1985a, 1985b; Sheard, 1986b; Fahselt et al., 1995; Dongarra, Varrica, 1998; Varrica et al., 2000). Поведение этого показателя у другого тяжелого радионуклида ^{232}Th не столь определенное (табл. 12.2).

Таблица 12.2. Удельная активность (Бк/кг) ^{232}Th и ^{238}U в живых (верхний ряд) и отмерших (нижний ряд) частях слоевищ *Cladina mitis* на разном удалении от уранового рудника в Канаде (по: Fahselt et al., 1995).

Радионуклид	Расстояние от уранового рудника (км)				
	0.5	3.0	6.0	12.5	30.0
^{232}Th	4.43	19.63	2.10	0.52	0.52
	12.73	19.59	6.04	1.57	1.45
^{238}U	12.91	11.07	3.07	0.86	0.61
	24.48	16.97	8.36	1.97	1.72

Значительное снижение содержания ^{238}U в лишайниках рода *Cladina* наблюдалось уже через несколько лет после прекращения добычи урана на некоторых рудниках в Канаде (Fahselt et al., 1995; Trembley et al., 1997). Мониторинг состояния среды территории заброшенного уранового рудника в Словении с помощью трансплантированных слоевищ *Hypogymnia physodes* показал, что через 12 месяцев после трансплантации средний уровень концентрации ^{238}U в талломах семи точек возрос почти на 700% к первоначальной величине, а в двух из этих пунктов, расположенных в непосредственной близости от располагавшейся здесь некогда мельницы-дробилки, этот показатель вырос на 1275 и 1625% (Jeran et al., 1995).

Радиохимические заводы, другие предприятия атомной промышленности, технология которых включает обогащение ядерных материалов для военных и мирных целей, а также их переработку и хранение, представляют конечную стадию ядерно-топливного цикла. Они вносят значительный вклад в радиоактивное загрязнение среды, поскольку в их сбросах и выбросах присутствуют долгоживущие радионуклиды ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , ^{129}I и другие изотопы (Геохимия..., 2002). Радиоактивные продукты деления и активации, которые образуются на различных стадиях ядерно-топливного цикла, при работе предприятий в проектном режиме поступают в окружающую среду в относительно

небольшом количестве. Значительную долю продуктов деления составляют радиоактивные отходы, которые после соответствующей обработки поступают на захоронение.

Как правило, вокруг этих объектов создают запретные зоны, режим которых предусматривает сильное ограничение доступа людей на такие территории. Это и закрытые города, и ряд заповедных территорий с особым статусом, как например, Восточноуральский радиоактивный след на Урале или 30-километровая зона отселения вокруг Чернобыльской АЭС на Украине. Некоторые из них иногда представляют своеобразные оазисы, где наблюдается чрезвычайно высокая численность представителей многих видов животных и растений. Помню, что когда я впервые приехал для проведения исследований в эпицентр заповедного Восточноуральского радиоактивного следа, меня поразило обилие рыбы в местных озерах и необычайно крупные размеры представителей ихтиофауны, высокая численность водоплавающих птиц. Кроме того, в лесах нередко можно было увидеть либо свежие следы, а иногда и убежавших лосей, кабанов, зайцев. Исследования на территории Восточноуральского радиоактивного следа (см. гл. 5), образовавшегося в результате аварии в 1957 г. на комбинате «Маяк» в Челябинской области, показали, что через 30 лет (1987 г.) после аварии видовой состав эпифитных лишайников и состав лишайниковых синузид на участках, различающихся уровнями загрязнения, практически одинаков (Бязров, 1993; Biazrov, 1998). Однако уровень удельной активности радионуклидов в слоевищах отражает степень загрязнения участков, причем значительная часть этих слоевищ появилась уже после аварии (Бязров и др., 1993; Biazrov, 1994b). О наличии радиохимического предприятия можно судить и по косвенным показателям — низкие величины отношений стабильных изотопов $^{206}\text{Pb} : ^{207}\text{Pb}$, которыми заканчиваются распады радиоактивных семейств урана и актиния (гл. 2), свидетельствуют о наличии источника с высокой величиной отношения между активностями радиоизотопов-родоначальников этих семейств $^{235}\text{U} : ^{238}\text{U}$, т.е. о радиохимическом заводе или месте захоронения высокоактивных отходов (Purvis et al., 2004b).

После аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. из 30-километровой зоны вокруг станции были отселены жители, территорию огородили и ввели особый режим ее охраны и использования. Выведение из хозяйственного оборота больших площадей явилось толчком развития сукцессионных процессов на этой территории. Вектор начавшихся здесь смен направлен на восстановление природного ландшафта Полесья (Гусев, 2004). Исход с этой территории людей привел

к быстрому увеличению численности многих диких животных — кабанов, копытных, грызунов, хищных. Для животных исключение прессы человека с этих радиоактивно сильно загрязненных экосистем перевешивает негативные факторы, ассоциируемые с воздействием радиации на организмы. Например, численность кабанов возросла здесь в 10 раз. Однако эта выгода оплачивается достаточно высокой генетической ценой — увеличением количества мутаций. Так, у 9 особей полевков, пойманных внутри зоны, было установлено в целом 46 мутаций, тогда как у 10 особей, обитавших вне зоны, — только четыре мутации, что свидетельствует о чрезвычайно высокой скорости мутаций вблизи Чернобыльской АЭС (Williams, 1995). Пока остается загадкой, почему такие генетические изменения еще не проявились на состоянии населения животных, поскольку все исследователи отмечают здоровый облик зверей в зоне. Вероятно, это скажется на следующих поколениях животных. Если же допустить возможность миграции животных из этой зоны на другие территории, то существует опасность как распространения радионуклидов, так и увеличения скорости мутаций в соседних районах, а иногда и далеко за ее пределами. Например, на территории Восточноуральского радиоактивного следа отмечено большое число пролетных птиц. Гагары, поганки, аисты, фламинго, казарки, огари, пеганки, крохали и многие другие используют загрязненные водоемы и другие уголья для отдыха и кормежки, перелетая затем в другие регионы и разнося по всему свету потребленные здесь с пищей радионуклиды (Рябцев, Тарасов, 1993).

В США запретно-заповедные зоны вокруг полигонов министерства энергетики разбросаны по всей стране, где производились захоронения радиоактивных отходов, проникающие затем в растения и тела животных. Вокруг завода по переработке урана в Ханфорде, штат Вашингтон, на полигоне площадью почти 1.5 тыс. км², с 1940 г. закапывали богатые натрием радиоактивные отходы, которые для диких животных были источником соли. Как пишет анонимный автор в журнале «В мире науки» (1990, № 10, с. 45), кролики лижут соль, койоты поедают кроликов, а рабочие из Ханфорда с дозиметрами прочесывают местность, собирая радиоактивные экскременты койотов.

Фунт (454 г) мяса одного из диких канадских гусей, пойманного на полигоне известной специалистам всего мира Национальной ядерной лаборатории в Ок-Ридже, штат Теннесси (США), в пересчете на “рождественский ужин” содержал годовую норму облучения человека. В связи с высоким уровнем загрязнения здесь с 1985 г. регулярно проводится отстрел гусей. Загрязнены также и серые утки, и белохво-

стые олени. На последних здесь разрешена охота, однако радиоактивно загрязненная добыча подлежит конфискации. В качестве утешения охотник получает фотографию с добычей, чтобы он мог похвастаться своими охотничьими трофеями. Но на оленей охотятся и волки, а олени кормятся лишайниками. В штате Колорадо на разном удалении от военного ядерного завода были собраны пробы лишайника *Xanthoparmelia* spp. как начального звена пищевой цепи лишайник → олень → волк (Thomas, Ibrahim, 1995). Было показано, что содержание изотопов плутония в слоевищах лишайников уменьшалось с удалением от завода (табл.12.3).

Таблица 12.3. Удельная активность (Бк/кг) радионуклидов в лишайниках в зоне действия ядерных производств

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды	
				¹²⁹ I	^{239,240} Pu
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~300 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		130–1280
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~1300 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		8.4–134
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~1400 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		31.5–40.8
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~1700 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		10.9–156
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~2200 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		4.9–13.8
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~1400 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		29–104
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~1900 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		14.6–82.8
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~2100 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		4.9–25.0
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~1000 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		1.7–117
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~1700 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		08.07.41

Окончание таблицы 12.3

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Источник данных	Радионуклиды	
				¹²⁹ I	^{239,240} Pu
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~1750 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		1.5–10.1
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~2200 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		3.3–7.7
<i>Xanthoparmelia</i> spp.	1992?	США, Колорадо, ~2300 м от ядерного завода	Thomas, Ibrahim, 1995		1.9–3.4
<i>Xanthoria</i> <i>parietina</i>	1998 (10)	Франция, побережье пр. Ла Манш, <3 км от ядерного завода	Frechou, Calmet, 2003	2.9	
<i>Xanthoria</i> <i>parietina</i>	1999 (10)	Франция, побережье пр. Ла Манш, <3 км от ядерного завода	Frechou, Calmet, 2003	1.8	
<i>Xanthoria</i> <i>parietina</i>	1999(10)	Франция, побережье пр. Ла Манш, 5 км от ядерного завода	Frechou, Calmet, 2003	0.8–1.2	
<i>Xanthoria</i> <i>parietina</i>	1999 (10)	Франция, побережье пр. Ла Манш, 20 км от ядерного завода	Frechou, Calmet, 2003	0.7	
<i>Xanthoria pa-</i> <i>rietina</i>	1999 (10)	Франция, побережье пр. Ла Манш, 30 км от ядерного завода	Frechou, Calmet, 2003	0.2	
<i>Ramalina</i> <i>siliquosa</i>	1998 (10)	Франция, побережье пр. Ла Манш, <3 км от ядерного завода	Frechou, Calmet, 2003	1.0	
<i>Ramalina</i> <i>siliquosa</i>	1999 (3)	Франция, побережье пр. Ла Манш, <3 км от ядерного завода	Frechou, Calmet, 2003	12.6	
<i>Ramalina</i> <i>siliquosa</i>	1999 (10)	Франция, побережье пр. Ла Манш, <3 км от ядерного завода	Frechou, Calmet, 2003	3.7	
<i>Ramalina</i> <i>siliquosa</i>	1999 (10)	Франция, побережье пр. Ла Манш, 5 км от ядерного завода	Frechou, Calmet, 2003	0.8–1.2	

Чаще всего при изучении воздействия ядерных заводов на загрязнение окружающей среды в лишайниках измеряют удельную активность изотопов цезия, плутония, америция. Однако во Франции были разработаны методы измерения в объектах окружающей среды и изотопов йода, являющихся причиной опасных радиологических последствий, в частности, заболеваний щитовидной железы. Было показано,

что ядерный завод на побережье пролива Ла Манш загрязняет представителей биоты окружающей местности радиоактивным йодом ^{129}I (Frechou, Calmet, 2003). Период физического полураспада большинства радиоизотопов йода измеряется минутами до нескольких десятков суток, тогда как у ^{129}I этот показатель равен 1.57×10^7 лет (Вредные..., 1990). Соответственно, поступивший в среду ^{129}I будет оставаться в ней очень долго. Наибольшее количество этого бета-излучателя отмечено вблизи предприятия; с удалением от него удельная активность ^{129}I в лишайниках снижается (табл. 12.3). Величины активности ^{129}I на равном расстоянии от завода в представителях кустистых (*Ramalina siliquosa*) и листоватых (*Xanthoria parietina*) жизненных форм были примерно одинаковыми (табл. 12.3). В морских же организмах концентрации ^{129}I были на порядок выше, чем в лишайниках, поскольку значительная часть отходов предприятия сбрасывается в море, а загрязнение экосистем побережья, и, следовательно, лишайников, происходит брызгами морской воды в зоне прибоя и дождями, образующимися в результате локальных конвекционных процессов.

12.2. ЛИХЕНОИНДИКАЦИЯ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ ПРЕДПРИЯТИЯ ПО ПЕРЕРАБОКЕ И ЗАХОРОНЕНИЮ НИЗКОРАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

Радиоизотопы широко применяются в науке, медицине, промышленности. Приборы и промышленные установки, в которых они используются, имеют определенный срок годности, после которого они подлежат утилизации. Уничтожаются и биологические объекты, с которыми проводили эксперименты с применением изотопов. Для этого созданы специальные предприятия по переработке и захоронению низкоактивных отходов. В нашей стране все они имеют общее название «Радон». Общую активность хранящихся на российских предприятиях «Радон» отходов оценивают в 7.77×10^{16} Бк (Криволицкий и др., 2001). Методами лишеноиндикации мною была обследована территория одного из заводов «Радон», расположенного в Московской области в 75 км к ССВ от Москвы (Biazgov, 1996b).

Процессы переработки и захоронения низкоактивных отходов включают их сбор и транспортировку, измельчение и сжигание, прессование, отвержение жидких отходов цементированием и битуминированием, захоронение (Соболев, Хомчик, 1983). Загрязнение территории самого предприятия и прилегающей к нему местности может здесь происходить при разливе жидких радиоактивных материалов,

а также осаждении газов и аэрозолей при сжигании. Кроме того, на территорию предприятия и его охранной зоны радионуклиды поступают и из глобальных выпадений (Маркелов и др., 1999).

Население рассматривает всю территорию завода как некую единую экосистему, потенциальный источник опасности. Однако с точки зрения управления и использования ее делят на несколько подсистем: (1) рабочая зона, где непосредственно ведутся работы по утилизации отходов, находятся емкости для их хранения, проводится очистка специального транспорта, санитарный контроль; (2) индустриальная зона, где расположены котельная, энергетические установки, склады, гараж, помещения для научных лабораторий и управленческого персонала; (3) санитарно-защитная зона вокруг названных двух зон, основу которой составляют березово-осиновые, ольховые леса при заметном участии в древостое ели, липы, дуба, клена (Минеева и др., 1988). Летом 1992 г. в каждой из этих зон с деревьев были собраны слоевища лишайников *Hypogymnia physodes* и *Parmelia sulcata* для измерения в них величин α -, β -, и γ -активности (табл. 12.4). Эти измерения были осуществлены в лаборатории самого предприятия.

Результаты свидетельствуют, что повышенная активность радионуклидов в слоевищах лишайников, особенно максимальных величин, наблюдается лишь непосредственно в рабочей зоне предприятия, где

Таблица 12.4. Средняя (минимальная-максимальная) α -, β -, и γ -активности (Бк/кг сухого веса) слоевищ лишайников с территории предприятия «Радон» в Московской области

Лишайник	Зона завода	Активность			
		$\Sigma\text{-}\beta$ по $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$	$\Sigma\text{-}\beta$ по ^{90}Y	$\Sigma\text{-}\gamma$ по ^{137}Cs	$\Sigma\text{-}\alpha$ по ^{239}Pu
<i>Hypogymnia physodes</i>	Рабочая	2665 (820–10000)	877 (52–4100)	348 (140–660)	173 (0.25–300)
<i>Parmelia sulcata</i>		891 (660–1100)	203 (73–270)	475 (300–670)	125 (85–180)
<i>Hypogymnia physodes</i>	Индустриальная	512 (330–790)	190 (130–270)	186 (52–320)	300 (46–500)
<i>Parmelia sulcata</i>		682 (900–520)	178 (100–260)	170 (100–210)	216 (170–280)
<i>Hypogymnia physodes</i>	Санитарно-защитная	913 (220–1900)	132 (96–260)	140	196 (150–260)
<i>Parmelia sulcata</i>		632 (420–750)	192 (60–280)	160 (160–240)	115 (57–220)

осуществляется выгрузка отходов и первичная их обработка, куда доступ для значительной части персонала ограничен. Характерной особенностью являются довольно высокие величины α -активности в слоевищах лишайников практически на всей обследованной территории. Это совпадает с величинами отношений бета-активности к гамма-активности, альфа-активности к гамма-активности, которые здесь на порядок выше величин аналогичных отношений в глобальных выпадениях.

Ранее на характеризуемой площади было найдено гетерогенное распределение точек с повышенными уровнями радиоактивности травяного покрова (Минеева и др., 1988). Авторы упомянутого исследования, в основном работники этого предприятия, соотнесли эти факты с особенностями видов травянистых растений как адсорбентов радионуклидов. Полученные мною данные о радиоактивности лишайников дают основания полагать, что это следствие недостатков выбора места для предприятия с точки зрения геоморфологии и геологии, и возможно, нарушений технологии. Кроме того, вероятно, следует обратить внимание на возможность загрязнения тритием окружающей среды в зоне действия завода, поскольку при выгрузке происходит разлив жидких радиоактивных материалов, их проникновение в грунтовые воды. Превышение природного фона трития было обнаружено в районе Киевского пункта захоронения радиоактивных отходов (Геохимия..., 2002).

Согласно международным стандартам, предельно допустимым уровнем радиоактивности организмов является величина 600 Бк/кг (de Ruij, van den Struijs, 1992). После аварии на Чернобыльской АЭС в Российской Федерации в качестве предельно допустимой для организмов установлена величина активности в 480 Бк/кг. Радиоактивность большинства проб лишайников на территории предприятия выше названных величин. Очевидно, что в обследованной экосистеме происходит постоянное накопление радионуклидов.

12.3. ЛИХЕНОИНДИКАЦИЯ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ В ЗОНЕ ДЕЙСТВИЯ МЕТАЛЛУРГИЧЕСКОГО ЗАВОДА

Предприятия по выплавке чугуна, стали, цветных металлов обычно рассматривают как источники загрязнения местности токсичными металлами и газами. Однако различные виды сырья, используемые на них для производства конечного продукта, содержат радиоактивные

вещества. Так, вместе с летучей угольной золой они выбрасывают в атмосферу значительные количества тяжелых радионуклидов (табл. 2.4). Много их и в шлаках металлургических заводов, в строительном материале, использованном при сооружении предприятий (см. гл. 2). Таким образом, металлургическое производство является источником радиоактивного загрязнения местности. Такое загрязнение носит локальный характер, но оно очень распространено и проявляется на значительных по площади территориях.

Исследование, проведенное в окрестностях предприятия по выплавке меди и никеля на юго-западе Финляндии, показало, что активность ^{137}Cs в гумусовом слое почвы снижалась с 8000 Бк/м² на расстоянии 8 км от завода до 1500 Бк/м² на расстоянии 0.5 км от предприятия; наоборот, в подстилке этот показатель в том же направлении увеличивался с 6300 Бк/м² до 14 000 Бк/м² (Outola et al., 2003). В слоевищах лишайников удельная активность ^{137}Cs снижалась с 1550 Бк/кг на расстоянии 8 км от завода до 170 Бк/кг на расстоянии 2 км от него. Таким образом, пространственное распределение активности ^{137}Cs в лишайниках в определенной степени совпадало с пространственным распределением этого показателя в гумусовом слое почвы. Поведение изотопов плутония и америция в лишайниках из тех же точек не столь определенное в сравнении с ^{137}Cs (табл. 12.5)

Авторы исследования объяснили повышение уровня активности радионуклидов в слоевищах лишайников с увеличением расстояния от

Таблица 12.5. Удельная активность (Бк/кг) радионуклидов в лишайниках в зоне действия металлургического завода (по: Outola, 2003; Outola et al., 2003).

Лишайник	Год (месяц)	Местонахождение	Радионуклид		
			^{137}Cs	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am
<i>Cladina</i> spp.	2000(9)	Финляндия, 2 км от металлургического завода	170	10.	104×10^{-4}
<i>Cetraria islandica</i>	2000(9)	Финляндия, 2 км от металлургического завода	350	4.9	72×10^{-4}
<i>Cladina</i> spp.	2000(9)	Финляндия, 4 км от металлургического завода	500	10.6	123×10^{-4}
<i>Cetraria islandica</i>	2000(9)	Финляндия, 4 км от металлургического завода	800	7.2	54×10^{-4}
<i>Cladina</i> spp.	2000(9)	Финляндия, 8 км от металлургического завода	1400	7.7	75×10^{-4}
<i>Cetraria islandica</i>	2000(9)	Финляндия, 8 км от металлургического завода	1550	3.8	35×10^{-4}

предприятия тем, что вблизи предприятия в талломах лишайников уровни содержания металлов более высокие, и такая повышенная концентрация металлов препятствует проникновению в слоевища радионуклидов (Outola, 2003; Outola et al., 2003). Поскольку ранее было установлено, что радиоцезий в лишайнике связывается органическими молекулами и входит в состав органических солей (Nedic et al., 1995, 1999), можно предполагать, что эти органические молекулы лишайников вблизи предприятия израсходовали свой потенциал связывания стабильных изотопов металлов и их емкости было недостаточно для присоединения радиоцезия. Кроме того, одинаковый характер пространственного распределения радиоцезия в лишайниках и гумусовом слое почвы в окрестностях металлургического предприятия позволяет предполагать наличие сходных механизмов связывания радиоцезия лишайниковыми веществами и органическими соединениями почвы, в том числе и теми, происхождение которых вызвано деятельностью почвенных грибов.

Изучение распределения 25 элементов в слоевищах *Hypogymnia physodes* в зоне влияния Карабашского медеплавильного завода на Урале и вычисление корреляций между элементами показало, что у цезия не обнаружено положительной связи ни с одним элементом; в то же время у этого металла отрицательные корреляции с Ca, Mg и Sn (Purvis et al., 2004b), что косвенно подтверждает результаты исследований в Финляндии.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Радиоактивное излучение (радиация) — постоянный атрибут биосферы Земли. Однако использование ядерной энергии в военных и мирных целях значительно увеличило риск получения представителями земной биоты, в том числе и людьми, повышенных доз ионизирующего облучения. Особый интерес к этой проблеме проявился после трагической аварии в апреле 1986 г. на Чернобыльской АЭС в Украинском Полесье. Вспомнили и о других крупных ядерных катастрофах — взрыв хранилища отходов ядерного производства на Южном Урале в нашей стране, аварии на атомных станциях Три-Майл-Айленд (США), Уиндскейл (Великобритания). Но еще в 1950–1960 гг., когда испытания ядерного оружия проводили в атмосфере, уже имел место всплеск интереса к воздействию облучателей на организмы и их сообщества. Именно в те годы (1956) в русско- и англоязычной научной литературе практически одновременно появился термин «радиоэкология», причем уже через 3 года второе издание учебника «Основы экологии» (Odum, 1959) содержало главу «Радиационная экология».

Радиоэкология — одна из ветвей общей экологии — изучает воздействие радиоактивного излучения на особей, популяции организмов, их сообщества, а также судьбу радиоактивных веществ, попавших в окружающую организмы среду, и механизмы, посредством которых сообщества и популяции регулируют распространение радиоактивности (Одум, 1975).

Радиоэкологические исследования включают: (а) определение качественного и количественного содержания радиоактивных элементов в организмах; (б) определение коэффициентов накопления радиоизотопов представителями различных видов; (в) выявление воздействия попавших в организмы и сообщества радионуклидов при разных уровнях радиоактивности среды; (г) закономерности изменения структуры и динамики популяций и сообществ организмов в условиях действия повышенных уровней радиации; (д) выяснение механизмов адаптации организмов к действию ионизирующей радиации.

Различают естественные и техногенные источники радиоактивного излучения. К первым относят взвешенные (космическая пыль) и планетарные (горные породы). Источниками техногенных радионуклидов являются добыча, транспортировка и переработка руд, содержащих радионуклиды, термоядерные реакторы, термоядерные взрывы, и др.

Как у нас в стране, так и за рубежом, проводилось много исследований по выявлению последствий эксплуатации источников радиоактивного загрязнения, а также воздействия аварий на таких источниках на окружающую среду. Наряду с разработкой инструментальных методов контроля, значительное внимание уделялось и биологическим индикаторам радиоактивного загрязнения, среди которых определенное место занимали исследования особенностей радиоэкологии лишайников, поскольку ряд представителей этих симбиотических ассоциаций признаны лучшими концентраторами радиоактивных выпадений.

В силу ряда своих биологических особенностей (нет корневой системы, отсутствует система регулирования поступления в их слоевища веществ из среды) лишайники получают элементы минерального питания главным образом из атмосферы в отличие от сосудистых растений, получающих их из почвы. Поскольку атмосферные источники по сравнению с почвой относительно скудны, решающими для жизни лишайников являются механизмы концентрирования элементов из атмосферы. Факт наличия таких механизмов привел в свое время к более широкому научному интересу к лишайникам как к суррогатным рецепторам атмосферных выпадений и использованию их как биоиндикаторов загрязнения среды. Также экспериментально была показана высокая скорость перехода радиоизотопов из среды в талломы лишайников (Субботина, Тимофеев-Ресовский, 1961).

Предпосылкой для широкого использования лишайников в качестве биомониторов радиоактивного загрязнения называют следующие их свойства (Heinrich, Remele, 2002; Seaward, 2002):

- среди лишайников много видов с обширными ареалами;
- строение лишайников не меняется в зависимости от сезона года;
- они доступны в течение всех сезонов года;
- лишайники накапливают радионуклиды из воздуха; таким образом, изучение эпифитных лишайников позволяет отделить радионуклиды, поступившие с атмосферными выпадениями, от радионуклидов, находившихся в грунте, подразумевая, что последними можно пренебречь;
- лишайники можно использовать как для пассивного, так и активного мониторинга, поскольку существуют стандартизированные методы их экспонирования;
- установлена корреляция между накоплением лишайниками радионуклидов и поступлением последних в экосистему;
- значительные концентрации радионуклидов в слоевищах не сказываются на их жизнедеятельности;

- представителей некоторых широко распространенных видов просто собирать;
- скорость роста большинства лишайников невелика, живут они долго, что позволяет рассматривать их как аккумуляторов давних загрязнителей;
- возможно измерение содержания радионуклидов как в целых слоевищах, так и их частях, отделение молодых частей от старых;
- образцы лишайников дают хорошую информацию относительно недавно депонированных выпадений.

Первые (известные автору) публикации об активности радионуклидов в золе лишайников появились практически одновременно в СССР (Гродзинский, 1959) и в Великобритании (Gorham, 1959). В первой работе сообщались результаты измерения β -активности у представителей 18 видов лишайников, собранных главным образом в Крыму и, частично, в Закарпатье. Было показано значительное варьирование удельной активности как в слоевищах одного вида, так и в представителях разных видов. Кроме того, было установлено, что удельная активность золы лишайников значительно превышает аналогичный показатель для золы коры деревьев, на которых были собраны эти лишайники. Вторая публикация основана на результатах измерения образцов, собранных в 1958 г. после аварии (1957 г.) на предприятии по производству оружейного плутония в Уиндскейле. К сожалению, точная таксономическая принадлежность анализировавшихся в Великобритании организмов в статье не указана, однако было показано, что радиоактивность золы лишайников почти втрое превышала этот показатель для золы сосудистых растений. Сходные результаты вскоре были вновь обнародованы и Д.А. Гродзинским (1960) на основе анализа радиоактивности золы представителей нескольких десятков видов сосудистых растений, мохообразных, лишайников. Вскоре были получены свидетельства высокого содержания техногенных радионуклидов в лишайниках Арктики, и, как следствие, в телах коренных жителей этого обширного региона (Hvinden, Lillegraven, 1961; Liden, 1961), ибо лишайники находятся здесь в начале пищевой цепи «лишайник \rightarrow олень \rightarrow человек». Полученные величины содержания ^{137}Cs в слоевищах лишайников коррелировали с данными об общем выпадении радионуклидов на обследованную территорию в конце 1959 г. и свидетельствовали о способности лишайникового покрова перехватывать и удерживать значительное количество поступающих радионуклидов.

Наличие радионуклидов в среде стало результатом интенсивных испытаний ядерного оружия в атмосфере, которые в 1950-е годы США и СССР проводили главным образом в Арктике. Сильное радиоактивное загрязнения среды и пищи привело к высокой частоте проявления лейкемии среди местного населения. Именно поэтому в 1960-е годы в арктических частях СССР, Скандинавских стран, Канады, США были проведены обширные радиэкологические исследования, в которых значительное место занимало изучение содержания радионуклидов в лишайниках, механизмы удержания радиоизотопов их талломами, высвобождения радиоактивных веществ, концентрирование их в различных органах оленя и человека. Чаще всего измеряли активность ^{137}Cs и ^{90}Sr , однако были опубликованы материалы о концентрации в талломах лишайников и других техногенных радионуклидов, а также радиоизотопов естественного происхождения (^7Be , ^{22}Na , ^{40}K , ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{210}Pb , ^{210}Po и др). Тогда был показан широкий диапазон варьирования величин удельной концентрации радионуклидов в лишайниках Арктики. Например, активность ^{137}Cs в 1960-е составляла от 150 до 3200 Бк/кг сухого веса (табл. 8.2), а Svensson и Liden (1965) полагали, что 95 % выпавшего в Северной Швеции радиоцезия было поглощено и удержано лишайниковым покровом. В начале 1960-х содержание ^{137}Cs в лишайниках Финляндии было в 5–10 раз выше, чем в сосудистых растениях (Salo, Miettinen, 1964). И в Калифорнии (США) концентрация цезия в слоевищах *Evernia* и *Usnea* была в 10–140 раз выше, чем в других кормах оленей (Book et al., 1972).

Была найдена хорошую корреляцию между общим количеством содержания радиоцезия в лишайниках и оценочными величинами общего количества радиоактивных выпадений (Svensson, Liden, 1965; Hanson, 1967a), что создавало основу для использования лишайников как биомониторов глобальных радиоактивных выпадений. Например, выпадения ^{90}Sr в 1962 г. на широтах 60–70° с.ш. оценивали в 177 600 кБк/км², а на широтах 40–50° с.ш. — в 288 200 кБк/км²; предполагали, что если выпадения ^{90}Sr пропорциональны выпадениям других радионуклидов, то выпадения в арктических регионах составляли лишь от половины до четверти от выпадений радионуклидов в умеренных широтах (Hanson, 1967b). Установили также зависимость содержания радионуклидов в лишайниках от широты и континентальности (Hanson, 1967b; Hutchinson-Benson et al. 1985; Jaworowski, 1966). Например, на Аляске, в Канадской Арктике и в Гренландии этот показатель уменьшался с увеличением широты, а в Гренландии — с уда-

лением от побережья в глубь острова. Концентрация радиоцезия в лишайниковых сообществах Гренландии на 60% была выше, чем на Аляске, или пропорциональна разнице в количестве осадков. Но в отдельных районах острова это отличие от Аляски составляло лишь 37%, что свидетельствует о более эффективном поглощении радиоцезия и других радионуклидами местными лишайниками. Тесное соответствие количества радиоцезия в почве и лишайниковых сообществах показывает, что его содержание в этих двух компонентах экосистемы в регионе выравнивается неким механизмом перемещения, например, таким как ветер. В Гренландии количество радиоцезия с 1968 по 1974 г. снизилось в среднем на 32%. Уменьшение было более значительным у *Alectoria ochroleuca*, лишайника открытых местообитаний, и наименьшее — у *Cetrariella delisei*, обитающего в понижениях и затененных местах, где долго не тает скапливающийся снег (Hanson, 1976).

Измерение уровней продуктов расщепления в воздухе и осадках показало, что в результате испытаний термоядерного оружия умеренная зона Северного полушария между 40 и 50° с.ш. получила наибольшее количество ^{90}Sr и ^{137}Cs . Глобальное распределение радионуклидов объяснили географическим распределением мест проведения испытаний и ядерных заводов в умеренном и субтропическом поясах, а также особенностями атмосферной циркуляции и выпадением осадков. Южные и умеренные биосистемы сами очищались от радионуклидов за счет естественного дренажа почв и перемещения радионуклидов в более глубокие слои почвенного профиля. Высокая скорость биологического круговорота здесь также способствовала этому. В арктических экосистемах скорость круговорота низкая, поэтому очищение там замедленное. В 1980 г. между 50 и 82° с.ш. в Канаде на трансекте длиной около 3500 км с 16 точками отбора проб изучали накопление радиоцезия лишайниками (*Alectoria*, *Bryocaulon*, *Cetraria*, *Umbilicaria*, *Thamnolia*, *Cladonia*), мхами, арктическими кустарничками. Среди представителей разных таксономических групп организмов лишайники показали максимумальные концентрации ^{137}Cs . У *Cetraria islandica* максимальная удельная активность 2183 Бк/кг была на широте 66°, у *Flavocetraria nivalis* — 2035 Бк/кг — на широте 63°, у *Umbilicaria muhlenbergii* — 2072 Бк/кг — на широте 74°, у *Bryocaulon divergens* максимум был на широте 63°, у *Alectoria ochroleuca* и *A. nigricans* — на широте 68–69°, у *Flavocetraria cucullata* — на широте 61°, у *Cladina rangiferina* — на широте 63°, у *Thamnolia vermicularis* — на широте 58°, причем у последнего вида концентрация была наименьшая. В целом кустистые лишайники как *Bryocaulon*, *Alectoria* имели более вы-

сокую активность радиоцезия, чем листоватые. Все виды имели пик концентрации на той или иной широте, но смещенный к северу от 50° и к югу от 82° , поскольку на юге более быстрый биологический круговорот веществ, хотя выпадений радионуклидов здесь было больше, а на крайнем севере выпадений было мало (Hutchison-Benson et al., 1985).

В Лапландии (Финляндия) содержание ^{137}Cs в 1961–1965 гг. в сухих лишайниках в среднем составляло 592–2368 Бк/кг, в мясе оленей — 585–2664 Бк/кг, а в телах питавшихся оленьиной людей — 18 500–53 280 Бк (Miettinen, Ндсднен, 1967). В Российской Арктике содержание радионуклидов в лишайниках и поступление их в мясо оленей и далее в человека уменьшалось с запада на восток. Концентрации ^{90}Sr в лишайниках были в 2–3 раза меньше, чем концентрации ^{137}Cs (табл. 8.2), что коррелировало с установленными ранее экспериментально величинами коэффициентов поглощения этих изотопов из растворов накипным эпилитным лишайником: 29 для стронция и 149 — для цезия (Субботина, Тимофеев-Ресовский, 1961). опыты также показали, что после погружения на несколько дней слоевищ кладин в нейтральные растворы солей ^{137}Cs и ^{90}Sr , регистрируемая в конце эксперимента концентрация ^{137}Cs в лишайнике была в 200 раз выше, чем в растворе, а концентрация ^{90}Sr — лишь в 20 раз (Троицкая и др., 1971). Однако соотношение их активностей в образцах из одной местности оставалось примерно одинаковым, что позволяло создавать модели количественной трансформации радионуклидов по пищевой цепи «лишайник → олень → человек» (Eberhardt, Hanson, 1969).

Эксперименты показали, что распределение разных радионуклидов в слоевищах лишайников неодинаково. После погружения в водные растворы с ^{137}Cs и ^{90}Sr талломов кустистого лишайника *Cladina rangiferina* радиоцезий в основном накапливался в верхушечных, наиболее молодых, частях слоевища, а в нижних, самых старых частях, содержание этого изотопа составляло лишь 5% от его содержание в верхушечных частях, тогда как содержание радиостронция во всех этих четырех частях слоевища было примерно одинаковым. Измерение активностей тех же радионуклидов в разных по высоте кустика частях слоевищ, собранных зимой 1964–1965 гг. в тундре, дало сходные результаты — концентрация ^{137}Cs в 1-см отрезках от вершины до основания имела следующие показатели: 3885, 2183, 1443, 1036 Бк/кг; концентрация ^{90}Sr — 407, 370, 333, 370 Бк/кг, соответственно; отношение активностей $^{137}\text{Cs}:^{90}\text{Sr}$ в тех же частях слоевища было 10; 6.1; 4.5; 3.2 (Nevstrueva et al., 1967). Сначала полагали, что такое распределение

^{137}Cs , названное «верхушечным эффектом», сохраняется лишь короткое время после выпадения радионуклидов (Рамзаев и др., 1970), однако многолетние измерения показали, что этот феномен — постоянное свойство распределения ^{137}Cs и ряда других радионуклидов. Эта особенность распределения радионуклидов в слоевищах кладоний нашла подтверждение в работах других исследователей (Барашкова, 1968; Моисеев, Рамзаев, 1975; Нижников и др., 1969; Рамзаев и др., 1971; Троицкая и др., 1971, 1980; Kreuzer, Schauer, 1972; Ritchie et al., 1971). Аналогичная закономерность была выявлена и для представителей другого кустистого вида *Flavocetraria cucullata* (Нифонтова, Куликов, 1977). Эти материалы также свидетельствовали, что ^{90}Sr гораздо более подвижен, чем ^{137}Cs (Tuominen, Jaakkola, 1973). Некоторые авторы, однако, связывали это с биологическими особенностями лишайников, их избирательностью относительно радионуклидов (Троицкая и др., 1971, 1980). В опытах по изучению поглощения слоевищами *Peltigera membranacea* было установлено неравномерное распределение урана в талломе, его концентрирование главным образом в верхнем коровом слое, причем было установлено, что поглощение урана строго коррелирует с местами, где в слоевище много фосфора (Haas et al., 1998). Изучение распределения того же урана в слоевищах *Trapelia involuta* показало, что этот элемент накапливается во внешних стенках плодовых тел (McLean et al., 1998).

Представители разных видов и разных морфологических групп лишайников неодинаково накапливают разные радионуклиды. Экспериментально было установлено, что из восьми видов лишайников напочвенная кустистая *Cladonia amaurocraea*, эпифитные листоватая *Parmelia* sp. и бородавчатая *Usnea* sp. имели наибольшие коэффициенты накопления ^{90}Sr из водных растворов, а напочвенная листоватая *Peltigera canina* и эпилитная листоватая *Lasallia pensylvanica* — наименьшие. Напочвенные кустистые *Cladonia arbuscula*, *C. stellaris*, эпилитная листоватая *Parmelia* sp. по этому показателю занимали промежуточное положение (Нифонтова, 1976). По величине коэффициентов накопления ^{137}Cs из растворов среди этих восьми видов выделили три группы — наиболее активно накапливающие (*Cladonia arbuscula*, *C. stellaris*, *Cladonia amaurocraea*), промежуточные (*Peltigera canina*, *Lasallia pensylvanica*), и слабо накапливающие (эпифитный и эпилитный виды рода *Parmelia*, а также *Usnea* sp.). Был сделан вывод, что в целом кустистые лишайники накапливают радионуклидов больше, чем листоватые, что увязали с большей сорбционной поверхностью первых (Нифонтова, 1976; Троицкая и др., 1971; Kreuzer, Schauer,

1972; Persson, 1971). Однако на СВ Польши в Августовском лесу среди *Platismatia glauca*, *Hypogymnia physodes*, *Ramalina farinacea*, *Evernia prunastri*, *Parmelia sulcata*, *Cladina rangiferina* наиболее высокие величины радиоактивности были у представителей листоватой формы роста *Hypogymnia physodes*, наименьшие — также у листоватой *Parmelia sulcata* (Krawczyk, Krawczyk, 2001). Коэффициенты накопления радионуклидов лишайниками в условиях опыта зависели и от субстрата, с которого были собраны слоевища. Относительно ^{90}Sr изученные лишайники образовали следующий ряд: эпифиты > напочвенные > эпилиты, а относительно ^{137}Cs — напочвенные > эпифиты > эпилиты (Нифонтова, 1976), что подтвердило сделанные ранее выводы о более высокой подвижности ^{90}Sr в эпифитных лишайниках в сравнении с напочвенными (Tuominen, 1967, 1968, 1971). В природных условиях, как показали исследования в Польше, среди изученных видов рода *Umbilicaria* была обнаружена следующая последовательность накопления радиоцезия: *U. hirsuta* > *U. cylindrica* > *U. deusta* > *U. grisea*. Небольшая вариация содержания ^{137}Cs в талломах *U. cylindrica* и *U. deusta* вместе с малой вариацией коэффициента накопления (>2.5) дали основания для вывода о преимуществе этих видов для использования их как биоиндикаторов ^{137}Cs (Kwapulinski et al., 1985b). Возможно, что особенности распределения радиоцезия в слоевище обусловлены тем, что в талломе он связывается органическими кислотами (Nedic et al., 1995, 1999, 2000).

По аналогии с физической величиной периода полураспада радиоизотопа в отношении живых организмов существует понятие «период полувыведения», т.е. период времени, за который из организма выводится половина попавшего в него радионуклида. Для большинства радиоизотопов период полувыведения короче периода полураспада, поскольку к последнему добавляются вымывание, поедание животными, удаление с отломившимися частями слоевища. Однако концентрация ряда радиоизотопов, производных от распада других, например, содержание ^{241}Am в среде, с течением времени до определенного момента будет увеличиваться, и обнаружение в талломе изотопов америция свидетельствует о наличии в среде высокотоксичных и опасных для животных изотопов плутония, поскольку америций образуется в результате распада плутония: $^{241}\text{Pu} \rightarrow ^{241}\text{Am} (\beta^-)$. И все чаще этот опасный радионуклид находят в тканях живых организмов и в почве (Иванов и др., 1994; Якушев и др., 2000). Обнаружен америций, как и изотопы плутония, и в лишайниках Антарктики (Mietelski et al., 2000). В ядерном реакторе образование трансурановых элементов с массовым

числом более 240 играет очень существенную роль. Общая активность ^{241}Am , ^{242}Cm , ^{244}Cm в сотни и тысячи раз выше, чем ^{239}Pu . Наибольшую активность дает ^{242}Cm . И все они были обнаружены в лишайниках (Holm, Persson 1978b).

Период полувыведения из лишайников ^{137}Cs , одного из основных загрязнителей, называют от 17 лет (Liden, Gustafsson, 1967) до 3.4–3.7 лет (Guillitte et al., 1990b). Вероятно, последние величины сильно занижены. Скорее всего, не учли, что лишайники, хотя и медленно, но постоянно растут. Соответственно, непрерывно увеличивается масса слоевища, не подвергнувшегося воздействию радиоактивного выброса. Несоответствие прогнозов скорости очищения лишайников от радионуклидов, сделанных в 1960–1970-х, позднее признали и авторы этих прогнозов — она оказалась значительно ниже (Рамзаев и др., 1998).

Максимальные величины концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в лишайниках Арктики (3200 и 666 Бк/кг сухого веса, соответственно) как следствие испытания термоядерного оружия в атмосфере были отмечены в первой половине 1960-х (табл. 8.2). После прекращения СССР и США таких испытаний в атмосфере содержание ^{90}Sr и особенно ^{137}Cs с 1965 г. уменьшалось, но очень медленно, всего лишь на несколько процентов в год относительно общей суммы радионуклидов, накопленной лишайниками. Таким образом, лишайниковый покров на длительный период времени стал своеобразным резервуаром радионуклидов как для других обитателей биогеоценозов, где эти симбиотические организмы играют заметную роль, так и соседних сообществ. Во всяком случае, в середине 1980-х годов лишайники Шведской части Лапландии содержали значительные запасы радионуклидов, накопленные в 1950–1960-х (Jones, 1989). Аналогичные материалы получены и в Урало-Сибирском регионе России (Нифонтова, 1997, 1998, 2000, 2003а, 2003б). В 1969 г. содержание ^{137}Cs в слоевищах *Cladina stellaris* в Финляндской части Лапландии было приблизительно в 20 раз выше, чем в злаке *Deschampsia flexuosa* и хвоще *Equisetum sylvaticum* (Tuominen, Jaakkola, 1973). В 1967 г. концентрация ^{137}Cs в слоевищах лишайников рода *Cladina* на Аляске (США) составляла в среднем около 2000 Бк/кг сухого веса, а в многолетниках и травах 330–1400 и 4–126 Бк/кг сухого веса, соответственно (Tuominen, Jaakkola, 1973). Отношение величин активности ^{137}Cs : ^{90}Sr в атмосферных выпадениях в те годы оценивали в среднем в 1.6 (Моисеев, 1985; Павлоцкая, 1971), а для лишайников рода *Cladina* оно составляло 3–5, что свидетельствует о пониженной возможности лишайников удерживать ^{90}Sr в сравнении с ^{137}Cs .

Однако в 1960-х самые высокие концентрации радионуклидов в лишайниках были обнаружены не в Арктике, а на юге США, в штате Джорджия. Здесь, в слоевищах *Xanthoparmelia conspersa*, собранных в 1962 г. на гранитных породах, активность ^{137}Cs составляла 5550 Бк/кг сухого веса (Plummer, Helseth, 1965). В 1965 г. эта величина была уже 26899 Бк/кг (Plummer, 1969). Содержание ^{90}Sr в слоевищах того же вида составляло в 1962 и 1963 гг. 370 и 700 Бк/кг сухого веса, соответственно (Plummer, Helseth, 1965). Выпадения радионуклидов в этой местности почти вдвое превышали средние величины выпадений в поясе между 40 и 50° с.ш., однако главным фактором, определившим высокие уровни концентрации радионуклидов в слоевищах *Xanthoparmelia conspersa* было, по мнению авторов, то, что представители этого вида росли на гранитных обнажениях, а гранит сам по себе имеет повышенный радиоактивный фон, и лишайниковые ковры как своеобразные фильтры поглощали радионуклиды из дождевой воды, стекавшей по гранитным плитам. И в последующие годы активность радиоцезия в шт. Джорджия в лишайниках с гранитных обнажений была выше, чем из соседнего соснового леса (Garner, Jenkins, 1991).

Различия в накоплении радионуклидов в лишайниках с разных горных пород были отмечены и на Урале. В 1975 г. в слоевищах семи видов лишайников (*Alectoria ochroleuca*, *Cetraria laevigata*, *Cladina arbuscula*, *Cladina rangiferina*, *Cladina stellaris*, *Cladonia amaurocraea*, *Flavocetraria cucullata*), собранных в этом регионе с дунитов, средняя удельная активность ^{90}Sr составляла 170 Бк/кг, а ^{137}Cs — 660 Бк/кг. На пироксенитах в талломах тех же видов лишайников удельная активность ^{90}Sr была 260 Бк/кг, а ^{137}Cs — 1080 Бк/кг. Материалы, собранные в 1990 г., эти различия подтвердили — в лишайниках с дунитов средние величины концентрации ^{90}Sr были 100 Бк/кг, а ^{137}Cs — 270 Бк/кг, тогда как в пробах с пироксенитов эти величины были 160 и 450 Бк/кг, соответственно (Нифонтова, 2000). Исследования в Австрии показали значимую корреляцию между содержанием радионуклидов в лишайниках и в субстрате, с которого они были собраны, но уровень активности не зависел от формы роста лишайника (Eckl et al., 1984). Обнаружена высокая корреляция содержания ^{144}Ce , $^{95}\text{Zr}/^{95}\text{Nb}$, как и космогенного ^7Be , в лишайниках с абсолютной высотой местности, где они росли (коэффициенты корреляции у листоватых эпилитных 0.8–0.9, а у кустистых эпигейных 0.6–0.8). В случае ^7Be это вызвано увеличением космического излучения с высотой, а у остальных — повышенным количеством атмосферных осадков. В Польше также установили прямую корреляцию между содержанием радиоцезия в лишайни-

ках и абсолютной высотой мест сбора слоевищ — примерно 22 Бк/кг на каждые 100 м высоты (Kwapulinski et al., 1985b). Содержание изотопов радия в слоевищах *Umbilicaria spp.* также зависело от абсолютной высоты местопроизрастания слоевищ, причем если на высотах от 400 до 700 м наблюдалось плавное увеличение концентрации ^{226}Ra — примерно 6 Бк/кг на каждые 100 м высоты, то с 700 до 1400 м увеличение концентрации было более быстрое — около 32 Бк/кг на каждые 100 м высоты. Концентрация ^{228}Ra с высотой увеличивалась прямолинейно — примерно 3 Бк/кг на каждые 100 м высоты (Kwapulinski et al., 1985a).

Было высказано предположение, что высокие концентрации радионуклидов в *Pseudevernia furfuracea*, возможно, связаны с наличием на слоевище обильных изидий, увеличивающих поверхность (Hofmann et al., 1993).

В лесах южной тайги Восточной Европы (Дарвинский заповедник) содержание ^{90}Sr в 1964 г. в слоевищах *Cladina spp.* составляло 140 Бк/кг (Поляков и др., 1973), а в предшествующие годы активность этого опасного радионуклида в лишайниках здесь была много меньше (Поляков и др., 1962). Уместно отметить, что в средних широтах, наиболее загрязненных радионуклидами глобальных выпадений, в 1960–1970-х гг. содержание радионуклидов в лишайниках измерялось редко. Так, сведения о концентрации радионуклидов в лишайниках (*Cladina spp.*) Ленинградской обл. для сравнения приводились в публикациях о загрязнении арктических регионов СССР (Литвер и др., 1976; Нижников и др., 1969, 1973; Троицкая и др., 1971). Позднее в странах Европы лишайники использовали для выявления зависимости выпадений радионуклидов от количества осадков, а также последствий испытаний ядерного оружия в атмосфере, которые продолжали проводить Китай и Франция (Eckl et al., 1984, 1984a, 1986; Kwapulinski et al., 1985a).

Через много лет после прекращения испытаний в атмосфере на полигонах в Казахстане и Новой Земле были возобновлены исследования по выявлению их воздействия как непосредственно на площади этих полигонов, так и на прилегающие к ним территории, в ходе которых изучались и лишайники (Калякин, Криволуцкий, 1993; Любашевский и др., 1993; Матишов Г. и др., 1993, 1994a, 1994b; Матишов Д. и др., 1993; Нифонтова, Малафеев, 1996; Бязров, 1999; Успенская и др., 1999; Осипова и др., 2000, 2001; Сухоруков и др., 2000; Sukhorukov et al., 2000; Страховеко и др., 2002; Щербов и др., 2000, 2002; Щербов, Страховенко, 2002).

Обследование через 30 лет (1992 г.) рабочего участка Семипалатинского ядерного полигона в Казахстане, где было проведено последнее в СССР наземное (надповерхностное) испытание ядерного устройства, выявило на оплавленной стекловидной поверхности почвы, а также на остатках железобетонных сооружений в условиях высоких уровней радиации представителей 11 видов лишайников (Бязров, 1999). Состав видов и жизненных форм напоминал начальные стадии формирования лишайниковых группировок, установленные в степях Монголии (Бязров, 1988в). Однако наиболее близким аналогом видовому составу лишайников на стекловидной корке и почве, на железобетонных блоках и плитах обследованного участка является установленная на Ближнем Востоке (Carmel Mountains) начальная стадия послепожарной сукцессии лишайников на каменистом субстрате, где на первом этапе восстановления наиболее заметными были представители рода *Caloplaca* (Garty, 1990). Сопоставление размеров слоевищ с установленными ранее показателями скорости роста лишайников в степях Монголии (Бязров, 1988б), а также особенности их видового состава дали основания для предположения, что формирование напочвенных лишайниковых группировок здесь началось за 5–7 лет до начала наблюдений, а на железобетонных плитах — за 10–15 лет, и летом 1992 г. были зафиксированы лишь начальные стадии сукцессии лишайниковых группировок, аналогичные восстановлению лишайникового покрова после пожара. Измерение активности радионуклидов в лишайниках, собранных на Семипалатинском ядерном полигоне, не проводили, однако, судя по наблюдениям на аналогичном полигоне в Южной Австралии, где в 1950–1960 гг. испытывали ядерное оружие, в лишайниках р. *Dermatocarpon* на полигоне обнаружили в несколько раз больше плутония, чем в почве под ним и на окружающих участках (Ferris et al., 1995). Авторы сделали вывод, что лишайники уменьшают рассеивание частиц PuO_2 в воздухе путем включения их в ткань и удержание в гифах, а также препятствуя эрозии загрязненной почвы. Вероятно, и на Семипалатинском полигоне появившийся после испытаний лишайниковый покров играет сходную роль.

Измерения активности в лишайниках, собранных в 1990-х на Новой Земле, севере и юге Западной Сибири, на Алтае свидетельствуют, что содержание радионуклидов в лишайниках Арктики все еще остается высоким, что, в конечном счете, обуславливает значительное внутреннее облучение местного населения, питающегося олениной, и, возможно, является причиной ряда цитогенетических отклонений и

заболеваний (Калякин, Криволицкий, 1993; Матишов и др., 1994б; Рамзаев и др., 1998; Успенская и др., 1999; Осипова и др., 2000, 2001; Сухоруков и др., 2000; Щербов и др., 2000, 2002; Страховеко и др., 2002; Щербов, Страховенко, 2002). При этом были получены данные, что часть радиоактивности в лишайниках — следствие лесных пожаров в сибирской тайге, поскольку накопленные за десятки лет в древесине радионуклиды при горении высвобождаются и разносятся воздушными потоками (Щербов, Страховенко, 2002).

На Алтае уровни концентрации радионуклидов в лишайниках приближены к фоновым, что свидетельствует о незначительном воздействии Семипалатинского полигона на этот регион (Щербов и др., 2000).

Ядерные взрывы проводили не только на испытательных полигонах, но и во время войсковых учений, а также для решения задач народного хозяйства, в частности, строительства каналов, эксплуатации полезных ископаемых, и др. При изучении их последствий иногда использовали и лишайники, в которых измеряли удельные активности ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{125}Sb , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am (Gedeonov et al., 1997; Лурье, 2003). Мхи и лишайники, в сравнении с другими организмами, отмечены как концентраторы радионуклидов, но приведенные величины удельной активности, степень их варьирования в Пермской области базовых достоверно не отличаются, что позволяет предположить о незначительном радиоактивном загрязнении местной биоты в момент взрыва (табл. 9.1). В Республике Саха-Якутия на местах таких «мирных» взрывов через десятки лет в лишайниках обнаруживают высокие уровни активности радионуклидов, что свидетельствует о значительном загрязнении местности в момент подрыва ядерных зарядов и слабой эффективности проведенных мероприятий по рекультивации земель.

Развитие военных технологий привело к использованию радиоактивных материалов в зарядах малой мощности, в частности, противотанковых снарядах. Так, во время конфликта в Косово (Югославия) войска НАТО использовали снаряды, боеголовки которых содержали обедненный (или слабо обогащенный) уран. Причиной имевших затем случаев заболевания ряда военнослужащих, участвовавших в этом конфликте, некоторые из пострадавших стали называть факт применения именно таких снарядов. Проведенное экспертами ведомства ООН по охране окружающей среды, а также МАГАТЭ, ряда других заинтересованных международных и национальных учреждений обследование территории Косово, где использовались снаряды с боеголовками из

обедненного (или слабо обогащенного) урана, выявили загрязнение обедненным ураном ряда местностей Косово в количествах, представляющих потенциальный риск для здоровья людей (Sansone et al., 2001). Самые нечеткие результаты были получены в пробах воды. Высокая вариабельность измерявшихся показателей отмечена и в почвенных образцах. Кора деревьев и, в особенности, эпифитный лишайник (*Melanelia exasperatula*) признаны наиболее чувствительными качественными биоиндикаторами предшествовавшего применения обедненного урана и радиоактивного загрязнения местности. Однако авторы другого подобного исследования (Loppi et al., 2003), не ссылаясь на U. Sansone et al. (2001), следов загрязнения обедненным ураном на Балканах не обнаружили. Неясно, правда, анализировались ли ими образцы из Косово, поскольку из 78 проб 57 были из Греции, и только 7 — из Сербии, без указания конкретных мест сбора (табл. 7.1).

Предприятия атомной промышленности, цикл производства которых включает обогащение ядерных материалов для военных и мирных целей, а также их переработку и хранение, вносят свой вклад в радиоактивное загрязнение среды, особенно в аварийных ситуациях. Исследования на территории Восточноуральского радиоактивного следа, образовавшегося в результате аварии в 1957 г. на комбинате «Маяк» в Челябинской области, показали, что через 30 лет (1987 г.) после аварии видовой состав эпифитных лишайников и состав лишайниковых синузий на участках, различающихся уровнями загрязнения, практически одинаков (Бязров, 1993; Biazrov, 1998). Однако уровень удельной активности радионуклидов в слоевищах отражает степень загрязнения участков, причем значительная часть этих слоевищ появилась уже после аварии (Бязров и др., 1993; Biazrov, 1994b). Содержание изотопов плутония в слоевищах лишайников, собранных в зоне действия военного ядерного предприятия в США, уменьшалось с удалением от завода (Thomas, Ibrahim, 1995).

Обследование территории предприятия «Радон» (Московская область) по переработке и хранению низкоактивных радиоактивных отходов научных лабораторий, медицинских учреждений, предприятий показало, что повышенная удельная активность радионуклидов в слоевищах лишайников наблюдается лишь непосредственно в рабочей зоне предприятия, где осуществляется выгрузка отходов и первичная их обработка, куда доступ для значительной части персонала ограничен (Biazrov, 1996b).

Значительное число атомных реакторов сосредоточено на атомных электростанциях, а также используются в исследовательских учрежде-

ниях. Вокруг них проводили регулярные наблюдения за накоплением радионуклидов в окружающей среде, а на ряде территорий для их измерения, наряду с другими представителями биоты, использовали и лишайники. Такие наблюдения известны для Белоярской АЭС в Свердловской области (Нифонтова, Куликов, 1981, 1984, 1990; Нифонтова и др., 1988), Билибинской АЭС на Чукотке (Bossew et al., 2000), двух АЭС в Швеции (Ingemansson et al., 1981, 1983), реакторов в столице Болгарии г. Софии (Vogoeva et al., 1992), в Центральной России (Golubev et al., 2002, 2003), других станций и реакторов. Измеренные величины активности радионуклидов в лишайниках, собранных вблизи реакторов, не выходили за пределы варьирования аналогичных показателей из контрольных мест при общей тенденции снижения уровней активности ряда нуклидов с удалением от источника. Не внес заметного вклада в загрязнение среды, судя по измерениям лишайников, и реактор искусственного спутника Земли серии «Космос», упавший на территорию Канады (Taylor et al., 1979), в то время как сгоревший в атмосфере в 1964 г. при запуске американский летательный аппарат «SNAP-9A» значительно увеличил загрязнение среды ^{238}Pu , и до сей поры в стратосфере осталось около 5% активности этого радионуклида, выделившегося тогда (Harley, 1980).

Катастрофа на Чернобыльской АЭС в апреле 1986 г. показала масштабы возможного воздействия аварий таких реакторов на окружающую среду (Последствия..., 1996). Удельная концентрация ^{137}Cs в слоевищах лишайников разных видов, собранных летом 1988 г. с разных субстратов в сосновом лесу в 1.5 км от ЧАЭС, была от 2700 до 14 600 кБк/кг сухого веса, а в коре сосны — 1260 кБк/кг (Biazrov, 1993, 1994a), что намного превышала опубликованные величины об активности радиоцезия в талломах лишайников как следствие испытательных взрывов. Для сравнения, в слоевищах *Hypogymnia physodes* в районе Белоярской АЭС (Средний Урал) в начале 1980-х активность ^{137}Cs составляла 300–750 Бк/кг, а в коре сосны 100–250 Бк/кг (Нифонтова и др., 1988). В Австрии в 1980 г. после проведенных в Китае испытаний ядерного оружия в атмосфере активность ^{137}Cs в слоевищах *Cladonia rangiferina* и *Cladonia furcata* составляла 250 и 300 Бк/кг, соответственно, а в слоевищах *Hypogymnia physodes* — 100–1300 Бк/кг (Eckl et al., 1986). В момент аварии на ЧАЭС величина отношения $^{134}\text{Cs}:^{137}\text{Cs}$ была около 0.5, а через 1000 дней — 0.2, причем значения этих отношений (в отличие от значений отношений между активностями других изотопов) близки в слоевищах всех обследованных видов лишайников и в коре сосны (Biazrov, 1994a). Концентрация этих изо-

топов в слоевищах и коре дерева последовательно снижается с удалением от эпицентра аварии. Как правило, в эпифитах она выше, чем в представителях напочвенных видов и в коре сосны практически во всех обследованных пунктах, что соответствует данным, полученным в лесах Австрии (Eckl et al., 1986). Порядок величин концентрации ^{137}Cs в слоевищах *Hypogymnia physodes* в 38 км от ЧАЭС (Ораное) через 1000 дней после аварии был такой же, что и в лесах Австрии, где удельная активность ^{137}Cs в талломах этого вида составляла 33 500 Бк/кг, а в стволах ели — 3500 Бк/кг (Hofmann et al., 1988). До аварии на ЧАЭС концентрация ^{137}Cs в слоевищах *H. physodes* в тех же австрийских лесах составляла 70 Бк/кг. Увеличение уровня активности радиоцезия в лишайниках Австрии в сравнении с предшествующим аварии на ЧАЭС уровнями ранжируется от 23 до 547 раз в зависимости от вида и местообитания — наибольшее у *Evernia prunastri* на высоте 800 м н.у.м. Пробы лишайника *Pseudevernia furfuracea*, собранные в разных местообитаниях до и после аварии, отражают локальное выпадение радионуклидов. Разные виды, собранные в одном месте в один срок, в целом показали, что эпигейные лишайники имеют более высокую активность, чем эпифиты. Также есть корреляция между активностью радионуклидов в лишайниках и уровнем загрязнения почвы и степенью открытости местообитания (Hofmann et al., 1993).

В Германии загрязнение радиоцезием слоевищных организмов достигало 70 000 Бк/кг, а почвы — 120 000 Бк/м². Наряду с ^{137}Cs также были обнаружены ^{99}Tc , ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{106}Ru , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{125}Sb , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{144}Ce . Самое сильное загрязнение было на горных вершинах в Южной Германии. Активность цезия в талломах там была от 20 000 до 90 000 Бк/кг, и в Баварском лесу и в Центральной Швеции этот показатель у слоевищных был в 50–100 раз выше, чем у сосудистых растений. В 1987 г. уровень загрязнения увеличился в сравнении с 1986г. Однако в Бретани (Франция) на Атлантическом побережье активность радиоцезия в лишайниках была только 30 Бк/кг. Вероятно, Чернобыльское облако не достигло Бретани. В Альпах Швейцарии на высоте 2300 м активность цезия в мхах и лишайниках была 1000–5000 Бк/кг, хотя весной 1986 г. эти части гор ещё были под покровом снега. (Feige et al., 1988).

Все эти факты свидетельствуют о воздействии аварии на Чернобыльской АЭС на значительные территории нашей планеты и неравномерности радиоактивных выпадений, что подтверждается многочисленными данными о нахождении радионуклидов из взорвавшегося реактора ЧАЭС в представителях биоты, в том числе и лишайников, почти всего Северного полушария (гл. 11).

Имеющиеся данные свидетельствуют, что разнос и осаждение чернобыльских радионуклидов были обусловлены, с одной стороны, составом и свойствами ядерного топлива реактора, с другой — особенностями циркуляции атмосферы, погодными условиями, что и обусловило пятнистый характер загрязнения (Smith, Clark, 1986; Barci et al., 1988; Smith, Ellis, 1990; Levi, 1991; Livens et al., 1991; Nimis, 1996; Jia et al., 1997; Gastberger et al., 1998; Caniglia et al., 2000; Seaward, 2001, 2002). Так, удельная гамма-активность лишайников, собранных в 1987 г. на Черноморском побережье Кавказа (Краснодарский край, Абхазия, Аджария) оказалась выше, чем в образцах, собранных в том же году в Центральном Черноземье (Biazrov, 1996a). Это связано с тем, что один из маршрутов Чернобыльского радиоактивного облака с 1 по 3 мая 1986 г. проходил через Южную Украину, далее над Черным морем к побережью Кавказа и Турции (Борзилов и др., 1989). Здесь в это время шли дожди, и радионуклиды вместе с осадками попали в экосистемы этих районов, что и нашло отражение в повышенной их активности в собранных там же через год слоевищах лишайников. По той же причине повышенное содержание радионуклидов было отмечено в лишайниках из Турции (Akca, Arvidsson, 1988; Kpse et al., 1994; Saka et al., 1992; Topcuoglu et al., 1995), Греции (Papastefanou et al., 1989; Sawidis, Heinrich, 1992; Sawidis et al., 1997), Румынии (Bartok, Mocsy, 1990; Bartok et al., 1998), других регионов, и в результате уровень радиоактивного загрязнения биоты возле Киева (100 км от ЧАЭС) оказался примерно таким же, как и Шварцвальде (Германия), в 1500 км от ЧАЭС (Levi, 1991). Воздушные массы, принесшие чернобыльские радионуклиды в Скандинавию, сначала прошли над Польшей, Германией, Францией, Британскими островами, по пути частично освободившись от них (Smith, Clark, 1986; Seaward et al., 1988; Niemann et al., 1989; Fraiture et al., 1990; Guillite et al., 1990a, 1990b; Chibowski, Reszka, 2001; Krawczyk, Krawczyk, 2001). Поэтому вклад этих радионуклидов в загрязнение Скандинавии и Гренландии оказался относительно небольшим (10–25%) в сравнении с уже имевшимися здесь их запасами после выпадений продуктов ядерных испытаний в атмосфере (Gaare, 1987, 1990; Aarkrog, 1988; Jones, 1989; Rissanen, Rahola, 1989; Eriksson, 1990; Eriksson et al., 1991; Roos et al., 1991; Bretten et al., 1992; Steinnes, Njastad, 1993; Guillitte et al., 1994; Strandberg, 1994, 1997; Staaland et al., 1995; Paatero et al., 1998; Aarkrog et al., 2000; Ehman et al., 2001). После аварии на ЧАЭС суммарное содержание радиоцезия в разных видах лишайников тундр Норвегии составляло от 7600 до 20 800 Бк/кг (Gaare, 1987), а в тундрах Финляндии

этот показатель варьировал от 1000 до 12 100 Бк/кг (Rissanen, Rahola, 1990). Примерно такой же была доля чернобыльских радиоактивных выпадений в загрязнение арктических районов Северной Америки (Taylor et al., 1988; Meyerhof, Marshall, 1990; Baskaran et al., 1991; Thomas et al., 1992; France et al., 1993; Elkin, Bethke, 1995; Macdonald et al., 1996). На востоке Евразии доля чернобыльских радионуклидов в загрязнение биоты была незначительной — на о. Хоккайдо максимальная удельная активность ^{137}Cs в слоевищах лишайниках в 1990-х была всего 77 Бк/кг (Saito et al., 2000), хотя уровень активности ^{137}Cs в осадках в мае 1986 г. на территории Японии был в 550 раз выше, чем до аварии на ЧАЭС (Higuchi et al., 1988).

Поскольку ядерные взрывы, аварии реакторов различного назначения в прошлом скрывались от общественности, ныне делаются попытки реконструкции характера радиоактивного загрязнения в прошедшие годы, чтобы установить границы имевшего места радиоактивного загрязнения на местности, оценить мощность дозы, оценить возможные дозы внешнего и внутреннего облучения (Израэль, 1996). Для этого используют архивные материалы, строят математические модели. Крайне желательно иметь сведения о составе радионуклидов в пробах, соотношении их активностей. В случае реконструкции особенностей испытаний бомб получить информацию об элементе, который закладывался в конструкцию бомбы для ее индивидуализации, т.е. элемент-трассер (Израэль, 1996). Анализ материалов различных авторов показывает, что состав обнаруженных в слоевищах лишайников радионуклидов, их соотношение соответствуют опубликованным сведениям о составе выбрасываемых в среду при взрывах ядерных устройств, реакторов, хранилищ отходов (Beasley, Held, 1969; Holm, Persson 1975, 1976, 1977, 1978a, b; Holm, Rioseco, 1987; Богатов и др., 1990; Levi, 1991; Mitchell et al., 1998; Holm et al, 1992a, 1992b; Боровой, Гагаринский, 2001), что дало основание назвать лишайники летописцами ядерных аварий (Feige et al., 1990; Seaward, 1992). Ядерные заряды, устройства, реакторы имели примерно постоянные соотношения между элементами своей начинки, известна также скорость физического распада поступающих в среду радионуклидов, поэтому по результатам определений состава и активностей радионуклидов с длительным периодом распада в долгоживущих слоевищах лишайников, сведениям об отношениях между ними в возможном источнике поступления в среду, в слоевищах можно судить об особенностях происходивших ранее процессов, связанных с деятельностью человека. Так, было вычислено, что до 1958 г. общая актив-

ность поступившего в среду ^{134}Cs составила $7.4 \text{ Ч } 10^{15}$ Бк, в 1959–1961 гг. поступление этого радионуклида оценивали как незначительное, а за 1961–1962 гг. его поступило около $18.5 \text{ Ч } 10^{14}$ Бк (Persson, 1968).

Около $148 \text{ Ч } 10^{14}$ Бк $^{239,240}\text{Pu}$ поступило в биосферу г.о. от ядерных испытаний и термоядерных устройств. Значительнейшая часть материала оседала вокруг мест проведения испытаний, но примерно $\frac{1}{5}$ часть разносилась вне их. Отношение активностей плутония к ^{90}Sr довольно постоянно и средняя величина отношения $^{239,240}\text{Pu}:^{90}\text{Sr}$ в 1961–62 гг. была примерно 0.017, но из-за распада стронция это отношение в конце 1970-х оценивали в 0.028. Отношение величин активностей изотопов плутония $^{240}\text{Pu}:^{239}\text{Pu} = 0.18$, $^{241}\text{Pu}:^{239}\text{Pu} = 0.014$, $^{238}\text{Pu}:^{239,240}\text{Pu} = 0.024$. Отношение активностей $^{238}\text{Pu}:^{239}\text{Pu}$ в результате испытаний оружия было около 0.03, и более высокие значения использовали для оценки вклада от «SNAP-9A» (Harley, 1980).

Среднее значение отношения $^{239,240}\text{Pu}:^{137}\text{Cs}$ из глобальных выпадений в лишайниках Арктики в 1970-х было близко к 0.012, что позволяло по величине активности одного из нуклидов определять величину активности другого. Однако рекомендуется обращать внимание и на особенности используемых видов, поскольку у *Cetrariella delisei* и *Stereocaulon paschale* оно гораздо ниже — 0.004–0.005 (Hanson, 1976).

Выявление $^{242\text{m}}\text{Am}$ (период полураспада 152 года) в образцах включает определение его дочернего ^{242}Cm (период полураспада 163 дня). Их источники — либо предприятия топливно-ядерного цикла, либо термоядерные испытания. Эти нуклиды находятся в последовательном равновесии. Наличие $^{242\text{m}}\text{Am}$ в современных выпадениях и пробах отражает присутствие ^{242}Cm в выпадениях предшествующих лет. Отношение активностей $^{242\text{m}}\text{Am}:^{239+240}\text{Pu}$ в глобальных выпадениях около 0.003%. В ядерном реакторе образование трансурановых элементов с массовым числом более 240 играет очень существенную роль. Общая активность ^{241}Am , ^{242}Cm , ^{244}Cm в сотни и тысячи раз выше, чем ^{239}Pu . Наибольшую активность дает ^{242}Cm и отношение активностей $^{242\text{m}}\text{Am}:^{242}\text{Cm}$ в ядерных отходах переработки ядерного топлива менее 1%, поэтому очень трудно выявить активность ^{242}Cm , поддерживаемого $^{242\text{m}}\text{Am}$, в образцах, загрязненных выбросами ядерных предприятий. И все они были обнаружены в лишайниках (Holm, Persson 1978b). При ядерном взрыве трансурановые элементы с массовым числом более 240 образуются путем многократного захвата ^{238}U . Большая часть активности приходится на ^{241}Pu , который распадается до ^{241}Am . Но небольшое количество активности могут давать $^{242\text{m}}\text{Am}$ и ^{242}Am (период

полураспада 16 час.), которые позднее быстро распадаются до ^{242}Cm . Кратковременное равновесие между ^{242}Cm и $^{242\text{m}}\text{Am}$ наступает через 3 года. Содержание $^{242\text{m}}\text{Am}$ относительно ^{241}Am примерно 0.02–0.04%. Отношение активностей $^{242}\text{Cm} : ^{239+240}\text{Pu}$ в 1961–1972 гг. в слоевищах *Cladonia stellaris* из центральной Швеции составляло 0.001–0.005%, $^{244}\text{Cm} : ^{239+240}\text{Pu}$ — 0.003–0.07–0.002%, $^{238}\text{Pu} : ^{239+240}\text{Pu}$ — 2.5–5%, $^{241}\text{Am} : ^{239+240}\text{Pu}$ — 15–20%. Среднее отношение активностей $^{242}\text{Cm} : ^{239+240}\text{Pu}$ = 0.003–0.001%. Величина отношения активностей $^{244}\text{Cm} : ^{239+240}\text{Pu}$ в 1964 г., равная 0.07%, является неожиданно высокой. В последующие годы эта величина понизилась до постоянного значения в 0.002%. Быстрое снижение этой величины после 1963–1964 гг. показывает более короткий период выведения кюрия из лишайникового покрова, чем плутония сразу же после их попадания в слоевища. Используя установленный ранее средний период выведения плутония из лишайников в 6 лет, был вычислен и период полувыведения кюрия из талломов — 150 дней (Holm, Persson 1978b). Отношение активностей $^{238}\text{Pu} : ^{239+240}\text{Pu}$ в глобальных выпадениях примерно 0.026. $^{242}\text{Cm} : ^{239+240}\text{Pu}$ отношение активностей в свежих образцах (сразу после распада ^{242}Am) оценивается примерно в 0.10. Однако только 1.5% активности ^{238}Pu можно связать с распадом ^{242}Cm . Остальная активность связана с распадом ^{239}Pu . В ядерных реакторах распад ^{242}Cm более важен для образования ^{238}Pu с реакцией $^{237}\text{Np} (n, \gamma) \rightarrow ^{238}\text{Np} (\beta^-) \rightarrow ^{238}\text{Pu}$ (Holm, Persson 1978b; Burns et al., 1994).

В последние годы увеличивается интерес к ^{99}Tc (период п/р = 2.1×10^5 лет), поскольку вместе с ^{237}Np это один из радиологически важных радионуклидов, сохраняющихся после долговременного накопления радиоактивных отходов. Источники ^{99}Tc в биосфере — различные ядерные предприятия, ядерные испытания и использование его в медицине, но наибольшее значение имеют ядерные взрывы. В морскую среду радионуклид поступает со сбросами ядерных предприятий. ^{99}Tc является чистым бета-излучателем и дочерним продуктом ^{99}Mo , который является продуктом как расщепления, так наведенной активности. Количество расщепленного ^{99}Tc примерно равно количеству расщепленного ^{137}Cs , и теоретическое отношение активностей $^{99}\text{Tc} : ^{137}\text{Cs}$ составляет величину 1.43×10^{-4} . Общее количество выпадений ^{99}Tc в 1972 г. оценивали в 140ТБк, соответствующее 240 кг этого нуклида (Holm, Riosco, 1987). Изучение уровней концентрации ^{99}Tc в пищевых цепях в природных условиях затруднено из-за низкой его активности. Субарктическая цепь «лишайник → олень → человек» обеспечивает уникальные возможности для определения миграции ^{99}Tc по

пищевым цепям, поскольку лишайники выступают как концентраторы этого опасного радионуклида.

При ядерном взрыве в результате воздействия нейтронных потоков на элементы самого заряда образуются радиоизотопы наведенной активности ^{239}Np и ^{237}U . Необходимым условием их присутствия в продуктах взрыва является наличие в заряде ^{238}U (Израэль, 1996). Однако ^{237}U образуется при выделении очень большого количества энергии, что характерно для термоядерного взрыва. Таким образом, обнаружение в слоевищах лишайников значительного количества активности ^{237}U однозначно свидетельствует, что это следствие осуществления термоядерной реакции.

Талломы лишайников накапливают не только техногенные, но и естественные радионуклиды. Природную радиоактивность создают изотопы таких элементов как Bi, U, Th, Ra, Rn, Po, Pb, K, достаточно широко представленные в окружающей нас среде. Например, изотоп ^{40}K с периодом полураспада 1.3×10^9 лет всегда содержится в организмах и является основным бета-излучающим естественным радионуклидом в биосфере (Алексахин, Равикович, 1969; Эйзенбад, 1967) и, соответственно, в лишайниках (Гродзинский, 1959, 1960). Сведения о величинах активности природных радионуклидов в представителях биоты полезны для определения естественного фона радиоактивности. В лишайниках чаще всего измеряли содержание изотопов урана, ^{40}K , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{228}Th (гл. 6), но наибольшее внимание уделялось изотопам полония и свинца. Период полураспада ^{210}Po составляет 138 дней, а ^{210}Pb — 22 года, причем первый является дочерним продуктом второго, а ^{210}Pb , в свою очередь, образуется при распаде радона (Ермолаева-Маковская, Литвер, 1978). Этот радиоактивный урановый ряд заканчивается стабильным ^{206}Pb . Однако равновесие между ^{210}Po и его материнским нуклидом ^{210}Pb , а также между стабильным свинцом и названными изотопами, как это было установлено для планктона (Черри, 1968), у лишайников наблюдается не всегда и не везде (Kauranen, Miettinen, 1967; Persson, 1970; Адамова, Бязров, 1991; Thomas et al., 1994; Monna et al., 1999; Ugur et al., 2003). Вероятно, отсутствие в ряде случаев такого равновесия между ^{210}Po и материнским ^{210}Pb можно объяснить смывом изотопов полония дождями перед сбором образцов. В лишайниках Польши удельная активность ^{226}Ra в 1980-х варьировала между 1.5 и 18.5 Бк/кг, в талломах видов *Umbilicaria* — от 29.6 до 263.4 Бк/кг, а ^{228}Ra — от 7.4 до 66.6 Бк/кг. Эти величины составляют $\frac{1}{10}$ – $\frac{1}{100}$ части от содержания ^{210}Pb и ^{210}Po . Следовательно, ^{226}Ra не может быть прямым источником свин-

ца и полония. Отношение ^{210}Po : ^{210}Pb в слоевищах этих лишайников около 0,9, но в дождевой воде это отношение составляет 0,1. Средняя концентрация ^{210}Pb в *Bryocaulon divergens* была 962–2590 Бк/кг. До 1900 г. талломы *Cetraria islandica* содержали 544 Бк/кг ^{210}Pb , но после 1900 г. эта величина увеличилась до 1295 Бк/кг (Kwapulinski et al., 1985a). Низкая величина отношения концентраций стабильных изотопов ^{206}Pb : ^{207}Pb свидетельствует о близости источника с высоким отношением величин концентраций их родоначальников в цепях распада ^{235}U : ^{238}U (Purvis et al., 2004b).

Поведение урана в талломах лишайников анализировалось во многих публикациях. Большинство авторов изучали его содержание в лишайниках возле рудников по добыче урана (Beckett et al., 1982; Boileau et al., 1982; Jeran et al., 1995; Looney et al., 1985; Nieboer et al., 1982) или в районах с высоким уровнем естественной радиоактивности (Mahon, 1982; McLean et al., 1998; Sheard, 1986a, 1986b); в других публикациях приводятся результаты экспериментальных исследований (Boileau et al., 1985a, 1985b; Fahselt, 1997; Haas et al., 1998; Looney et al., 1986; Richardson et al., 1985). Например, было установлено, что наибольшее поглощение урана из раствора слоевищами *Peltigera membranacea* происходило при pH = 4,5 за 24 часа (Haas et al., 1998). Показано, что концентрация урана в лишайниках отражает его содержание в субстрате (Kwapulinski, 1985b; Sheppard, Thibault, 1984) или близость его источника (Golubev et al., 2003).

Как правило, лишайники содержат повышенное количество радионуклидов в сравнении с другими представителями биоты. Анализ доступных результатов не позволяет сделать однозначного вывода, что представители какой-либо жизненной формы лишайников обладают преимуществами в накоплении радионуклидов перед представителями других форм. Многое зависит от условий местообитания лишайников, формы нахождения радионуклидов в субстрате, в воздухе, их количества, и др. Если, например, «горячая» топливная частица из ядерного реактора попадет в таллом коркового лишайника, который будет в составе пробы для измерения активности, то в результате мы получим очень высокую величину удельной активности у представителей этой жизненной формы, намного превосходящий уровни активности кустистых и листоватых лишайников из того же сообщества, если в их слоевищах не было «горячих» частиц. Также нельзя однозначно утверждать, что лишайники с какого-то субстрата накапливают больше радионуклидов, чем с других субстратов. В одних условиях более высокий уровень активности показывают эпигейные лишайники

ки, в других — эпифитные, в иных — эпилитные. В ряде регионов наиболее высокие концентрации радионуклидов измеряли в представителях мохообразных или в шляпочных грибах.

Обследование лишайников на местах крупных ядерных аварий, сопровождавшихся выбросом в среду значительного количества радионуклидов, не выявило видимых повреждений слоевищ лишайников ни на Урале (Бязров, 1993; Biazrov, 1998), ни в непосредственной близости от взорвавшегося реактора Чернобыльской АЭС (Biazrov, 1993, 1994a, 1994b).

Многочисленные эксперименты показали, что параметры жизнеспособности лишайников остаются нормальными даже при воздействии достаточно высоких доз внешнего облучения (гл. 5). Также было установлено, что выделенные из слоевища лишайника фотобионт и микобионт активно поглощают радионуклиды и по этому показателю мало отличаются от свободноживущих водорослей и грибов (Нифонтова, Куликов, 1983; Харатьян, 1970). Однако выживаемость в культуре каждого из бионтов после острого гамма-облучения меньше, чем целого слоевища, и фотобионт гибнет при меньших дозах, чем микобионт (Gannutz, 1972). Высокие уровни гамма-облучения отрицательно воздействовали на физиологические процессы, поглощение фосфора, радионуклидов, активность нитроредуктазы и другие показатели (Нифонтова и др., 1989; Шапиро, Нифонтова, 1991; Barstow, Erbsch, 1977; Erbsch, Kalosis, 1973; Nifontova et al., 1995; Siegel, Daly, 1968). Однако применявшиеся в лабораторных экспериментах высокие дозы облучения лишайников пока, к счастью, имели место лишь при надповерхностных взрывах ядерных устройств на весьма ограниченных территориях.

Обоснованное ранжирование видов лишайников по степени их чувствительности к ионизирующей радиации отсутствует, да его пока невозможно и провести в силу, с одной стороны, недостатка экспериментальных данных, с другой — несравнимости имеющихся, поскольку и облучатели были разные, и методы проведения опытов, экспериментальные участки также существенно отличались. В общей форме признается, что кустистые виды более чувствительны, чем листоватые, а последние чувствительнее накипных лишайников (Gannutz, 1970). Устойчивость лишайников к ионизирующей радиации, вероятно, следствие древности этой симбиотической ассоциации организмов. Если исходить из «принципа попадания» (Тимофеев-Ресовский и др., 1968), то степень лучевого повреждения клетки тесно коррелирует с числом ионизаций в ДНК хромосом. У бионтов лишайников хромосомы очень

небольшие, и их мало, поэтому и число возможных ионизаций в них невелико. Кроме того, часть вторичных метаболитов, или специфических «лишайниковых веществ», вероятно, обладает радиопротекторными свойствами (Мирецкий и др., 1985; Purvis et al., 2004b).

Итак, использование лишайников как биоиндикаторов радиоактивного загрязнения базируется главным образом на их способности концентрировать из среды в своих телах значительные количества радионуклидов, как природных, так и техногенных. Основным методом — сравнение данных измерения их активности в пространстве и во времени. При такого рода сравнительных исследованиях необходима стандартизация ряда процедур: (а) выбор представительного для данной территории и исследования экспериментального материала; (б) выбор мест отбора проб; (в) метод сбора и хранения материала; (г) методы и приборы измерения активности радионуклидов; (д) количественное выражение данных (Seaward, 2002).

Технология любого исследования, в особенности связанного с измерением тех или иных величин, характеризующих изучаемый объект, требует гарантии качества работы и контроля качества. Гарантия качества мониторингового исследования — это система процедур, обеспечивающих наличие документации, показывающей, что работа проведена согласно оговоренным с заказчиком методам, обеспечивающим соответствующий времени стандарт для данного типа исследования, а измерения показателей получены с известной степенью точности (Shampine, 1993). Это предполагает последовательное документирование процесса планирования исследования, полевых и лабораторных процедур, методов анализа данных. Если исследование проводится в связи с экспертизой какого-либо проекта, реализация которого может отрицательно сказаться на состоянии здоровья населения или стать причиной необратимых изменений природной среды, необходимо предусмотреть проведение анализов в разных лабораториях или внешнюю проверку данных анализов и эталонных образцов лишайников. Гарантия качества также предполагает, что исполнители проекта продумали стратегию исследования, провели предварительное обследование местности, изучили особенности возможного источника загрязнения, и, соответственно, определили перечень радионуклидов, подлежащих измерению в слоевищах лишайников. Так, чаще всего измеряли активности радиостронция и радиоцезия. Но их основной источник — глобальные выпадения. Мониторинг воздействия АЭС обязательно должен включать измерение ^3H , ^{60}Co и ряда других радионуклидов, согласно особенностям используемых на АЭС реакторов. Если предпо-

лагаемый источник радиоактивного загрязнения — предприятие по захоронению низкоактивных отходов, то желательно измерить уровень активности трития. Предприятия ядерно-топливного цикла имеют иной набор радиоактивных загрязнителей.

Контроль качества определяется как процедура по установлению того, что полевой или лабораторный методы являются статистически контролируемыми в пределах известных уровней вероятности и обеспечивают декларируемую точность, приемлемую для данного периода времени. Контроль качества предполагает возможность проверки соответствия собранного материала (полевых коллекций, фактических данных лабораторных анализов, результатов возможных дублирующих анализов в других лабораториях), экспертную оценку сделанных по полученным результатам выводов. Гарантия качества обеспечивается также соответствующей квалификацией исполнителей работы, проведением измерений в лабораториях, имеющих сертификат на определение интересующих веществ в биологических объектах. Выполнение условий, обеспечивающих необходимый уровень сбора материала, его анализа, интерпретации — важнейшее требование при выполнении проекта, связанного с лишеноиндикацией.

Публикуемые результаты исследований по радиоэкологии лишайников желательно оценивать критически, поскольку не всегда при осуществлении ряда таких проектов соблюдались необходимые процедуры, гарантирующие требуемое качество исследования. Естественно, иногда имеются объективные причины, исключающие полное соблюдение таких процедур. Так, в 1986–1987 гг. длительное по времени пребывание на расстоянии до 10 км от Чернобыльской АЭС создавало реальную угрозу здоровью исследователя, поэтому сбор проб там осуществлялся с большой скоростью, и отбирали то, что попадало в поле зрения, и не всегда пробы были с однотипных местообитаний, поскольку предварительное обследование местности с целью выбора точек отбора проб не проводилось. Не было большого желания долго находиться и в эпицентре последнего надповерхностного взрыва ядерного устройства на Семипалатинском испытательном полигоне, ходить там по оплавленной стекловидной поверхности почвы.

Также не следует переоценивать свойства лишайников как биоиндикаторов. Здесь уместен умеренный скептицизм и реальная оценка их качеств (Heinrich, Remele, 2002). Неудобства лишайников как биомониторов радиоактивного загрязнения заключаются в том, что:

- лишайники не очень устойчивы к загрязнителям воздуха, особенно к двуокиси серы, окислам азота, и поэтому отсутствуют

- в областях с высоким уровнем загрязнения воздушной среды (центры городов и промышленных областей) и часто не представлены в достаточном количестве на всем протяжении исследуемой территории;
- высокие дозы ионизирующего облучения не вызывают элиминацию видов из сообществ, поэтому по видовому составу лишайников невозможно получить представление о степени радиоактивного воздействия;
 - у многих видов лишайников часто невозможно точно определить возраст слоевища или его частей;
 - длительное культивирование лишайников в стандартных условиях пока практически невозможно, поэтому весь материал для экспонирования должен быть получен из природы;
 - в отличие от высших растений, генетически однородный лишайниковый материал не доступен;
 - для идентификации лишайников необходим опыт;
 - содержание радионуклидов в лишайниках не отражает содержание их в почве столь точно, как в высших растениях (например, *Sambucus nigra* или многочисленные виды *Fabaceae*);
 - при интерпретации данных необходимо учитывать возможное вымывание радионуклидов из слоевищ;
 - показатели радиоактивности лишайников, измеренные через несколько лет после загрязнения, не позволяют точно вычислить количества начального загрязнения, потому что биологический полураспад радионуклидов неодинаков как у представителей различных видов лишайников, так и у разных индивидуумов того же самого вида;
 - присутствие в слоевище лишь коротко живущих радионуклидов указывает на недавнее загрязнение, но точную дату начального загрязнения определить трудно.

Научные учреждения и различные ведомства нашей страны большое внимание уделяют проблеме нормирования радиационного воздействия на наземные экосистемы (Криволуцкий и др., 2002). Перечисленные недостатки лишайников не позволяют использовать их в полной мере при разработке критериев допустимого радиационного воздействия на наземные экосистемы. Однако в Российской Арктике, где лишайники находятся в начале пищевой цепи «лишайник → олень → человек», высокий уровень радиоактивного загрязнения лишайников в конечном счете приводит к концентрированию радионуклидов в телах коренных жителей этого региона, и, как следствие, бо-

лее частому проявлению заболеваний, связанных с радиоактивным облучением. Поэтому в этих районах необходимы постоянные наблюдения за уровнем содержания радионуклидов в лишайниковом покрове и их составом. Однако желательно избавляться от иллюзий при интерпретации данных многолетних мониторинговых исследований концентрации долгоживущих радионуклидов в слоевищах лишайников. Если со временем удельная их активность уменьшается, то это не означает элиминацию радионуклидов из сообщества. Они в нем остаются, за исключением естественного физического распада, либо растворяясь в нарастающей массе, либо перемещаясь в более глубокие слои подстилки или почвы. Некоторые же радионуклиды с относительно коротким периодом полураспада порождают другие, период физического полураспада которых может быть очень продолжительным. Биота предшествующих геологических эпох создала запасы угля, нефти, газа и других органических ископаемых, ныне человечеством нещадно эксплуатируемые. С середины 20 столетия люди создают запасы техногенных радионуклидов, сбрасывая их в водоемы, отправляя в стратосферу, закапывая в земную твердь. Помогут ли эти запасы нашим потомкам?

ЛИТЕРАТУРА И АВТОРСКИЙ ИНДЕКС¹

- Абрамова Л.И., Толпышева Т.Ю., Зуева Ю.И. 2002. К экологии произрастания эпигейных мхов и широколопастных ризоидальных лишайников на побережье Кандалакшского залива // Вестник Моск. унив. Сер. 16. Биология. № 1. С.45–52. (98)
- Авраамчик М.Н. 1954. Прирост ягеля в центральной части бассейна р. Анадырь // Ботан. журн. Т.39, № 3. С.437–441. (94)
- Адамова Л.И., Бязров Л.Г. 1991. Тяжелые естественные радионуклиды в лишайниках ряда экосистем Западного Кавказа // Биоиндикация и биомониторинг. М.: Наука. С.125–129. (162, 415)
- Алексахин Р.М. 1968. Современное состояние и задачи радиационной биогеоценологии // Вопросы радиоэкологии. М.: Атомиздат. С.8–30. (20, 108)
- Алексахин Р.М., Криволуцкий Д.А., Соколов В.Е. 1993. Организация научных исследований по радиоэкологии на Восточноуральском радиоактивном следе // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука. С.6–12. (123)
- Алексахин Р.М., Равикович М.М. 1969. О естественной радиоактивности различных компонентов лесных биогеоценозов, связанной с ⁴⁰K // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. — Л.: Колос. Т.16. С.123–133. (134, 415)
- Алимов А.Ф. 2002. Об экологии всерьез // Вестник РАН. Т.27, № 12. С.1075–1080. (17)
- Андреев В.Н. 1954. Прирост кормовых лишайников и приемы его регулирования // Тр. Ботанического ин-та АН СССР. Сер.3. Геоботаника. Вып.9. С.11–74. (94)
- Андреев В.Н. 1980. Некоторые данные о делихенизации тундры // Растительность и почвы субарктической тундры. Новосибирск. С.201–205. (14, 99)
- Бадтиев Ю.С., Кулёмин А.А. 2001. Методика биоиндикации окружающей природой среды // Экологический вестник России. № 4. С.27–29. (14)
- Бакунов Н.А., Дричко В.Ф., Панасенкова О.И. 1998. Экологическая обусловленность повышенного накопления ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в пище жителей Севера // Радиационная биол. Радиоэкология. Т.38, № 5. С.754–762. (187, 284)
- Барабой В.А. 1991. Ионизирующая радиация в нашей жизни. М.: Наука. 218 с. (25, 131)
- Барашкова Э.А. 1963. Питание кладонии оленьей через мертвую часть подстилки // Ботан. журн. Т.48, № 4. С.588–591. (50)
- Барашкова Э.А. 1968. Некоторые данные о скорости передвижения веществ, содержащих ¹⁴C, по слоевищу *Cladonia rangiferina* (L.) Web. // Ботан. журн. Т.53, № 3. С.378–379. (401)
- Блюм О.Б. 1965. Водный режим лишайников // Укр. ботан. журн. Т.22, № 2. С.3–14. (48)

¹ Цифры курсивом в круглых скобках означают номера страниц текста, где содержится ссылка на литературный источник

- Блюм О.Б. 1984. Влияние газообразных атмосферных загрязнителей на лишайники // Международная школа по лишайниковедению, Таллин, 22–25 июня, 1982. Таллин. С.35–51. (90)
- Бобрицкая М.А. 1950. Поглощение литофильной растительностью минеральных элементов из массивно-кристаллических пород // Труды Почвенного института. Москва. Т.34. С.5–27. (54, 55)
- Богатов С.А., Боровой А.А., Дубасов Ю.В., Ломоносов В.В. 1990. Форма и характеристика частиц топливного выброса при аварии на Чернобыльской АЭС // Атом. энергия. Т.69, № 1. С.36–40. (269, 412)
- Большаков В.Н., Криницин С.В., Кряжимский Ф.В., Мартинес Р.Х.П. 1996. Проблемы восприятия современным обществом основных понятий экологической науки // Экология. № 3. С.165–170. (17)
- Борзилов В.А., Клепикова Н.В., Костриков А.А., Хваленский Ю.А., Троянова Н.И. 1989. Метеорологические условия дальнего переноса радиоактивных продуктов аварии на Чернобыльской атомной станции // Метеорология и гидрология. № 11. С.5–11. (261, 262, 411)
- Боровой А.А., Гагаринский А.Ю. 2001. Выбросы радионуклидов из разрушенного блока Чернобыльской АЭС // Атом. энергия. Т.90, № 2. С.137–145. (268, 269, 412)
- Бочаров М.В., Лоборев В.М., Матвейчук И.П., Судаков В.В. 1995. Глобальное радиоактивное загрязнение природной среды Северного полушария и вклад в него советских ядерных испытаний // Атом. энергия. Т.78, № 1. С.50–53. (128)
- Бязров Л.Г. 1970. Эпифитные лишайниковые синузии в лесных биогеоценозах подзоны широколиственно-еловых лесов. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Л.: БИН АН СССР. 26 С. (49, 50, 90, 125)
- Бязров Л.Г. 1971. Распределение фитомассы эпифитных лишайников в некоторых типах лесных биогеоценозов подзоны широколиственно-еловых лесов // Лесоведение. № 5. С.85–90. (93)
- Бязров Л.Г. 1972. Сукцессии эпифитных лишайников в сосняках Подмосковья // Лесоведение. № 5. С.62–68. (99)
- Бязров Л. Г. 1974. Лишайниковые синузии в лиственничнике разнотравном (Хангайский хребет, МНР) // Ботан. журн. Т.59, № 10. С.1425–1438. (46, 125)
- Бязров Л.Г. 1976. Об использовании лишайников как индикаторов степени пастбищной нагрузки // Индикация природных процессов и среды. Вильнюс. С.38–39. (14)
- Бязров Л.Г. 1978. О водном режиме лишайников горной лесостепи Восточного Хангая // География и динамика растительного и животного мира МНР. М.: Наука. С.119–123. (49)
- Бязров Л.Г. 1980. О распределении фитомассы лишайников в кедрово-лиственничном сообществе (Хангай, МНР) // Бюлл. Моск. общ-ва испыт. природы. Отд. биол. Т.85, № 3. С.117–123. (93)
- Бязров Л.Г. 1986. О номенклатуре пармелии кочующей и запасах этого лишайника в Хангае // Природные условия и биологические ресурсы МНР. М.: Наука. С.67–68. (93)
- Бязров Л.Г. 1988а. Беспозвоночные животные в эпифитных лишайниках разных жизненных форм в лесах Подмосковья // Биология почв Северной Европы. М.: Наука. С.149–154. (99)

- Бязров Л.Г. 1988б. Линейный прирост эпилитных лишайников // Тезисы докладов 11 симпозиума микологов и лишенологов Прибалтийских республик и Белоруссии. Таллин: АН ЭССР. С.121–124. (94, 95, 96, 130, 406)
- Бязров Л.Г. 1988в. Лишайники в сухих степях Восточного Хангая // Бюлл. Моск. о-ва испытателей природы. Отд. биол. Т.93, № 3. С.66–80. (130, 406)
- Бязров Л.Г. 1990. Лишайниковые синузии и структура биогеоценоза // Журн. общей биол. Т.51, № 5. С.632–641. (45)
- Бязров Л.Г. 1993. Эпифитные лишайниковые синузии в березовых лесах Восточноуральского радиоактивного следа // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука. С.134–155. (46, 123, 125, 386, 408, 417)
- Бязров Л.Г. 1999. Лишайники эпицентра ядерного взрыва на Семипалатинском ядерном полигоне // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука. С.336–339. (128, 405, 406)
- Бязров Л.Г. 2002. Лишайники в экологическом мониторинге. М.: Научный мир. 336 с. (15, 47, 103, 162)
- Бязров Л.Г., Архиреева А.И., Тарасов О.В. 1993. О концентрации некоторых радионуклидов в слоевищах эпифитных лишайников // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука. С.134–155. (386, 408)
- Бязров Л.Г., Штанчаева У.Я. 1999. Некоторые особенности радиоэкологии лишайников как среды обитания беспозвоночных животных на территориях радиоактивного загрязнения // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука. С.169–177. (285)
- Бяллович Ю.П. 1960. Биогеоценологические горизонты // Сборник работ по геоботанике, ботанической географии, систематике растений и палеогеографии / Труды МОИП. Отд. биол. М. Т.3. С.43–60. (125)
- Вайнштейн Е.А. 1972. Некоторые вопросы физиологии лишайников. I. Дыхание // Ботан. журн. Т.57, № 7. С.832–840. (15)
- Вайнштейн Е.А. 1973. Некоторые вопросы физиологии лишайников. II. Фотосинтез // Ботан. журн. Т.58, № 3. С.454–464. (15)
- Вайнштейн Е.А. 1982. Некоторые вопросы физиологии лишайников. III. Минеральное питание // Ботан. журн. Т.67, № 5. С.561–571. (15, 52, 53, 55, 63, 85, 88)
- Вехов В.Н. 1981. Рост некоторых эпилитных лишайников на севере Карелии // Брио-лихенологические исследования высокогорных районов и севера СССР. Апатиты. С.83. (94, 95)
- Викторов С.В. 1956. Лишайники как индикаторы литологических и геохимических условий в пустыне // Вестник Моск. унив. Сер. естеств. науки. № 5. С.115–119. (14, 50)
- Викторов С.В. 1960. Лишайники пустыни Устюрт и их связь с некоторыми свойствами почвы и горных пород // Вопросы индикационной геоботаники. М. С.53–56. (14)
- Викторов С.В., Джураева З.Д. 1979. Индикационное значение лишайниковых сообществ в пустынях // Бюлл. Московск. об-ва испытателей природы. Отд. биол. Т.84, № 5. С.130–134. (14)

- Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества. Справочник. 1990. Л.: Химия. 464 с. (390)
- Вудвелл Д.М., Остинг Д.К. 1968. Действие хронического гамма-облучения на развитие растительных сообществ старых полей // Вопросы радиоэкологии. М.: Атомиздат. С.86–108. (108)
- Габбасов М.Н., Зелнов В.И., Лобарев В.М., Марковцев А.С., Судаков В.В. 1995. Радиоактивное загрязнение территории Семипалатинского полигона // Атом. энергия. Т.78, № 1. С.58–60. (129)
- Галанин А.А., Глушкова О.Ю. 2003. Лихенометрия // Вестник РФФИ. № 3. С.22–52. (14)
- Галушкин Б.А., Горбунов С.В., Горяченкова Т.А., Черкезян В.О. 1994. Особенности радиоактивного загрязнения местности при аварии на Сибирском химическом комбинате (г. Томск, апрель 1993) // Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях. М.: ВИНТИ. № 2. С.64–70. (36)
- Геохимия техногенных радионуклидов. 2002. Киев: Наукова думка. 332 с. (30, 33, 36, 260, 263, 285, 377, 384, 385, 392)
- Гиляров М.С. (главн. ред.). 1986. Биологический энциклопедический словарь. — М.: Советская энциклопедия. 831 с. (17)
- Голубкова Н.С. 1983. Анализ флоры лишайников Монголии. Л.: Наука. 248 с. (45)
- Голубкова Н.С. 1993. К вопросу о происхождении и путях эволюции лишайникового симбиоза // Новости систематики низших растений. СПб.: Наука. Т.29. С.84–104. (15, 38, 39, 40)
- Голубкова Н.С., Бязров Л.Г. 1989. Жизненные формы лишайников и лишеносинузии // Ботан. журн. Т.74, № 6. С.794–805. (45, 125)
- Горбанов Ст., Хаджиатанасов Д. 1973. Върху акумулацията на микроелементи и естествени радиоактивни елементи от някои видове мъхове и лишайници, разпространени в България // Научн. тр. Висш. селскост. ин-т «В. Коларов». Пловдив. Т.22, № 4. С.28–37. (54)
- Гордеева М.М., Толпышева Т.Ю. 1978. О реакции эпифитных лишайников на внесение удобрений // Лихеноиндикация состояния окружающей среды. Таллин. С.41–43. (14)
- Городков Б.Н. 1936. Итоги изучения прироста лишайников // Советское оленеводство. Вып. 8. С.87–115. (93)
- Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды и природоохранной деятельности в Республике Саха (Якутия) в 2001 году» (Якутск — 2002 г.). Интернет. (241)
- Гродзинский Д.М. 1959. О естественной радиоактивности мхов и лишайников // Укр. ботан. журн. Т.16, № 2. С.30–38. (21, 397, 415)
- Гродзинский Д.М. 1960. Естественная радиоактивность растений Украинской ССР // Укр. ботан. журн. Т.17, № 6. С.3–14. (138, 397, 415)
- Гродзинский Д.М. 1989. Радиобиология растений. Киев: Наукова думка. 380 с. (29, 105, 106, 108, 119, 132)
- Гусев А.П. 2004. Сукцессии растительных сообществ на территориях, выведенных из хозяйственного оборота после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестник Национальной АН Беларуси. Сер. биол. наук. № 2. С.99–102. (386)

- Гусев Н.Г., Беляев В.А. 1991. Радиоактивные выбросы в биосфере. Справочник. М.: Энергоатомиздат. 255 с. (33, 34)
- Гусев Н.Г., Дмитриев П.П. 1988. Радиоактивные цепочки. Справочник. М.: Энергоатомиздат. 112 с. (23, 24, 29)
- Джураева З. 1979. Лишайниковые группировки в основных растительных ассоциациях такыров и такыровидных почв // Изв. АН Туркм. ССР. Сер. биол. н. № 3. С.37–43. (88)
- Джураева З., Абдурахимова З. 1986. Продуктивность эпигейных лишайников глинистых пустынь // Брио-лихенологические исследования в СССР. Апатиты. С.91–98. (94, 95, 96)
- Добровольский И.А., Гаева Н.В. 1985. Лишайниковая растительность искусственных лесных насаждений степи и ее индикаторная роль // Вопросы степного лесоведения, научные основы лесной рекультивации земель. Днепропетровск. С.92–97. (101)
- Дылис Н.В. 1973. Межбиогеоценозные связи, их механизмы и изучение // Проблемы биогеоценологии. М.: Наука. С.71–79. (88)
- Еленкин А.А. 1901. Лихенологические заметки. 1 // Изв. Импер. СПб. Ботан. Сада. Т.1, № 3. С 117–123. (46)
- Ермолаева-Маковская А.П., Литвер Б.Я. 1978. Свинец-210 и полоний-210 в биосфере. М.: Атомиздат. 160 с. (72, 73, 149, 150, 162, 178, 181–183, 187–189, 415)
- Жизнь растений. 1977. М.: Просвещение. Т.3. 488 с. (41)
- Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе деятельности производственного объединения «Маяк» Минатомэнергопрома СССР, организованной распоряжением Президиума АН СССР № 1140-501 от 12.06.90 г. // Радиобиология. 1991. Т.31, № 3. С.436–452. (123)
- Золотарева Е.К. 1994. Связывание трития фотосинтетическими мембранами высших растений // Укр. ботан. журн. Т.51, № 6. С.98–102. (62)
- Зыкова А.С., Рыжов А.И., Телушкина Е.А., Пакуло А.Г. 1985. Радиационно-гигиенические исследования в области охраны окружающей среды на некоторых предприятиях ЯТЦ // Гигиена и санитария. № 11. С.23–25. (384)
- Иванов Е.А., Рамзина Т.В., Хамьянов Л.П., Васильченко В.Н., Коротков В.Т., Носовский А.В., Осколков Б.Я. 1994. Радиоактивное загрязнение окружающей среды ²⁴¹Am вследствие аварии на Чернобыльской АЭС // Атом. энергия. Т.77, № 2. С.140–145. (76, 402)
- Игошина К.Н. 1939. Рост кормовых ягелей на Приуральском севере // Тр. НИИ полярного земледелия, животноводства и промыслового хозяйства. Серия «Оленеводство». Л. Вып.4. С.7–29. (94)
- Израэль Ю.А. 1996. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. СПб: Прогресс-Погода. 356 с. (33, 34, 130, 170, 176, 177, 237, 412, 415)
- Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А., Петров В.Н., Ровинский Ф.Я., Стукин Е.Д. 1990. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Л.: Гидрометеоздат. 296 с. (260, 263)
- Израэль Ю.А., Филиппова Л.М., Ровинский Ф.Я. 1982. Программа экологического мониторинга в биосферных заповедниках // Биосферные заповедники. Труды 2 советско-американского симпозиума. Л.: Гидрометеоздат. С.128–141. (14)
- Ильенко А.И., Криволуцкий Д.А. 1971. Радиоэкология. М.: Знание. 32 с. (20)

- Инсарова И.Д., Инсаров Г.Э. 1987. Анализ роста лишайников // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоздат. Т.10. С.87–114. (93)
- Исаев А. А. 2001. Экологическая климатология. М.: Научный мир. 456 с. (83, 134)
- Кабакчи С.А., Путилов А.В., Назин Е.Р. 1995. Анализ данных и физико-химическое моделирование радиационной аварии на Южном Урале в 1957 г. // Атом. энергия. Т.78, № 1. С.46–50. (35, 123)
- Калякин В.Н., Криволуцкий Д.А. 1993. Данные о содержании радионуклидов в некоторых природных объектах с Новой Земли и ряда прилегающих районов // Новая Земля. Тр. Морской арктической комплексной экспедиции под общей редакцией П.В. Боярского. М. Т.2. С.57–87. (277, 405, 407)
- Ковэн Д.Д., Плэтт Р.Б. 1968. Дозы облучения вокруг ядерного реактора без защиты // Вопросы радиоэкологии. М.: Атомиздат. С.316–330. (108)
- Кондратюк С.Я., Навроцкая И.Л., Брунь Г.А., Безнис Н.Г., Гизбуллина В.К., Изотова Н.В., Люгин В.А. 1994. Содержание радионуклидов в лишайниках Украины // Укр. ботан. жур. Т.51, № 4. С.46–52. (269)
- Кондратюк С.Я., Навроцкая И.Л., Брунь Г.А., Люгин В.А. 1993. Содержание радионуклидов в лишайниках Украинского Полесья (1990–1991) // Укр. ботан. журнал. Т.50, № 3. С.13–22. (140, 141, 148, 151, 152, 269–273)
- Конопляник А.А., Нечаев В.В. 1992. Российская энергетика: антикризисный сценарий // Энергия: экономика, техника, экология. № 12. С.2–7. (247)
- Котлов Ю.В. 1993. Лишайники, собранные на птичьей колонии в северо-западной части острова Большевик (Северная Земля) // Ботан. журн. Т.78, № 8. С.34–36. (99)
- Криволуцкий Д. А. 1994. Почвенная фауна в экологическом контроле. М.: Наука. 272 с. (14)
- Криволуцкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А., Покаржевский А.Д., Таскаев А.И. 1988. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука. 240 с. (20, 25, 28, 32, 35)
- Криволуцкий Д.А., Успенская Е.Ю., Панфилов А.В. 2001. Принципы обеспечения радиационно-экологической безопасности // Вестник Моск. ун-в. Сер. 15. География. № 6. С.3–7. (390)
- Криволуцкий Д.А., Успенская Е.Ю., Панфилов А.В., Долотов К.В. 2002. Нормирование радиационного воздействия на наземные экосистемы // Вестник Моск. ун-в. Сер. 15. География. № 6. С.37–41. (37, 420)
- Кривохатский А.С., Рогозин Ю.М., Смирнова Е.А., Брызгалова Р.В., Авдеев В.А., Трифонов В.Н. 1994. Чернобыльский след аварийного выброса 4-го блока ЧАЭС в некоторых районах Ленинградской, Новгородской и Брянской областей. Сообщения 1, 2 // Радиохимия. Т.36, № 2. С.186–192. (263)
- Кузин А.М. 1964. Радиационная экология // Основы радиационной биологии. М.: Наука. С.360–378. (30, 33)
- Кузин А.М. 1991. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. М.: Наука. 117 с. (28, 30, 32)
- Кузин А.М., Перельский А.А. 1956. Охрана природы и некоторые вопросы радиационно-экологических связей // Охрана природы и заповедное дело в СССР. Бюллетень. М.: АН СССР. № 1. С.65–78. (18)

- Кушин В.В., Лысцов В.Н. 1992. Количественная трековая автордиография бета-активных горячих частиц топливного выброса при аварии на Чернобыльской АЭС // Атом. энергия. Т.73, № 5. С.380–386. (78)
- Ландау-Тылкина С.П. 1974. Радиация и жизнь. М.: Атомиздат. 168 с. (23, 25)
- Лебедева А.Ф., Саванина Я.В., Барский Е.Л., Гусев М.В. 1998. Устойчивость цианобактерий и микроводорослей к действию тяжелых металлов: роль металлосвязывающих белков // Вестник Моск. унив. Сер.16. Биология. № 2. С.42–49. (85)
- Левин Ф.И. 1949. Роль лишайников в выветривании известняков и диоритов // Вестник Моск. унив. № 9. С.149–159. (50, 92)
- Литвер Б.Я., Нижников А.И., Рамзаев П.В., Теплых Л.А., Троицкая М.Н. 1976. Свинец-210, полоний-210, радий-226, торий-228 в биосфере Крайнего Севера СССР. М.: Госкомитет по использованию атомной энергии СССР. 12 с. (178, 220, 405)
- Литвер Б.Я., Рамзаев П.В., Моисеев А.А., Троицкая М.Н., Крисюк Э.М., Лисаченко Э.П., Нижников А.И. 1969. Свинец-210 и полоний-210 в приарктических районах восточного Севера. М.: Атомиздат. 12 с. (178)
- Лурье А.А. 2003. Радиоэкологические исследования последствий подземных ядерных взрывов с выбросом грунта на севере Пермской области. Часть 2. Радионуклиды в биосфере // Изв. ТСХА. Вып. 1. С.3–17. (237–239, 407)
- Луцки Т.К., Ревина А.А., Лысыков В.А. 1988. Значение химических превращений флавоноидов в пострadiационном восстановлении растений // Изв. АН Молд. ССР. Сер. биол. и химия. № 1. С.31–34. (131)
- Лысыков А.Б. 1992. Радиационная обстановка и распределение радионуклидов в сосняках зоны аварии на Чернобыльской АЭС // Лесоведение. № 3. С.52–60. (78)
- Любашевский Н.М., Аржанова Е.В., Балонов 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. 1995. Радиоэкология полуострова Ямал // Природа Ямала. Екатеринбург: Наука. С.338–348. (140, 149, 279, 280)
- Любашевский Н.М., Стариченко В.И., Балонов М.И., Брук Г.Я., Шутов В.Н., Нифонтова М.Г., Иванова Н.П., Швыдко Н.С., Басалаева Л.Н., Аржанова Е.В., Садыков О.Ф., Чибирик М.В., Григоркина Е.Б. 1993. Радиоактивное загрязнение полуострова Ямал и оценка радиационной опасности для населения // Экология. № 4. С.39–45. (140, 149, 279, 405)
- Магомедова М.А. 1980. Лишайники как индикаторы ландшафтных различий в горных тундрах Северного Урала // Охрана и рациональное использование биологических ресурсов Урала (информационные материалы). 4. Флора и фауна. Свердловск. № 4. С.55–57. (14)
- Магомедова М.А. 1984. Возможности лишайниковой индикации в высокогорьях // Седьмая конференция по спорным растениям Средней Азии и Казахстана: тезисы докладов. Алма-Ата. С.343–344. (14)
- Магомедова М.А. 1996. Лишайники как компонент северных экосистем и объект мониторинга // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. СПб.: Гидрометеоздат. Т.16. С.105–121. (14)
- Магомедова М.А., Корытин Н.С., Нифонтова М.Г., Ендукин А.Ю. 1991. Влияние выпаса оленей на лишайниковый покров сосновых лесов // Рациональное ис-

- пользование и охрана растительного мира Урала. Свердловск. С.72–78. (14, 99)
- Макушев М.К., Такибаев Ж.С., Панин М.С., Кайрамбаев С.К., Кислухин А.Г. 2003. Радиоэкологическая обстановка и миграция радионуклидов в системе почва-растение на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона // Сиб. эколог. журн. Т.10, № 2. С.145–154. (128, 129)
- Малышева Т.В., Толпышева Т.Ю. 1982. Влияние вытаптывания на восстановление напочвенного покрова // Биогеохимические аспекты криптоиндикации. Таллин. С.52–53. (14, 99)
- Маркелов А.В., Минеева Н.Я., Голубева Е.И., Кривоуцкий Д.А., Кружалин В.И., Крючкова Т.А., Даниленко Е.А., Дмитриев С.А., Соболев И.А. 1999. Система биоиндикации для сертификации качества среды в пунктах захоронения радиоактивных отходов // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука. С.85–94. (391)
- Мартин Л.Н. 1984. Лихеноиндикация в условиях различного загрязнения воздуха. Автореферат диссертации канд.биол.наук. Свердловск: ИЭРЖ УНЦ АН СССР. 17 с. (57)
- Мартин Ю.Л. 1967. Формирование лишайниковых синузий на моренах ледников Полярного Урала. Автореферат диссертации канд.биол.наук. Свердловск: ИЭРЖ УФ АН СССР. 22 с. (98)
- Мартин Ю.Л. 1971. Использование лишайников как индикаторов времени обнажения горных пород // Теоретические вопросы фитоиндикации. Л.: Наука. С.105–109. (96)
- Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Подобеев В.В., Павлова Л.Г. 1993. Радиационная обстановка на Кольском полуострове, Новой Земле, Земле Франца-Иосифа и на акватории Баренцева моря // ДАН. Т.330, № 4. С.520–522. (269, 275, 276, 405)
- Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Щипа Е., Павлова Л.Г. 1994а. Радиоактивное загрязнение среды и биоты на Новой Земле вследствие испытаний ядерного оружия // ДАН. Т.337, № 6. С.824–826. (405)
- Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Щипа Е., Риссанен К. 1994б. Радионуклиды в экосистеме региона Баренцева и Карского морей. Апатиты: Кольский научн. центр РАН. 237 с. (104, 139, 140, 147–149, 177, 237, 269, 277, 405, 407)
- Матишов Д.Г., Матишов Г.Г., Щипа Е., Павлова Л.Г. 1993. Новые данные о содержании радионуклидов в Баренцевом море и на побережье // ДАН. Т.332, № 1. С.118–119. (276, 405)
- Махонько К.П., Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. 1985. Контроль за радиоактивным загрязнением природной среды в окрестностях АЭС. Л.: Гидрометеоздат. 136 с. (254, 258)
- Мелехина Е.Н., Кривоуцкий Д.А. 1993. Многолетняя динамика населения микроартропод эпифитных лишайников в районе Чернобыльской АЭС // Труды Коми научного центра УрО РАН. № 127. С.60–72. (285)
- Минеева Н.Я., Маркелов А.В., Остроглядов С.В., Голубева Е.И., Соболев И.А. 1988. Развитие наземных экосистем в условиях хронического поступления радионуклидов // Экотоксикология и охрана природы. М.: Наука. С.144–152. (391, 392)

- Мирецкий Г.И., Ермолаева-Маковская А.П., Нижников А.И., Рамзаев П.В. 1985. Модификация радиорезистентности лабораторных животных вытяжкой из лишайников // *Экология*. № 1. С.75–77. (131, 418)
- Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Позолотина В.Н. 1995. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове некоторых регионов Республики Саха (Якутия) // *Экология*. № 6. С.444–447. (284)
- Моисеев А.А. 1985. Цезий-137. Окружающая среда. Человек. М.: Энергоатомиздат. 120 с. (178, 219, 403)
- Моисеев А.А., Рамзаев П.В. 1975. Цезий-137 в биосфере. М.: Атомиздат. 184 с. (178, 401)
- Нижников А.И., Ермолаева-Маковская А.П., Ибатуллин М.С., Лисаченко Э.П., Литвер Б.Я., Рамзаев П.В., Теплых Л.А., Троицкая М.Н. 1973. Свинец-210, полоний-210, радий-226, торий-228 и плутоний-239 в цепочке лишайник — олень — человек на Крайнем Севере СССР. М.: Госкомитет по использованию атомной энергии СССР. 9 с. (149, 150, 178, 181, 183, 188, 189, 221, 405)
- Нижников А.И., Невструева М.А., Рамзаев П.В., Моисеев А.А., Троицкая М.Н., Литвер Б.Я., Ибатуллин М.С., Харченко Л.А., Дмитриев И.М. 1969. Цезий-137 в цепочке лишайник — олень — человек на Крайнем Севере СССР (1962–1968). М.: Атомиздат. 16 с. (178, 220, 401, 405)
- Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.А., Бабаев Н.С., Холина Ю.Б., Микерин Е.И. 1989. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 г. // *Атом. энергия*. Т.67, № 2. С.74–80. (123)
- Нифонтова М.Г. 1976. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками в условиях эксперимента // *Экология*. № 1. С.89–92. (59, 74, 106, 121, 401, 402)
- Нифонтова М.Г. 1977. Влияние изотопных и неизотопных носителей на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками из водных растворов // *Экология*. № 6. С.78–80. (60, 121)
- Нифонтова М.Г. 1979. Влияние светового и температурного режимов на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками из водных растворов // *Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове*. Свердловск. С.34–37. (60, 121)
- Нифонтова М.Г. 1997. Динамика содержания долгоживущих радионуклидов в мохово-лишайниковой растительности // *Экология*. № 4. С.273–277. (269, 403)
- Нифонтова М.Г. 1998. Содержание долгоживущих искусственных радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове наземных экосистем Урало-Сибирского региона // *Экология*. № 3. С.196–200. (403)
- Нифонтова М.Г. 2000. Содержание долгоживущих искусственных радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове горных растительных сообществ // *Экология*. № 3. С.202–205. (403, 404)
- Нифонтова М.Г. 2003а. Лихено- и бриоиндикация радиоактивного загрязнения среды. Автореф. дисс. в виде доклада ... докт. биол. наук. Пермь: Пермский госуниверситет. 50 с. (59, 60, 106, 121, 254, 269, 403)
- Нифонтова М.Г. 2003б. Современные уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове предгорных и горных ландшафтов Северного Урала // *Экология*. № 1. С.51–55. (269, 282, 403)

- Нифонтова М.Г., Алексашенко В.Н. 1992. Содержание ^{90}Sr и $^{134, 137}\text{Cs}$ в грибах, лишайниках и мхах из ближней зоны Чернобыльской АЭС // Экология. № 3. С.26–30. (262, 266)
- Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. 1977. О накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками в природных условиях // Экология. № 3. С.93–96. (67, 74, 186, 187, 254, 401)
- Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. 1981. О накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми представителями низших растений в окрестностях Белоярской атомной электростанции на Урале // Экология. № 6. С.94–97. (248, 254, 409)
- Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. 1983. О накоплении радионуклидов симбионтами лишайников // Экология. № 1. С.78–80. (119, 417)
- Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. 1984. ^{137}Cs в растениях окрестностей Белоярской атомной электростанции имени И.В. Курчатова // Экология. № 5. С.81–83. (248, 254, 409)
- Нифонтова М.Г., Куликов Н.В. 1990. Динамика распределения радионуклидов стронция и цезия в компонентах наземных экосистем в зоне Белоярской АЭС на Урале // Экология. № 3. С.77–80. (248, 249, 254, 281, 409)
- Нифонтова М.Г., Куликов Н.В., Равинская А.П. 1989. Влияние гамма-излучения на накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs лишайниками // Экология. № 6. С.44–50. (116, 118, 119, 417)
- Нифонтова М.Г., Куликов Н.В., Таршис Г.И., Дьяченко А.П. 1988. Радиоэкологическое изучение природных экосистем в зоне атомных электростанций // Экология. № 3. С.40–45. (248, 254, 409)
- Нифонтова М.Г., Лебедева А.В. 1981. О накоплении ^{55}Fe , ^{60}Co и ^{144}Ce лишайниками // Экология. № 1. С.88–91. (59, 121)
- Нифонтова М.Г., Лебедева А.В., Куликов Н.В. 1979. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs живыми и мертвыми лишайниками // Экология. № 1. С.94–97. (50, 59, 121)
- Нифонтова М.Г., Малафеев Ю.М. 1996. Содержание радионуклидов в мохово-лишайниковом покрове тундровых сообществ полуострова Ямал // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. СПб.: Гидрометеоиздат. Т.16. С.121–126. (405)
- Новинский И.О., Цветкова Т.В., Железняк Г.С. 2004. Низкофоновые измерения ^{22}Na в природных водах Краснодарского края // Атом. энергия. Т.99, № 1. С.64–69. (137)
- Одум Ю. 1975. Основы экологии. М.: Мир. 740 с. (17, 18, 27, 46, 395)
- Окснер А.Н. 1961. Взаимоотношения между лишайниками в литотических группировках степных заповедников Украины // Укр. ботан. журн. Т.18, № 6. С.64–73. (97, 98)
- Окснер А.Н. 1974. Морфология, систематика и географическое распространение // Определитель лишайников СССР. Вып. 2. С.1–283. Л.: Наука. (15, 43, 44)
- Орлов А.А., Кондратюк С.Я. 2002. Сравнительная оценка роли различных компонентов лишайникового бора в распределении суммарной активности ^{137}Cs // Укр. ботан. журн. Т.59, № 1. С.49–57. (91, 96)
- Орлов М.Ю., Сныков В.П., Хваленский Ю.А., Тесленко В.П., Корнев А.И. 1992. Радиоактивное загрязнение территории Беларуси и России после аварии на ЧАЭС // Атом. энергия. Т.72, № 4. С.371–376. (220)

- Осипова Л.П., Пономарева А.В., Щербов Б.Л., Сухоруков Ф.В., Страховенко В.Д., Куценогий К.П. 2001. Последствия радиационного воздействия в популяции тундровых ненцев Пуровского района ЯНАО // Современные проблемы радиобиологии, радиоэкологии и эволюции. Труды Международной конференции, посвященной 100-летию со дня рождения Н.В. Тимофеева-Ресовского, Дубна, 6–9 сентября 2000 г. Дубна: ОИЯИ. С.200–212. (405, 407)
- Осипова Л.П., Посух О.Л., Пономарева А.В., Матвеева В.Г., Щербов Б.Л., Страховенков В.Д., Сухоруков Ф. В. 2000. Медико-генетические исследования популяции тундровых ненцев и оценка радиационной ситуации в регионе их проживания // Сиб. экол. журн. Т.7, № 1. С.61–65. (405, 407)
- Павлоцкая Ф.И. 1971. Поступление и распределение радиоактивных продуктов ядерных взрывов на земной поверхности // Современные проблемы радиобиологии. 2. Радиоэкология.- М.: Атомиздат. Т.2. С.41–81. (97, 219, 403)
- Передельский А.А. 1957. Основания и задачи радиоэкологии // Журн. общей биол. Т.18, № 1. С.17–30. (18)
- Перельман А. И., Касимов Н.С. 1999. Геохимия ландшафтов. М.: Астрей-2000. 768 с. (81, 88)
- Петровский В.В. 1960. О структурных элементах фитоценозов // Ботан. журн. Т.45, № 3. С.382–393. (126)
- Плэтт Р.Б. 1968. Экологическое действие ионизирующей радиации на организмы, сообщества и экосистемы // Вопросы радиоэкологии. М.: Атомиздат. С.31–56. (108)
- Покаржевский А. Д. 1993. Геохимическая экология наземных и почвенных животных (биоиндикационные и радиоэкологические аспекты). Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. М.: ИЭМЭЖ РАН. 40 с. (14)
- Покаржевский А.Д., Успенская Е.Ю., Филимонова Ж.В. 2003. Глобальный фон радиоактивного загрязнения в наземных экосистемах спустя 13 лет после Чернобыльской аварии // Экология. № 2. С.83–89. (182, 221, 280)
- Полежаев А.Н. 1983. Особенности роста и распространения лишайников на оленьих пастбищах Чукотки // Биоморфология растений Дальнего Востока. Владивосток. С.128–134. (94)
- Полынов Б.Б. 1945. Первые стадии почвообразования на массивно-кристаллических породах // Почвоведение. № 7. С.325–339. (50, 81, 92)
- Поляков Ю.А., Крицкий В.В., Калишина Л.Н., Назарова Л.Ф. 1973. О распределении радионуклидов в природных объектах зоны Дарвинского заповедника // Природные ресурсы Молого-Шекснинской низины. Радиоэкологические и физико-химические исследования почв и растений. Труды Дарвинского гос. заповедника. Вологда: Северо-Западное книжное изд-во. Вып. 13. С.6–31. (139, 179–181, 220, 405)
- Поляков Ю.А., Леонтьев А.М., Мельников Л.К. 1962. К вопросу о выпадении ^{90}Sr в средних широтах // Почвоведение. № 11. С.45–55. (97, 179, 220, 405)
- Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье среды. 1996. М. 169 с. (409)
- Радиация. Дозы, эффекты, риск. 1990. М.: Мир. 79 с. (23, 25, 33, 36, 37, 170, 246)
- Рамзаев П.В., Ибатуллин М.С., Крисюк Э.М., Лисаченко Э.П., Литвер Б.Я., Нижников А.И., Троицкая М.Н. 1971. Методы исследования миграции радиоактивных изотопов в цепочке лишайник — северный олень — человек // Ме-

- тоды радиоэкологических исследований. М.: Атомиздат. С.167–175. (178, 401)
- Рамзаев П.В., Мирецкий Г.И., Троицкая М.Н., Петов А.А., Сукальская С.Я., Дударева А.А., Попов А.О., Тихонов В.П., Шувалов И.Е. 1998. Гигиеническая оценка радиационной обстановки в районах, прилегающих к Новоземельскому полигону // Новая Земля. Природа, история, археология, культура. М. Кн. 2, часть 1: Культурное наследие. Радиоэкология. С.221–239. (80, 184, 403, 407)
- Рамзаев П.В., Троицкая М.Н., Ибатуллин М.С., Моисеев А.А., Нижников А.И., Дмитриев И.М. 1970. Радиоэкологические параметры цепочки «лишайник — северный олень — человек» // Гигиена и санитария. № 6. С.38–42. (178, 401)
- Розенберг Г.С. 1999. Анализ определений и понятия «экология» // Экология. № 2. С.89–98. (17)
- Романов Г.Н. 1983. Поведение в окружающей среде и биологическое действие трития // Итоги науки и техники: Радиационная биология: Проблемы радиоэкологии. М.: ВИНТИ. Т.4. С.6–31. (28, 135)
- Романов Г.Н., Рябова Е.В., Сироткина А.Н. 1980. Применение отношений стабильных и радиоактивных нуклидов в радиоэкологических исследованиях // Экология. № 1. С.53–56. (165)
- Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС. 1990. Л.: Гидрометеиздат. 264 с. (247, 254, 260, 261)
- Рябцев И.А., Тарасов О.В. 1993. Результаты исследований по радиоэкологии птиц // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука. С.194–225. (387)
- Саванина Я.В., Лебедева А.Ф., Барский Е.Л. 2003. Значение глутатионовой системы в накоплении и детоксикации тяжелых металлов в клетках цианобактерий и микроводорослей // Вестник Моск. унив. Сер. 16. Биология. № 3. С.29–37. (132)
- Савоскул О.С. 1995. Лихенометрический метод датирования голоценовых отложений // Изв. РАН. Сер. географ. № 5. С.94–101. (14)
- Седельникова Н.В. 1982. Лишайники — индикаторы горных пород // Нетрадиционные методы в исследованиях растительности Сибири. Новосибирск: Наука. С.35–40. (14)
- Седельникова Н.В. 1994. Лишайники Горного Алтая и Кузнецкого нагорья. Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Новосибирск: ЦСБС СО АН СССР. 33 с. (97)
- Седельникова Н.В., Черемисин Д.В. 2001. Использование лишайников для датировки петроглифов // Сиб. эколог. журн. № 4. С.479–481. (14)
- Сивинцев Ю.В. 1988. Естественный радиационный фон // Атом. энергия. Т.64, № 1. С.46–56. (29, 30)
- Сивинцев Ю.В. 2003. Была ли авария в Чажме дальневосточным Чернобылем? // Атом. энергия. Т.94, № 6. С.472–479. (36, 220, 260, 261)
- Соболев И.А., Хомчик Л.М. 1983. Обезвреживание радиоактивных отходов на централизованных пунктах. М.: Энергоатомиздат. 128 с. (390)
- Соколов В.Е., Криволицкий Д.А. (ред.). 1993. Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука. 336 с. (123)
- Соколов В.Е., Криволицкий Д.А., Усачев В.Л. 1989. Дикие животные в глобальном радиоэкологическом мониторинге. М.: Наука, 150 с. (182, 190)

- Справочник по изотопной геохимии. 1982. М.: Энергоатомиздат. 280 с. (29)
- Справочник по ядерной энерготехнологии. 1989 / Под ред. В.А. Легасова. М.: Энергоатомиздат. 752 с. Пер. с англ. (28, 29, 33)
- Спэрроу А.Х., Вудвелл Д.М. 1968. Чувствительность растений к хроническому гамма-облучению // Вопросы радиоэкологии. М.: Атомиздат. С.57–85. (108)
- Спэрроу А.Х., Шейфер Л.А., Вудвелл Д.М. 1968. Радиоустойчивость сосны (*Pinus rigida*) в условиях 10-летнего хронического гамма-облучения ^{60}Co // Вопросы радиоэкологии. М.: Атомиздат. С.109–132. (108)
- Стебаева С.К., Седельникова Н.В. 1999. Население коллембол (*Hexapoda, Collembola*) лишайниковых консорциев нагорья Сангилен // Сиб. эколог. журн. № 5. С.509–513. (99)
- Стебаева С.К., Седельникова Н.В., Андриевский В.С., Волонихина И.И. 2001. Сообщества микроартропод под лишайниками на хребте Восточный Танну-Ола (Тува) // Зоол. журн. Т.80, № 2. С.170–182. (99)
- Страховенко В.Д., Щербов Б.Л., Степин А.С. 2002. Характер распределения радиоцезия во мхах и лишайниках различных регионов Западной Сибири // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Сборник докладов Международной научно-практической конференции, 9–11 февраля 2000 г. Семипалатинск. С.297–303. (65, 67, 130, 284, 405, 407)
- Субботина Е.Н., Тимофеев-Ресовский Н.В. 1961. О коэффициентах накопления некоторых рассеянных элементов из водных растворов накипными лишайниками // Ботан. журн. Т.46, № 2. С. 212–221. (58, 59, 106, 121, 218, 396, 400)
- Суворов П.А. 1961. Скорость роста листоватых и кустистых лишайников // Бюлл. Моск. об-ва испыт. природы. Отд. биол. Т.66, № 1. С.110–116. (95, 96)
- Сукачев В.Н. 1964. Основные понятия лесной биогеоценологии // Основы лесной биогеоценологии. М.: Наука. С.5–49. (20, 88, 124)
- Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Ковалев С.И., Щербов Б.Л., Мельгунов М.С., Страховенко В.Д., Цибульчик В.М. 2000. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) // Сиб. эколог. журн. Т.7, № 1. С.31–38. (130, 285, 405, 407)
- Таисаев Т.Г., Константинова И.М. 1988. Концентрация золота в ягеле на золоторудных полях гольцовых ландшафтов // ДАН СССР. Т.302, № 3. С.706–709. (14, 50)
- Тимофеев-Ресовский Н.В. 1957. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Ботан. журн. Т.42, № 2. С.161–194. (20)
- Тимофеев-Ресовский Н.В. 1964. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии // Проблемы кибернетики. Т.12. С.201–231. (20)
- Тимофеев-Ресовский Н.В., Иванов В.И., Корогодина В.И. 1968. Применение принципа попадания в радиобиологии. М.: Атомиздат. 227 с. (131, 417)
- Толпышева Т.Ю., Мальшева Т.В., Костенчук Н.А. 1984. О взаимоотношениях почвенных лишайников и мхов // Научн. доклады высшей школы. Биологич. науки. № 1. С.67–72. (98)
- Трасс Х.Х. 1965. Лишайниковые синузии как компонент биогеоценозов (экосистем) // Проблемы изучения грибов и лишайников. Тарту. С.207–211. (93)
- Троицкая М.Н., Ибатуллин М.С., Ермолаева-Маковская А.П., Литвер Б.Я., Нижников А.И., Рамзаев П.В., Теплых Л.А. 1976. Цезий-137 и стронций-90 в це-

- почке лишайник — олень — человек на Крайнем Севере СССР. М.: Госкомитет по использованию атомной энергии СССР. 13 с. (178)
- Троицкая М.Н., Нижников А.И., Рамзаев П.В., Дикая Е.Я., Ермолаева А.П., Литвер Б.Я. 1980. Цезий-137 и стронций-90 в биосфере Крайнего Севера СССР. М.: НКРЗ при Минздраве СССР. 24 с. (66, 149, 150, 178, 181–183, 187–190, 401)
- Троицкая М.Н., Рамзаев П.В., Моисеев А.А., Нижников А.И., Бельцев Д.И., Ибагуллин М.С., Литвер Б.Я., Дмитриев И.М. 1971. Радиоэкология ландшафтов Крайнего Севера // Современные проблемы радиобиологии. Т.2. Радиоэкология. М.: Атомиздат. С.325–353. (54, 65, 74, 121, 150, 162, 178, 182–184, 187, 190, 218, 221, 400, 401, 405)
- Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере. Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы. 1990. М.: Наука. 368 с. (30, 106, 163)
- Урбанавичюс Г.П. 2002. Лихеноиндикация современных и палеоклиматических условий Южного Прибайкалья // Изв. РАН. Сер. географ. № 1. С.81–90. (14)
- Успенская Е.Ю., Калякин В.Н., Хахин Г.В. 1999. Радиационное загрязнение на островах Новая Земля // Вестник Моск. унив. Сер. 5. География. № 6. С.46–50. (405, 407)
- Ушаков С.И. 1996. Радиоактивное загрязнение и радиационная обстановка в западных районах Брянской области России // Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье среды. М. С.108–117. (76)
- Фесенко С.В., Спиридонов С.И., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. 1997. Оценка периодов полуснижения содержания ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почв луговых экосистем // Радиационная биология. Радиоэкология. Т.37, № 2. С.267–280. (105)
- Харатьян И. Г. 1970. Исследование поглощения некоторых естественных радиоактивных элементов разными микроорганизмами и лишайниками. Дисс. на соискание ученой степени канд. биол. наук. М.: Институт микробиологии АН СССР. 169 с. (47, 74, 75, 93, 107, 119, 417)
- Черри Р.Д. 1968. Альфа-активность планктона // Вопросы радиоэкологии. М.: Атомиздат. С.252–262. (162, 415)
- Шапиро И.А. 1986. Азотный обмен у лишайников и его регуляция // Ботан. журн. Т.71, № 7. С.841–850. (15)
- Шапиро И.А. 1993. Влияние сернистого ангидрида на содержание азота и пероксидазную активность у лишайников // Ботан. журн. Т.78, № 6. С.66–72. (15)
- Шапиро И.А. 1996. Физиолого-биохимические изменения у лишайников под влиянием атмосферного загрязнения // Успехи соврем. биол. Т.116, № 2. С.158–171. (15)
- Шапиро И.А., Нифонтова М.Г. 1991. Действие сернистого газа и гамма-излучения на нитроредуктазную активность у лишайника *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. // Экология. № 3. С.47–51. (116–118, 417)
- Шульц В., Уикер Ф. 1985. Радиоэкологические методы. М.: Мир. 312 с. (107, 108)
- Щелкунова Р.П. Прирост кормовых лишайников и делихенизация растительного покрова на Енисейском Севере // Сибирский вестник сельскохозяйств. науки. 1978. № 2. С.36–43. (94)

- Щербов Б.Л., Страховенко В.Д. 2002. Поведение ^{137}Cs и тяжелых металлов в лесных пожарах на Крайнем Севере // Труды Международной конференции *Enviromis 2002*. Секция 6. «Оценка состояния почв и растительного покрова» // Интернет. (405, 407)
- Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Маликова И.Н., Осипова Л.П., Сухоруков Ф.В., Степин А.С. 2000. Сравнительная характеристика современного радиоактивного загрязнения территорий Западной Сибири, прилегающих к Семипалатинскому и Новоземельскому полигонам (на примере Алтая и Пур-Тазовского междуречья) // Сиб. экол. журн. Т.7, № 1. С.51–60. (130, 283, 284, 405, 407)
- Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Сухоруков Ф.В. 2002. Некоторые проблемы радиоактивного загрязнения мохово-лишайникового покрова на Крайнем Севере // Научные аспекты экологических проблем России. Труды Всероссийской конференции, Москва 13–16 июня 2001 г. М.: Наука. Т.2. С.178–183. (65, 405, 407)
- Эйзенбад М. 1967. Радиоактивность внешней среды. М.: Атомиздат. 332 с. (134, 415)
- Юницкий А. 1909. О значении в лесоводстве лишайнологии и о коллектировании лишайников в связи с производством лишайнологических наблюдений. СПб. 8 с. (46)
- Яворский Б.М., Детлаф А.А. 2002. 1996. Справочник по физике. М.: Наука-Физматлит. 620 с. (28)
- Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов. — М.: ИздАТ. 639 с. (170)
- Якушев Б.И., Будкевич Т.А., Заболотный А.И., Миронов В.П., Кудряшов В.К., Ярошевич О.И., Жук И.В. 2000. Америций-241 в растительности природных комплексов и агроценозов на территории Беларуси, загрязненной аварийными выбросами ЧАЭС // Докл. Нац. Акад. Наук Беларуси. Т. 44, № 2. С.73–76. (76, 402)
- Ярилова Е.А. 1947. Роль литофильных лишайников в выветривании массивно-кристаллических пород // Почвоведение. Т.42, № 9. С.533. (50, 92)
- Aarkrog A. 1988. The radiological impact of the Chernobyl debris compared with that from nuclear weapons fallout // *J. Environ. Radioact.* Vol.6, № 2. P.151–162. (220, 286, 411)
- Aarkrog A., Dahlgaard H., Nielsen S.P. 2000. Environmental radioactive contamination in Greenland: a 35 years retrospect // *Sci. Total Environ.* Vol.245. P.233–248. (286, 411)
- Adamo P., Arienzo M., Pugliese M., Roca V., Violante P. 2004. Accumulation history of radionuclides in the lichen *Stereocaulon vesuvianum* from Mt. Vesuvius (South Italy) // *Environ. Pollut.* Vol.127. P.455–461. (331–333)
- Ahmadjian Vol.1993. The lichen symbiosis. New York: John Wiley & Sons, Inc. 250 p. (38, 41, 52)
- Ehman B., Wright S.M., Howard B.J. 2001. Effect of origin of radiocaesium on the transfer from fallout to reindeer meat // *Sci. Total Environ.* Vol.278, № 1–3. P.171–181. (104, 286, 411)
- Akcaay H., Ardidsson G. 1988. Radioactive pollution of Turkish biotas one year after the Chernobyl accident // *J. Radioanal. Nuclear Chem., Letters.* Vol.128, № 4. P.273–281. (331, 373, 411)

- Alstrup V. 1977. Cryptogams on imported timber in West Greenland // *Lichenologist*. Vol.9, № 2. P.113–117. (100)
- Armstrong R.A. 1976. Studies on the growth rates of lichens // *Lichenology: Progress and problems*. London, New York, San Francisco: Academic Press. P.309–322. (93)
- Armstrong R.A. 1977. The response of lichen growth to additions of distilled water, rainwater and water from a rock surface // *New Phytologist*. Vol.79. P.373–376. (95)
- Armstrong R.A. 1983. Growth curve of the lichen *Rhizocarpon geographicum* // *New Phytologist*. Vol.94. P.619–622. (96)
- Armstrong R.A. 1988. Substrate colonization, growth, and competition // *CRC Handbook of Lichenology*. Boca Raton: CRC Press, Inc. Vol.2. P.3–16. (98)
- Armstrong R.A. 1991. Competitive interactions between four foliose lichens on north and south facing rock surfaces // *Environ. Experim. Bot.* Vol.31, № 1. P.51–58. (97)
- Atanasiu L., Fabian-Galan G., Salageanu N. 1970. Microradiographic investigations in lichens // *Rev. Roumaine Biol. Ser. Bot.* Vol.15, № 6. P.431–436. (107)
- Auerbach S.I., Kaye S.V., Nelson D.J., Reichle D.E., Dunaway P.B., Booth R.S. 1972. Understanding the dynamic behaviour of radionuclides released to the environment // *Peaceful uses of atomic energy*. Vienna: UN IAEA. Vol.11. P.575–589. (108)
- Bacci E., Calamari D., Fanelli R., Focardi S., Gaggi C., Morosini M. 1986. Chlorinated hydrocarbons in lichen and moss samples from the Antarctic Peninsula // *Chemosphere*. Vol.15, № 6. P.747–754. (83)
- Baldini E., Bettoli M.G., Tubertini O. 1987a. Chernobyl pollution in forest biogeocoenoses // *Radiochimica Acta*. Vol.41, № 4. P.199–201. (324, 331)
- Baldini E., Bettoli M.G., Tubertini O. 1987b. Measurements on Chernobyl fallout in forest vegetation // *Inorganica Chimica Acta*. Vol.140, № 1–2. P.331–333. (324)
- Barci G., Dalmaso J., Ardisson G. 1987. Chernobyl fallout measurements in some Mediterranean biotas // *J. Radioanal. Nuclear Chem., Letters*. Vol.117, № 6. P.337–346. (328)
- Barci G., Dalmaso J., Ardisson G. 1988. Chernobyl fallout measurements in some Mediterranean biotas // *Sci. Total Environ.* Vol.70. P.373–387. (411)
- Barci-Funel G., Dalmaso J., Ardisson G. 1992. Deposition of long-lived radionuclides after the Chernobyl accident in the forestal massif of Boreon // *J. Radioanal. Nuclear Chem., Letters*. Vol.164, № 3. P.157–169. (328–330)
- Barci-Funel G., Dalmaso J., Barci V.L., Ardisson G. 1995. Study of the transfer of radionuclides in trees at a forest site // *Sci. Total Environ.* Vol.173/174. P.369–373. (330)
- Bargagli R., Barghigiani C. 1991. Lichen biomonitoring of mercury emission and disposition in mining, geothermal and volcanic areas of Italy // *Environ. Monit. Assess.* Vol.16, № 32. P.265–275. (14)
- Barkman J.J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. — Assen: van Gorcum. 628 p. (46, 47, 56, 98, 99)
- Barstow J.M., Erbsich F.H. 1977. Effects of acute gamma radiation and winter temperature-light conditions on photosynthesis of *Cladonia mitis* // *Bryologist*. Vol.80, № 1. P.83–87. (116, 117, 417)

- Bartok K., Mocsy I. 1990. Studies upon lichen radioactivity // *Rev. Roumaine Biol., Ser. Biol. Vegetal.* Vol.35, № 1. P.61–65. (206, 207, 301, 306-309, 411)
- Bartok K., Mocsy I., Bolyos A., Dezso Z. 1998. Studies on ¹³⁷Cs content of lichens in mountain regions of Romania // *Sauteria.* Bd 9. S. 249–256. (47, 79, 91, 98, 103, 207, 301, 309, 310, 411)
- Baskaran M., Kelley J.J., Naidu A.S., Holleman D.F. 1991. Environmental radiocesium in Sub-Arctic and Arctic Alaska following Chernobyl // *Arctic.* Vol.44, № 4. P.346–350. (379, 412)
- Battiston G., Degetto S., Gerbasì R., Sbrignadello G. 1991. Radionuclide content in various samples collected near the Italian base in Antarctica // *Annali di Chimica.* Vol.81, № 9–10. P.469–475. (383)
- Beasley T.M., Held E.E. 1969. Nickel-63 in marine and terrestrial biota, soil, and sediment // *Science.* Vol.164, № 3884. P.1161–1163. (174, 412)
- Beasley T.M., Palmer H.E. 1966. Lead-210 and polonium-210 in biological samples from Alaska // *Science.* Vol.152, № 3725. P.1062–1064. (158, 178)
- Beck H. 1989. Radiation exposures due to fossil fuel combustion // *Radiat. Phys. Chem.* Vol.34, № 2. P.285–293. (31)
- Beckett P.J., Boileau L.J.R., Padovan D., Richardson D.H.S. 1982. Lichens and mosses as monitors of industrial activity associated with uranium mining in northern Ontario, Canada. Part 2: Distance dependent uranium and lead accumulation patterns // *Environ. Pollution, Ser. B.* Vol.4. P.91–107. (138, 163, 384, 416)
- Beckett R.P., Brown D.H. 1983. Natural and experimental-induced zinc and copper resistance in the lichen genus *Peltigera* // *Ann. Bot.* Vol.52. P.43–50. (84)
- Beckett R.P., Brown D.H. 1984a. The control of cadmium uptake in the lichen genus *Peltigera* // *J. Experim. Bot.* Vol.35, № 156. P.1071–1082. (61, 86)
- Beckett R.P., Brown D.H. 1984b. The relationship between cadmium uptake and heavy metal tolerance in the lichen genus *Peltigera* // *New Phytologist.* Vol.97. P.301–311. (61, 85, 86)
- Belnap J., Harper K.T. 1990. Effects of a coal fired power plant on the rock lichen *Rhizoplaca melanophthalma* — chlorophyll degradation and electrolyte leakage // *Bryologist.* Vol.93, № 3. P.309–312. (49)
- Belnap J., Lange O.L. (eds.). 2003. Biological soil crusts: structure, function, and management. Revised 2nd printing. Berlin etc: Springer. 503 p. (88)
- Beschel R. 1954. Eine Flechte als Niederschlagsmesser // *Wetter und Leben.* Bd 6, № 3–4. S. 56–60. (48)
- Beschel R. 1958. Flechtenvereine der Städte, Stadtflechten und ihr Wachstum // *Ber. Naturwiss. Med. Ver. in Innsbruck.* Bd 52. S. 7–185. (93)
- Beschel R.E. 1961. Dating rock surfaces by lichen growth and its application to glaciology and physiography (lichenometry) // *Geology of the Arctic. Proceeding of the First International Symposium on Arctic Geology.* Toronto: University of Toronto Press. Vol.2. P.1044–1062. (96)
- Betti M. 2003. Civil use of depleted uranium // *J. Environ. Radioact.* Vol.64, № 2–3. P.113–119. (164, 165)
- Biazrov L. 1993. Lichens as indicators of radioactive contamination // *J. Radioecology.* Vol.1, № 1. P.15–20. (262, 409, 417)

- Biazrov L.G. 1994a. Radionuclide content in lichen thallus in the forests adjacent to the Chernobyl atomic power plant // *Sci. Total Environ.* Vol.157. P.25–28. (91, 128, 409, 417)
- Biazrov L.G. 1994b. The radionuclides in lichen thalli in Chernobyl and East Urals areas after nuclear accidents // *Phyton [Austria]*. Vol.34, Fasc. 1. P.85–94. (128, 386, 417)
- Biazrov L.G. 1996a. Gamma-activity of lichen thalli and their substrata collected in 1987 in various regions of former USSR // *Proceedings 2. International Symposium on Ionising Radiation, Stockholm, May 20–24, 1996. Stockholm.* P.537–541. (262, 269)
- Biazrov L.G. 1996b. The radionuclides in lichens of area of plant for remaking and conservation of low-radioactive waste products // *Proceedings 2. International Symposium on Ionising Radiation, Stockholm, May 20–24, 1996b. Stockholm.* P.542–545. (390, 408)
- Biazrov L.G. 1998. The lichen synusia of a birch forest (Southern Urals) with respect of indication of radioactive contamination and diagnosing of ecosystem health // *Sauteria*. Bd 9. P.71–78. (123, 386, 408, 417)
- Bitter G. 1901. Ueber die Variabilität einiger Laubflechten und über den Einfluss düsserer Bedingungen auf ihr Wachstum // *Jahrb. f. wissensch. Botanik*. Bd 36. S. 421–492. (46)
- Blanchard R.L. 1967. Relationship between ^{210}Po and ^{210}Pb in man and his environment // *Radioecological Concentration Processes. Proceedings of International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford etc: Pergamon Press.* P.281–296. (157, 158, 178)
- Blanchard R.L., Moore J.B. 1970. ^{210}Pb and ^{210}Po in tissues of some Alaskan residents as related to consumption of caribou or reindeer meat // *Health Phys.* Vol.18, № 2. P.127–134. (157, 162, 178)
- Bleise A., Danesi P.R., Burkart W. 2003. Properties, use and health effects of depleted uranium (DU): a general overview // *J. Environ. Radioact.* Vol.64, № 2–3. P.93–112. (164)
- Bogoeva L., Mishev I., Radicheva M., Pimpl M. 1992. Plutonium in soils and plants around the Irt-2000 research reactor in Sofia // *J. Radioanal. Nuclear Chem., Letters*. Vol.165, № 3. P.145–157. (235, 409)
- Boileau L.J.R., Beckett P.J., Lavoie P., Richardson D.H.S., Nieboer E. 1982. Lichens and mosses as monitors of industrial activity associated with uranium mining in northern Ontario, Canada — Part 1: Field procedures, chemical analysis and interspecies comparisons // *Environ. Pollut. Ser. B.* Vol.4. P.69–84. (138, 147, 163, 384, 385, 416)
- Boileau L.J.R., Nieboer E., Richardson D.H.S. 1985a. Uranium accumulation in the lichen *Cladonia rangiferina*. Part 1. Uptake of cationic, neutral, and anionic forms of the uranyl ion // *Canad. J. Bot.* Vol.63, № 3. P.384–389. (60, 121, 138, 163, 385, 416)
- Boileau L.J.R., Nieboer E., Richardson D.H.S. Uranium accumulation in the lichen *Cladonia rangiferina*. Part 2. Toxic effects of cationic, neutral, and anionic forms of the uranyl ion // *Canad. J. Bot.* Vol.63, № 3. P.390–397. (84, 138, 163, 385, 416)

- Book S.A., Connolly G.E., Longhurst W.M. 1972. Fallout ^{137}Cs accumulation in two adjacent populations of northern California deer // *Health Phys.* Vol.22, № 4. P.379–385. (216, 398)
- Boonpragob K., Fox C.A., Nash T.H. 1989. Seasonal deposition patterns of acidic ions and ammonium to the lichen *Ramalina menziesii* Tayl. in Southern California // *Environ. Experim. Bot.* Vol.29, № 2. P.187–197. (57, 82)
- Bossew P., Ichikawa M., Mraz G., Wallner G., Wenisch A. 2000. Radiological investigations in the surroundings of Bilibino, Chukotka, Russia // *J. Environ. Radioact.* Vol.51, № 3. P.299–319. (190, 249–251, 255, 409)
- Brady P.V., Dorn R.I., Brazel A.J., Clark J., Moore R.B., Glidewell T. 1999. Direct measurement of the combined effects of lichen, rainfall, and temperature on silicate weathering // *Geochimica et Cosmochimica Acta.* Vol.63, № 19–20. P.3293–3300. (92)
- Bretten S., Gaare E., Skogland T., Steinnes E. 1992. Investigations of radiocaesium in the natural terrestrial environment in Norway following the Chernobyl accident // *Analyst.* Vol.117, № 3. P.501–503. (286, 411)
- Bretten S., Gaare E., Skogland T., Steinnes E. 1993. Investigations of radiocesium in the alpine ecosystems in Norway following the Chernobyl accident // *Environmental radioactivity in the Arctic and Antarctic.* Ostersas. P.291–295. (292–294)
- Brodo I.M. 1964. Field studies of the effects of ionizing radiation on lichens // *Bryologist.* Vol.67, № 1. P.76–87. (110–112, 131)
- Brodo I.M. 1965. Studies of growth rates of corticolous lichens on Long Island, New York // *Bryologist.* Vol.68, № 4. P.451–456. (95)
- Brodo I.M. 1973. Substrate ecology // *The Lichens.* — New York, London: Academic Press. P.401–441. (52, 55)
- Brown D.H., Beckett R.P. 1984. Uptake and effect of cations on lichen metabolism // *Lichenologist.* Vol.16, № 2. P.173–188. (61, 84)
- Brown D.H., Beckett R.P. 1985. The role of the cell wall in the intracellular uptake of cations by lichens // *Lichen physiology and cell biology.* — New York and London: Plenum Press. P.247–258. (61)
- Brown D.H., Slingsby D.R. 1972. The cellular location of lead and potassium in the lichen *Cladonia rangiformis* (L.) Hoffm. // *New Phytologist.* Vol.71. P.297–305. (61, 62, 64)
- Bruteig I.E. 1993a. The epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* as a biomonitor of atmospheric nitrogen and sulphur deposition in Norway // *Environ. Monit. Assess.* Vol.26, № 1. P.27–47. (82)
- Burns P.A., Cooper M.B., Johnston P.N., Martin L.J., Williams G.A. 1994. Determination of the ratios of ^{239}Pu and ^{240}Pu to ^{241}Am for nuclear weapons test sites in Australia // *Health Phys.* Vol.67, № 3. P.226–232. (414)
- Butin H. 1954. Physiologisch-ökologische Untersuchungen über den Wasserhaushalt und die Photosynthese bei Flechten // *Biol. Zentralb.* Bd 73, № 9–10. S.459–502. (46)
- Caniglia G., Chiovaro S., Nascimbene J. 2000. Preliminary data in prealps and in dolomites (north-east Italy) on lichens as radioactivity bioaccumulators // *The Fourth IAL symposium, Progress and problems in lichenology at the turn of the millennium.* Barcelona: Universitat de Barcelona. P.117. (411)

- Carignan J., Garipey C. 1995. Isotopic composition of epiphytic lichens as a tracer of the sources of atmospheric lead emissions in southern Quebec, Canada // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Vol.59, № 21. P.4427–4433. (81)
- Carlberg G.E., Ofstad E.B., Drangsholt H., Steinnes E. 1983. Atmospheric deposition of organic micropollutants in Norway studied by means of moss and lichen analysis // *Chemosphere*. Vol.12, № 3. P.341–356. (82)
- Chant L.A., Andrews H.R., Cornett R.J., Koslowsky V., Milton J.C.D., van den Berg G.J., Verburg T.G., Wolterbeek H.T. 1996. ^{129}I and ^{36}Cl concentrations in lichens collected in 1990 from three regions around Chernobyl // *Applied Radiation and Isotopes*. Vol.47, № 9/10. P.933–937. (137, 269, 270)
- Chettri M.K., Sawidis T., Karataglis S. 1997a. Lichens as a tool for biogeochemical prospecting // *Ecotoxicol. Environ. Safety*. Vol.38, № 3. P.322–335. (50)
- Chettri M.K., Sawidis T., Zachariadis G.A., Stratis J.A. 1997b. Uptake of heavy metals by living and dead *Cladonia* thalli // *Environ. Experim. Bot.* Vol.37, № 1. P.39–52. (50)
- Chibowski S., Reszka M. 2001. Investigation of Lublin town environment contamination by radionuclides and heavy metals with application of Parmeliaceae lichens // *J. Radioanal. Nuclear Chem.* Vol.247, № 2. P.443–446. (142, 147, 148, 305, 411)
- Cislaghi C., Nimis P.L. 1997. Lichens, air-pollution and lung cancer // *Nature* (London). Vol.387, № 6623. P.463–464. (14)
- Clark B.M., Mangelson N.F., St.-Clair L.L., Rees L.B., Bench G.S., Southon J.R. 2000. Measurement of age and growth-rate in the crustose saxicolous lichen *Caloplaca trachyphylla* using C-14 accelerator mass-spectrometry // *Lichenologist*. V.32, № 4. P.399–403. (94)
- Collins C.R., Farrar J.F. 1978. Structural resistances to mass transfer in the lichen *Xanthoria parietina* // *New Phytologist*. Vol.81. P.71–83. (62)
- Cowan D.A., Green T.G.A., Wilson A.T. 1979. Lichen metabolism. 1. The use of tritium labelled water in studies of anhydrobiotic metabolism in *Ramalina celastri* and *Peltigera polydactyla* // *New Phytologist*. Vol.82. P.489–503. (106, 135)
- Crete M., Lefebvre M.A., Zikovskiy L., Walsh P. 1992. Cadmium, lead, mercury and cesium-137 in fruticose lichens of Northern Quebec // *Sci. Total Environ.* Vol.121. P.217–230. (378, 380)
- Cummings S.L., Jenkins J.H., Fendley T.T., Bankert L., Bedrosian P.H., Porter C.R. 1971. Cesium-137 in white-tailed deer as resultated to vegetation and soils of the southeastern United States // *Radionuclides in ecosystems. Proceedings of the 3rd national symposium on radioecology, May 10–12, 1971. Oak Ridge, Tennessee*. Vol.1. P.123–128. (215)
- Cuny D., van Haluwyn C., Shirali P., Zerimech F., Jürfme L., Haguener J.M. 2004. Cellular impact of metal trace elements in terricolous lichen *Diploschistes muscorum* (Scop.) R. Sant. — identification of oxidative stress biomarkers. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol.152, № 1–4. P.55–69. (87, 132)
- Czehura S.J. 1977. A lichen indicator of copper mineralization, Lights Creek district, Plumas County, California // *Econ. Geol.* Vol.72. P.796–803. (85)
- Dahlgaard H., Eriksson M., Nielsen S.P., Joensen H.P. 2004. Levels and trends of radioactive contaminants in the Greenland environment // *Sci. Total Environ.* Vol.331. P.53–67. (286)

- Daillant O., Kirchner G., Pigr e G., Porstendorfer J. 2004. Lichens as indicators of tritium and radiocarbon contamination // *Sci. Total Environ.* Vol.323, № 1–3. P.253–262. (62, 136, 137)
- Danesi P.R., Markowicz A., Chinea-Cano E., Burkart W., Salbu B., Donohue D., Ruedenauer F., Hedberg M., Vogt S., Zahradnik P., Ciurapinski A. 2003. Depleted uranium particles in selected Kosovo samples // *J. Environ. Radioact.* Vol.64, № 2–3. P.143–154. (164)
- Dayan F.E., Romagni J.G. 2002. Lichens as potential source of pesticides // *Pesticides outlook.* Vol.12, № 6. P.229–232. (100)
- Degelius G. 1964. Biological studies of the epiphytic vegetation on twigs of *Fraxinus excelsior* // *Acta Horti Gotoburgensis.* Vol.27, № 3. P.11–55. (95)
- Demleitner S., Kraus J., Franz G. 1992. Synthesis and antitumour activity of sulfoalkyl derivatives of curdlan and lichenan // *Carbohydr. Res.* Vol.226, № 2. P.247–252. (133)
- Di Lella L.A., Frati L., Loppi S., Protano G., Riccobono F. 2003. Lichens as biomonitors of uranium and other trace elements in an area of Kosovo heavily shelled with depleted uranium rounds // *Atmosph. Environ.* Vol.37, № 38. P.5445–5449. (166–168)
- Dibben M.J. 1971. Whole lichen culture in a phytotron // *Lichenologist.* Vol.5. P.1–10. (88)
- Dietz R., Riget F., Cleemann M., Aarkrog A., Johansen P., Hansen J.C. 2000. Comparison of contaminants from different trophic levels and ecosystems // *Sci. Total Environ.* Vol.245, № 1–3. P.221–231. (208, 286, 300)
- van Dobben H.F. 1993. Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity [Vegetatie als monitor voor depositie van stikstof en zuur]. Rijksuniversiteit te Utrecht, Utrecht. 214 p. (52, 82)
- van Dobben H.F., ter Braak C.J.F. 1998. Effects of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in the Netherlands — the pitfalls of biological monitoring // *Atmosph. Environ.* Vol.32, № 3. P.551–557. (82)
- van Dobben H.F., Wolterbeek H.T., Wamelink G.W.W., ter Braak C.J.F. 2001. Relationship between epiphytic lichens, trace elements and gaseous atmospheric pollutants // *Environ. Pollut.* Vol.112. P.163–169. (84)
- Dongarra G., Varrica D. 1998. The presence of heavy metals in air particulate at Vulcano Island (Italy) // *Sci. Total Environ.* Vol.212, № 1. P.1–9. (163, 385)
- Dowdall M., Gerland S., Lind B. 2003. Gamma-emitting natural and anthropogenic radionuclides in the terrestrial environment of Kongsfjord, Svalbard // *Sci. Total Environ.* Vol.305, № 1–3. P.229–240. (145, 153, 286, 294)
- Doyle P., Fletcher W.K., Brink V.C. 1973. Trace element content of soils and plants from the Selwyn Mountains, Yukon and Northwest Territories // *Canad. J. Bot.* Vol.54, № 3. P.421–427. (52)
- Durante M., Pugliese M. 2002. Estimates of radiological risk from depleted uranium weapons in war scenarios // *Health Phys.* Vol.82, № 1. P.14–20. (164)
- Dyke A.S. 1990. A lichenometric study of Holocene rock glaciers and Neoglacial moraines, Frances Lake map area, southeastern Yukon Territory and Northwest Territories // *Bulletin Geological Survey of Canada, Ottawa.* Vol.394. P.1–33. (97)
- Eberhardt L.L. 1964. Variability of the strontium-90 and caesium-137 burden of native plants and animals // *Nature (London).* Vol.204, № 4955. P.238–240. (218)

- Eberhardt L. L., Hanson W. C. 1969. A simulation model for an Arctic food chain // Health Phys. Vol.17, № 6. P.793–806. (218, 400)
- Eckl P., Hofmann, Türk R. 1986. Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms // Radiat. Environ. Biophys. Vol.25, № 1. P.43–54. (144, 154–156, 199–201, 221, 225–227, 311, 405, 409, 410)
- Eckl P., Türk R., Hofmann W. 1984. Natural and man-made radionuclide concentrations in lichens at several locations in Austria // Nordic J. Bot. Vol.4, № 4. P.521–524. (138, 143, 144, 154, 198–200, 221, 224, 225, 404, 405)
- Eckl P., Türk R., Hofmann W. 1984a. Anreicherung natürlich und künstlich radioaktiver Spurenelemente in Flechten und Pilzen // Jahrb. Univers. Salzburg 1981–1983. Salzburg. S.227–239. (138, 143, 198, 221, 405)
- Edwards R.Y., Soos J., Ritcey R.W. 1960. Quantitative observations on epidendric lichens used as food by caribou // Ecology. Vol.41, № 3. P.425–431. (93)
- Egilli E., Topcuoglu S., Kut D., Kirbasoglu C., Esen N. 2003. Heavy metals and radionuclides in lichens and mosses in Thrace, Turkey // Bull. Environ. Contamin. Toxicol. Vol.70, № 3. P.502–508. (145, 156, 376)
- Eldridge D.J. 2000. Ecology and management of biological soil crusts: recent developments and future challenges // Bryologist. Vol.103, № 4. P.742–747. (88)
- Eldridge D.J., Zaady E., Shachak M. 2000. Infiltration through three contrasting biological soil crusts in patterned landscapes in the Negev, Israel // Catena. Vol.40, № 3. P.323–336. (88)
- Elkin B.T., Bethke R.W. 1995. Environmental contaminants in caribou in the Northwest Territories, Canada // Sci. Total Environ. Vol.160/161. P.307–321. (412)
- Ellis K.E., Smith J.N. 1987. Dynamic model for radionuclide uptake in lichen // J. Environ. Radioact. Vol.5, № 3. P.185–208. (64, 69, 77, 221, 241)
- Erbsich F.H. 1974. Lichens of the Enterprise radiation forest // The Enterprise, Wisconsin, radiation forest: pre-irradiation ecological studies. USAEC Report TID-26113. P.47–53. (112, 133)
- Erbsich F.H. 1977. Effects of chronic gamma irradiation on the lichen *Parmelia sulcata* Tayl. // The Enterprise, Wisconsin, radiation forest: radioecological studies. USAEC Report TID-26113-2. P.25–34. (112, 113)
- Erbsich F.H. 1978. Effect of chronic gamma radiation on *Parmelia subaurifera* in the Enterprise radiation forest // Bryologist. Vol.81, № 1. P.137–143. (112, 113, 132)
- Erbsich F.H., Kalosis J.J. 1973. Initial observations of the effects of gamma radiation on oxygen consumption, ³²P uptake and phycobiont of *Cladonia sylvatica* (L.) Hoffm. // Radiat. Bot. Vol.13, № 6. P.361–367. (116, 117, 417)
- Erbsich F.H., Ligon J.B., Mathena D.E. 1977. Measurement of tensile strength of *Cladonia podetia* // Bryologist. Vol.80, № 3. P.524–527. (121)
- Erdman J.A., Gough L.P. 1977. Variation in the element content of *Parmelia chlorochroa* from the Powder River Basin of Wyoming and Montana // Bryologist. Vol.80, № 2. P.292–303. (53)
- Erdman J.A., Gough L.P., White R.W. 1977. Calcium oxalate as source of high ash yields in terricolous lichen *Parmelia chlorochroa* // Bryologist. Vol.80, № 2. P.334–339. (51)
- Eriksson O. 1990. ¹³⁷Cs in forage plants vital to reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) in northern Sweden // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural

- environment. [Proceedings of the workshop on the transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment organized by the Commission of European Communities, the Italian Directorate for nuclear safety and health protection (ENEA-DISP) and the Regional Centre for agricultural experimentation of Friuli-Venezia Giulia Region (GRSA) and held at the Villa Maun, Passarion (Udine), Italy, 11–15 September, 1989]. — London, NY: Elsevier. P.194–201. (286, 297, 298, 411)
- Eriksson O., Jones B.-E.V., Raunistola T. 1991. Radiocesium contamination and the reindeer // The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme on environmental radiology. Stockholm: The Swedish Radiation Protection Institute. P.401–424. (77, 104, 188, 189, 286, 298, 411)
- Ertl L. 1951. Über die Lichtverhältnisse in Laubflechten // *Planta*. Bd 39, № 3. S.245–270. (46)
- Faegri K. 1980. Growth in an *Ochrolechia androgyna* thallus 1961–1979 // *Lichenologist*. V.12. P.248–250. (95)
- Fahselt D. 1997. Efflux of uranium from four macrolichens due to aqueous washing // *Coenoses*. Vol.12, № 2. P.77–81. (75, 79, 121, 138, 416)
- Fahselt D., Wu T.-W., Mott B. 1995. Trace element patterns in lichens following uranium mine closures // *Bryologist*. Vol.98, № 2. P.228–234. (69, 138, 148, 163, 385)
- Farrar J.F. 1976a. The lichen as an ecosystem: observation and experiment // *Lichenology: progress and problems*. — Academic Press: London, New York, San Francisco. P.385–406. (39)
- Farrar J.F. 1976b. Ecological physiology of the lichen *Hypogymnia physodes*. I. Some effects of constant water saturation // *New Phytologist*. Vol.77. P.93–103. (48)
- Farrar J.F. 1976c. Ecological physiology of the lichen *Hypogymnia physodes*. II. Effects of wetting and drying cycles and the concept of “physiological buffering” // *New Phytologist*. Vol.77. P.105–113. (48)
- Farrar J.F. 1976d. The uptake and metabolism of phosphate by the lichen *Hypogymnia physodes* // *New Phytologist*. Vol.77. P.127–134. (58, 61)
- Farrar J.F., Smith D.C. 1976. Ecological physiology of the lichen *Hypogymnia physodes*. III. The importance of the rewetting phase // *New Phytologist*. Vol.77. P.115–125. (88)
- Feige G.B., Jahnke S., Niemann L. 1988. Tschernobyl belastet uns weiter // *Essener Universitäts Berichte*. № 2. S.8–14. (410)
- Feige G.B., Niemann L., Jahnke S. 1990. Lichens and mosses — silent chronists of the Chernobyl accident // *Contributions to Lichenology in Honour of A. Henssen / Bibliotheca Lichenologica*. Bd 38. P.63–77. (65, 74, 79, 107, 121, 299, 312–314, 322–324, 327, 328, 331, 334, 412)
- Ferris J.M., Jeffree R.A., Prince K.E., Hoffman E., Heijnis H. 1995. Plutonium immobilization by lichens at Meralinga, a former nuclear test site in semi-arid South Australia // *Environmental Impact Radioact. Release: Proc. Int. Symp.*, Vienna 8–12 May, 1995. Vienna. P.710–712. (130, 406)
- Fraiture A., Guillitte O., Lambinon J. 1990. Interest of fungi as bioindicators of the radioccontamination // *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment*. [Proceedings of the workshop on the Transfer of radionuclides in

- natural and semi-natural environment organized by the Commission of European Communities, the Italian Directorate for nuclear safety and health protection (ENEA-DISP) and the Regional Centre for agricultural experimentation of Friuli-Venezia Giulia Region (GRSA) and held at the Villa Maun, Passarion (Udine), Italy, 11–15 September, 1989]. London, NY: Elsevier. P.477–481. (325, 411)
- France R.L., Svoboda J., Taylor H.W. 1993. Latitudinal distribution of cesium-137 fallout in 1990 on *Saxifraga oppositifolia* from Ellesmere Island, Canada // *Canad. J. Bot.* Vol.71, № 5. P.708–711. (378, 412)
- Fränzel S., Markert B. 2000. The biological system of the elements (BSE). Part II: a theoretical model for establishing the essentiality of chemical elements. The application of stoichiometric network analysis to the biological system of the elements // *Sci. Total Environ.* Vol.249, № 1–3. P.223–241. (52)
- Frechou C., Calmet D. 2003. ^{129}I in the environment of the La Hague nuclear fuel reprocessing plant — from sea to land // *J. Environ. Radioact.* Vol.70, № 1–2. P.43–59. (331, 389, 390)
- Frey E. 1959. Flechtenflora und -vegetation des Nationalparks im Unterengadin. II. Teil: Die Entwicklung der Flechtenvegetation auf photogrammetrisch kontrollierten Dauerflächen // *Ergeb. der wiss. Untersuch. des schweiz. Nationalparks, N.F.* Bd 6(41). S. 237–319. (93–95)
- Friedl T., Büdel B. 1996. Photobionts // *Biology of lichens.* Oxford: Acad. Press. P.8–23. (41, 42)
- Friedmann E.I. 1982. Endolithic microorganisms in the Antarctic cold desert // *Science.* Vol.215. P.1045–1053. (92)
- Gaare E. 1987. The Chernobyl (U.S.S.R.) accident: can lichens be used to characterize a radiocesium contaminated range? // *Rangifer.* Vol.7, № 2. P.46–50. (286, 411, 412)
- Gaare E. 1990. Lichen content of radiocesium after the Chernobyl accident in mountains in southern Norway // *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment.* [Proceedings of the workshop on the Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment organized by the Commission of European Communities, the Italian Directorate for nuclear safety and health protection (ENEA-DISP) and the Regional Centre for agricultural experimentation of Friuli-Venezia Giulia Region (GRSA) and held at the Villa Maun, Passarion (Udine), Italy, 11–15 September, 1989]. London, NY: Elsevier. P.492–501. (286, 289–291)
- Gaare E., Staaland H. 1994. Pathways of fallout radiocaesium via reindeer to man // *Nordic Radioecology. The Transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man.* Elsevier: Amsterdam. P.303–334. (286, 291, 292)
- Galvan J., Rodriguez C., Ascaso C. 1981. The pedogenic action of lichens in metamorphic rocks // *Pedobiologia.* Vol.21. P.60–73. (92)
- Gamble J.F. 1971. A proposed mechanism for the recycling of radiocesium in Florida soil plant systems // *Radionuclides in ecosystems.* Proceedings of the 3rd national symposium on radioecology, May 10–12, 1971. Oak Ridge, Tennessee. Vol.1. P.133–139. (216)
- Gannutz T.P. 1970. A study of the lichens of an irradiated rain forest // *A tropical rain forest. A study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico.* Oak Ridge:

- Division of Technical Information, U.S. Atomic Energy Commission. P.D227–D231. (114, 131, 132, 417)
- Gannutz T.P. 1972. Effects of gamma radiation on lichens. I. Acute gamma radiation on lichen algae and fungi // *Radiat. Bot.* Vol.12, № 5. P.331–338. (120, 417)
- Garner J.A., Jenkins J.H. 1991. High radiocesium levels in granite outcrop vegetation and reductions through time // *Health Phys.* Vol.60, № 4. P.533–538. (215, 216, 220, 404)
- Garty J. 1990. Re-establishment of lichens on chalk rocks after a forest fire // *Fire in Ecosystem Dynamics*. The Hague: SPB Acad. Publ. P.77–84. (130, 406)
- Garty J. 1993. Lichens as biomonitors for heavy metal pollution // *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Weinheim etc.: VCH, P.193–263. (52, 55)
- Garty J. 2000a. Environment and elemental content of lichens // *Trace elements — their distribution and effects in the environment*. Elsevier Science B.V. P.245–276. (52, 55)
- Garty J. 2000b. Trace metals, other chemical elements and lichen physiology: research in the nineties // *Trace elements — their distribution and effects in the environment*. Elsevier Science B.V. P.277–322. (52, 55)
- Garty J., Galun M., Kessel M. 1979. Localization of heavy metals and other elements accumulated in the lichen thallus // *New Phytologist*. Vol.82, № 2. P.159–168. (53, 62, 64)
- Gastberger M., Pausch G., Türk R., Hofmann W. 1998. Long term study of ^{137}Cs in lichens at different locations in Austria // *Sauteria*. Bd 9. S.273–280. (76, 77, 200, 311, 314, 315, 411)
- Gauslaa Y., Solhaug K.A. Fungal melanins as a sun screen for symbiotic green algae in the lichen *Lobaria pulmonaria* // *Oecologia*. Vol.126, № 4. P.462–471. (74)
- Gedeonov A. D., Kuleshova I.N., Petrov E.R., Savopulo M.L., Shkroev V.Y., Shuvalov B.N., Alexeev V.G., Arkhipov V.I., Burtsev I.S. 1997. Plutonium in soils, bottom sediments and lichen near peaceful nuclear explosion sites in the Republic of Sakha (Yakutia) // *J. Radioanal.Nuclear Chem.* Vol.221, № 1–2. P.85–92. (241)
- Gedeonov A.D., Petrov E.R., Alexeev V.G., Kuleshova I.N., Savopulo M.L., Burtsev I.S., Shkroev V.Y., Arkhipov V.I. 2002. Residual radioactive contamination at the peaceful underground nuclear explosion sites «Craton-3» and «Crystal» in the Republic of Sakha (Yakutia) // *J. Environ. Radioact.* Vol.60, № 1–2. P.221–234. (239–242, 407)
- van Gelder E., Lambotte J.M., Lambinon J., Kirschmann R. 1988. Impact des retombées provenant de l'accident de Tchernobyl les bioindicateurs végétaux utilisés en routine dans la surveillance radioécologique // 4th International Symposium on Radioecology, Cadarache, 14–18 March, 1988. Cadarache. P.A51–A58. (253, 255)
- Giannardi C., Dominici D. 2003. Military use of depleted uranium: assessment of prolonged population exposure // *J. Environ. Radioact.* Vol.64, № 2–3. P.227–236. (164)
- Godoy J.M., Schuch L.A., Nordemeann D.J.R., Reis V.R.G., Ramalho M., Recio J.C., Brito R.R.A., Olech M.A. 1998. ^{137}Cs , $^{226,228}\text{Ra}$, ^{210}Pb and ^{40}K concentrations in Antarctic soil, sediment and selected moss and lichen samples // *J. Environ. Radioact.* Vol.41, № 1. P.33–45. (146, 382)

- Golubev A.V., Belovodsky L.F., Golubeva V.N., Kosheleva T.A., Kuznetsova V.F., Mavrin S.V., Surano K., Hoppes W. 2002. Application of lichens for assessment of atmospheric pollution by tritium // *Fusion Science and Technology*. Vol.41, № 3. P.409–412. (12, 106, 134–136, 409)
- Golubev A.V., Golubeva V.N., Krylov N.G., Kuznetsova V.F., Mavrin S.V., Aleinikov A.Y., Hoppes W., Surano K. 2003. Using of lichen as a bio-monitor of atmosphere pollution by uranium // *Environmental Informatics Archives*. Vol.1. P.614–618. (138, 163, 409, 416)
- Gorham E. 1959. A comparison of lower and higher plants as accumulators of radioactive fall-out // *Canad. J. Bot.* Vol.37, № 2. P.327–329. (21, 397)
- Gough L.P., Erdman J.A. 1977. Influence of a coal-fired powerplant on the element content of *Parmelia chlorochroa* // *Bryologist*. Vol.80, № 3. P.492–501. (163)
- Goyal R., Seaward M.R.D. 1981. Metal uptake in terricolous lichens. I. Metal localization within the thallus // *New Phytologist*. Vol.89, № 4. P.631–645. (50)
- Goyal R., Seaward M.R.D. 1982. Metal uptake in terricolous lichens. II. Effects on the morphology of *Peltigera canina* and *Peltigera rufescens* // *New Phytologist*. Vol.90. № 1. P.73–84. (50)
- Gries C., Nash T.H., Kesselmeier J. 1994. Exchange of reduced sulfur gases between lichens and the atmosphere // *Biogeochemistry*. Vol.26, № 1. P.25–39. (90)
- Gries C., Romagni J.G., Nash T.H., Kuhn U., Kesselmeier J. 1997. The relation of H₂S release to SO₂ fumigation of lichens // *New Phytologist*. Vol.136, № 4. P.703–711. (90)
- Gries C., Sanz M.-J., Nash T.H. 1995. The effect of SO₂ fumigation on CO₂ gas exchange, chlorophyll degradation in different lichen species from western North America // *Cryptogamic Bot.* Vol.5, № 3. P.239–246. (90)
- Guillitte O., de Brabant B., Gasia M.C. 1990a. Use of mosses and lichens for the evaluation of the radioactive fallout, deposits and flows under forest-cover // *Memoires de la Societe Royale de Botanique de Belgique*. Vol.12. P.89–99. (325–327, 411)
- Guillitte O., Kirchmann R., van Gelder E., Hurtgen C. 1990b. Radionuclides fallout on lichens and mosses and their leaching by rain in a forest ecosystem // *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment*. [Proceedings of the workshop on the Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment organized by the Comission of European Communities, the Italian Directorate for nuclear safety and health protection (ENEA-DISP) and the Regional Centre for agricultural experimentation of friuln-Venezia Giulia Region (GRSA) and held at the Villa Maun, Passariono (Udine), Italy, 11–15 September, 1989]. London, NY: Elsevier. P.110–117. (76, 253, 255, 403, 411)
- Guillitte O., Melin J., Wallberg L. 1994. Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem // *Sci. Total Environ.* Vol.157. P.207–215. (91, 103, 298, 411)
- Guimond R.J., Hardin J.M. 1989. Radioactivity released from phosphate-containing fertilizers and from gypsum // *Radiat. Phys. Chem.* Vol.34, № 2. P.309–315. (32)
- Haas J.R., Bailey E.H., Purvis O.W. 1998. Bioaccumulation of metals by lichens: uptake of aqueous uranium by *Peltigera membranacea* as a function of time and pH // *Amer. Mineralogist*. Vol.83, № 11–12. P.1494–1502. (60, 74, 121, 138, 401, 416)

- Hakulinen R. 1966. Über die Wachstumsgeschwindigkeit einiger Laubflechten // Ann. Bot. Fenn. Vol.3. P.167–179. (95, 96)
- Hale M.E. 1973. Growth // The Lichens. New York, London: Academic Press. P.473–492. (93, 95, 96)
- Hale M.E. 1974. The biology of the lichens. 2d editon. Baltimore: Edward Arnold. 181 p. (43)
- Hallbauer D.K., Jahns H.M. 1977. Attack of lichens on quartzitic rock surfaces // Lichenologist. Vol.9. P.119–122. (92)
- Hallbauer D.K., Jahns H.M., Beltman H.A. 1977. Morphological and anatomical observations on some Precambrian plants from the Witwatersrand, South Africa // Geol. Rundschau. Vol.66, № 2. P.477–491.(131)
- Hamilton E.I. 1989. Terrestrial radiation — an overview // Radiat. Phys. Chem. Vol.34, № 2. P.195–212. (30)
- Handley R., Overstreet R. 1968. Uptake of carrier-free ^{137}Cs by *Ramalina reticulata* // Plant Physiol. Vol.43. P.1401–1405. (61)
- Hanson W.C. 1967a. Cesium-137 in Alaskan lichens, caribou and eskimos // Health Phys. Vol.13. P.383–389. (178, 398)
- Hanson W.C. 1967b. Radioecological concentration processes characterizing arctic ecosystems // Radioecological concentration Processes. Proceedings of International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford: Pergamon Press. P.183–191. (178, 218, 398)
- Hanson W.C. 1971. Fallout radionuclide distribution in lichen communities near Thule // Arctic. Vol.24. P.269–276. (178)
- Hanson W.C. 1972. Plutonium in lichen communities of the Thule, Greenland region during the summer of 1968 // Health Phys. Vol.22, № 1. P.39–42. (69, 178, 235, 236, 242–244)
- Hanson W.C. 1976. Studies of transuranic elements in Arctic ecosystems // Radioecology and Energy Resources. Strousburg, Pa, USA: Dowden, Hutchinson and Ross. P.29–39. (207, 211, 212, 236, 399, 413)
- Hanson W.C. 1980. Transuranic elements in arctic tundra ecosystems // Transuranic elements in the environment. Springfield, Virginia. P.441–458. (65)
- Hanson W.C. 1982. ^{137}Cs concentrations in northern Alaskan Eskimos, 1962–79: effects of ecological, cultural and political factors // Health Phys. Vol.42, № 4. P.433–447. (178)
- Hanson W.C., Palmer H.E. 1965. Seasonal cycle of ^{137}Cs in some Alaskan natives and animals // Health Phys. Vol.11, № 12. P.1401–1406. (178)
- Hanson W.C., Watson D.G., Perkins R.W. 1967. Concentration and retention of fallout radionuclides in Alaskan arctic ecosystems // Radioecological Concentration Processes. Proceedings of International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford etc: Pergamon Press. P.233–245. (137, 145, 146, 157, 173, 174, 178, 209–211, 227, 228)
- Hardy E.P., Krey P.W., Volchok H.L. 1973 Global inventory and distribution of fallout plutonium // Nature (London). Vol.241, № 5390. P.444–445. (243)
- Harley J.H. 1980. Plutonium in the environment — a review // J. Radiat. Res. Vol.21, № 1. P.83–104. (35, 243, 409, 413)
- Häsänen E., Miettinen J.K. 1966. Gamma emitting radionuclides in subarctic vegetation during 1962–64 // Nature (London). Vol.212, № 5060. P.379–382. (171, 178, 192)

- Hausman E.H. 1948. Measurements of the annual growth rate of two species of lichens // Bull. Torrey Bot. Club. Vol.75. P.116–117. (94)
- Hawksworth D. L. 1988. The variety of fungal — algal symbioses, their evolutionary significance, and the nature of lichens // Botan. J. Linnean Soc. Vol.96, № 1. P.3–20. (41)
- Hawksworth D.L., Hill D.J. 1984. The lichen-forming fungi. Blackie, Glasgow and London. 158 p. (43)
- Hawksworth D.L., Rose F. 1976. Lichens as pollution monitors // Studies in Biology. № 66. P.1–60. (14)
- Heinrich G. 1987. Zur radioaktiven Belastung verschiedener Pflanzen in Graz nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl // Mitteil. Naturwissensch. Verein. Steiermark. Bd 117. S.7–25. (299, 311, 312, 319, 320)
- Heinrich G., Gries A., Müller H., Oswald K. 1989a. Drei Jahre nach Tschernobyl // Mitteil. Naturwissensch. Verein. Steiermark. Bd 119. S.5–13. (143, 319)
- Heinrich G., Müller H. J., Oswald K., Gries A. 1989b. Natural and artificial radionuclides in selected Styrian soils and plants before and after the reactor accident in Chernobyl // Biochem. Physiol. Pflanzen. Bd 185, № 1. S.55–67. (143, 154, 201, 202, 316, 317, 320)
- Heinrich G., Müller H., Oswald K., Wolking F. 1989c. Natürliche und Tschernobylverursachte Radionuklide in einigen Wasser- und Landpflanzen in Steiermark und Karnten // Phytion [Austria]. Bd 29, № 1. S.61–68. (143, 154, 319)
- Heinrich G., Oswald K., Müller H.J. 1999. Lichens as monitors of radiocesium and radiostrontium in Austria // J. Environ. Radioact. Vol.45, № 1. P.13–27. (138, 143, 203, 320–322)
- Heinrich G., Remele K. 2002. Biomonitoring radionuclide deposition with lichens // Protocols in Lichenology. Culturing, Biochemistry, Ecophysiology and Use in Biomonitoring. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. P.425–457. (29, 103, 105–107, 396, 419)
- Heinrich G., Willfurth K., Gries A., Müller H., Oswald K., Schulte R. 1993. Kontamination in verschiedenen Ökosystemen nach Tschernobyl // Untersuchungen über die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl in der Steiermark. Graz. S. 131–139. (91, 103, 311, 317)
- Higuchi H., Fukatsu H., Hashimoto T., Nonaka N., Yoshimizu K., Omine M., Takano N., Abe T. 1988. Radioactivity in surface air and precipitation in Japan after the Chernobyl accident // J. Environ. Radioact. Vol.6. P.131–144. (412)
- Hill C.R. 1965. Polonium-210 in man // Nature (London). Vol.208, № 5009. P.423–428. (158, 178)
- Hill D.J. 1994. The nature of the symbiotic relationship in lichens // Endeavour. Vol.18, № 3. P.96–103. (38)
- Hirayama T., Fujikawa F., Kasahara T., Otsuka M., Nishida N., Mizuno D. 1980. Antitumor activities of some lichen products and their degradation products // Yakugaki Zasshi. Vol.100. P.755–759. (133)
- Hoffmann G.R. 1972. The accumulation of cesium-137 by cryptogams in a *Liriodendron tulipifera* forest // Bot. Gaz. Vol.133, № 2. P.107–119. (115, 116, 121, 122)
- Hofmann W., Attarpour N., Türk R. 1988. Verteilung von Caesium-137 in Wald-Ökosystemen im Bundesland Salzburg (Österreich) // FIW-Symposium 1988:

- Waldsterben in Österreich — Theorien, Tendenzen, Therapien. 27. und 28. Oktober 1988. Wien: Universität für Bodenkultur. S. 269–271. (263, 410)
- Hofmann W., Attarpour N., Lettner H., Türk R. 1993. ^{137}Cs concentrations in lichens before and after the Chernobyl accident // *Health Phys.* Vol.64, № 1. P.70–73. (138, 142, 143, 201–203, 315–319, 405, 410)
- Holleman D.F., Luick J.R., Whickler F.W. 1971. Transfer of radiocesium from lichen to reindeer // *Health Phys.* Vol.21, № 5. P.657–666. (178, 285)
- Holleman D.F., Luick J.R., White R.G. 1979. Lichen intake estimates for reindeer and caribou during winter // *J. Wildlife Manag.* Vol.43, № 1. P.192–201. (213, 285)
- Holleman D.F., White R.G., Allaye-Chan A.C. 1990. Modelling of radiocesium transfer in the lichen-reindeer/caribou-wolf food chain // *Rangifer. Spec. Iss.* № 3. P.39–42. (285)
- Holm E., Persson R.B.R. 1975. Fall-out plutonium in Swedish reindeer lichens // *Health Phys.* Vol.29, № 1. P.43–51. (69, 71, 72, 232–234, 243, 412)
- Holm E., Persson R.B.R. 1976. Transfer of fall-out plutonium in the food-chain lichen reindeer man // *Transuranium nuclides in the environment. Proceedings of a Symposium, San Francisco 17–21 November 1975.* Vienna: IAEA. Vol.29. P.435–445. (178, 243, 412)
- Holm E., Persson R.B.R. Radiochemical studies of ^{241}Pu in Swedish reindeer lichen // *Health Phys.* 1977. Vol.33, № 5. P.471–473. (69, 178, 232–234, 412)
- Holm E., Persson R.B.R. 1978a. Biophysical aspects of ^{241}Am and ^{241}Pu in the environment // *Radiat. Environ. Biophys.* Vol.15, № 3. P.261–276. (412)
- Holm E., Persson R.B.R. 1978b. Global fallout of curium // *Nature (London).* Vol.273, № 5660. P.289–290. (403, 412–414)
- Holm E., Rioseco J. 1987. ^{99}Tc -99 in the sub-arctic food chain lichen-reindeer-man // *J. Environ. Radioact.* Vol.5, № 5. P.343–357. (65, 69, 71, 74, 222–224, 227, 412, 414)
- Holm E., Rioseco J., Pettersson H. 1992a. Fallout of transuranium elements following the Chernobyl accident // *J. Radioanal. Nuclear Chem., Articles.* Vol.156, № 1. P.183–200. (412)
- Holm E., Roos P., Skwarzec B. 1992b. Radioanalytical studies of fallout Ni-63 // *Applied Radiat. Isotopes.* Vol.43, № 1/2. P.371–376. (412)
- Holtzman R.B. 1963. Measurement of the natural contents of RaD (^{210}Pb) and RaF (^{210}Po) in human bone — estimates of whole-body burdens // *Health Phys.* Vol.9. P.385–400. (178)
- Holtzman R.B. 1966. Natural levels of lead-210, polonium-210 and radium-226 in humans and biota of the Arctic // *Nature (London).* Vol.210, № 5041. P.1094–1097. (158, 178)
- Honegger R. 1998. The lichen symbiosis — what is so spectacular about it? // *Lichenologist.* Vol.30, № 3. P.193–212. (38, 41)
- Honegger R. 2001. The symbiotic phenotype of lichen-forming *Ascomycetes* // *The Mycota IX. — Fungal Associations.* Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. Vol.9. P.165–188. (40, 41)
- Hovenden M. 1997: Effects of a rapid, unseasonal rewetting event on mineral location in Antarctic lichens // *New Phytologist.* Vol.137, № 2. P.241–246. (88)

- Hultengren S., Martinsson P.O., Steinström J. 1991. Lavar och luftforenigar kanslig-hetsklassing och indexberäkning av epifytiska lavar // Swedish Environmental Protection Agency, Solna. Report 3967. 58 p. (47)
- Huneck S. 2001. New results on the chemistry of lichen substances // Fortschritte der Chemie organischer Naturstoffe / Eds. W. Herz, H. Falk, G.W. Kirby, R.E. Moore. Springer: Wien, New York. Vol.81. P.1–276. (38, 131, 133)
- Hutchinson-Benson E., Svoboda J., Taylor H.W. 1985. The latitudinal inventory of ^{137}Cs in vegetation in topsoil in northern Canada, 1980 // Canad. J. Bot. Vol.63. P.784–791. (97, 218, 398, 399)
- Huturowicz J. 1964. Badania nad scybkoscia wzrostu plech niektórych gatunkow porostow. Cz. 2 // Zesz. Nauk. Wyzszej szkoly roln. Olsztynie. Vol.17, № 4. P.571–594. (95, 96)
- Hvinden T., Lillegraven A. 1961. Cesium-137 and strontium-90 in precipitation, soil and animals in Norway // Nature (London). Vol.192, № 4808. P.1144–1146. (177, 192, 288, 397)
- Ichimasa M., Ichimasa Y., Yagi Y., Kou R., Suzuki M., Akita Y. 1989. Oxidation of atmospheric molecular tritium in plant leaves, lichens and mosses // J. Radiat. Res. Vol.30. P.323–329. (135)
- Ichimasa M., Kou R., Yagi Y., Ichimasa Y., Akita Y. 1988. Oxidation of tritium gas by lichen and moss // J. Radiat. Res. Vol.29, № 1. P.60. (135)
- Ichimasa M., Suzuki M., Obayashi H., Sakuma Y., Ichimasa Y. 1999. In-vitro determination of oxidation of atmospheric tritium gas in vegetation and soil in Ibaraki and Gifu, Japan // J. Radiat. Res. Vol.40, № 3. P.243–251. (135)
- Ingemansson T., Erlandsson B., Mattsson S. 1983. Studies of activation products in the terrestrial environments of three Swedish nuclear power stations // Environ. Pollut., Ser. B. Vol.5, № 1. P.17–33. (252, 253, 409)
- Ingemansson T., Mattsson S., Erlandsson B. 1981. Sewage sludge — a positive indicator for radionuclids released to the atmosphere from nuclear power plants // Health Phys. Vol.41, № 6. P.815–822. (251, 252, 409)
- Ingólfssdóttir K., Lee S.K., Bhat K.P.L., Lee K., Chai H.B., Kristinsson H., Song L.L., Gills J., Gudmundsdóttir J.T., Mata-Greenwood E., Jang M.S., Pezzuto J.M. 2000. Evaluation of selected lichens from Iceland for cancer chemopreventive and cytotoxic activity // Pharmaceutical Biol. Vol.38, № 4. P.313–317. (133)
- Inсарov G., Schroeter B. 2002. Lichen monitoring and climate change // Monitoring with lichens — monitoring lichens: Proceedings of the NATO advanced research workshop on lichen monitoring, Wales, United Kingdom, 16–23 August, 2000. Dordrecht etc.: Kluwer Academic Publ. P.183–201. (14)
- Jaakkola T. 1967. ^{55}Fe and stable iron in some environmental samples in Finland // Radioecological Concentration Processes. Proceedings of International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford etc: Pergamon Press. P.247–251. (54, 171)
- Jaakkola T. 1975. Accumulation, distribution and decrease rate of iron-55 in reindeer in Finnish Lapland // Proceedings of 1st International reindeer and caribou symposium. Fairbanks. P.80–93. (171)
- Jaakkola T., Miettinen J.K., Tulikoura J., Mussalo H. 1975. The plutonium foodchain lichen-reindeer-man // Abstracts of the 3rd European Congress of the International

- Radiation Protection Association, Amsterdam, The Netherlands, 13–16 May 1975. Amsterdam. 3 p. (234, 235)
- Jackson W.B., Carpenter M.L. 1969. Radioisotope cycling in terrestrial communities at Eniwetok atoll // Symposium on radioecology. Second national symposium, Held at Ann Arbor, Michigan, May 15–17, 1967. CONF-670503, USAEC. P.644–651. (129)
- Jaros W. 1964. The influence of cavernous microclimate on the variability of the lichen *Lepraria crassissima* // Acta Biol. Cracow. Ser. Bot. Vol.7, № 1. P.89–105. (46)
- Jaworski Z. 1966. Temporal and geographical distribution of radium D (lead-210) // Nature (London). Vol.212, № 5065. P.886–889. (152, 153, 218, 398)
- Jeran Z., Byrne A.R., Batic F. 1995. Transplanted epiphytic lichens as bioindicators of air-contamination by natural radionuclides around the Zirovski vrh uranium mine, Slovenia // Lichenologist. Vol.27, № 5. P.375–385. (103, 153, 334, 385, 416)
- Jia G., Belli M., Sansone U., Rosamilia S., Ocone R., Gaudino S. 2002. Determination of uranium isotopes in environmental samples by alpha-spectrometry // J. Radioanal. Nuclear Chem. Vol.253, № 3. P.395–406. (156, 333, 334, 411)
- Jones B.-E.V. 1989. Managing a radioactive fallout: the Swedish experience after Chernobyl // British Veter. J. Vol.145, № 3. P.220–225. (286, 411)
- Jones B.-E.V., Eriksson O., Nordkvist M. 1989. Radiocesium uptake in reindeer on natural pasture // Sci. Total Environ. Vol.85. P.207–212. (104, 219, 286, 403)
- Jones B.-E.V., Eriksson O., Nordkvist M. 1990. Radiocesium metabolism in reindeer // Rangifer. Spec. Issue 3. P.45–48. (286)
- Jones D. 1988. Lichens and pedogenesis // CRC Handbook of Lichenology. CRC Press, Inc., Boca Raton. V. 3. P.109–124. (50, 55, 92)
- Jones D., Wilson M.J., Laundon J.R. 1982. Observations on the location and form of lead in *Stereocaulon vesuvianum* // Lichenologist. Vol.14, № 3. P.281–286. (62)
- Jones J.M., Platt R.B. 1969. Effects of ionizing radiation, climate, and nutrition on growth and structure of a lichen *Parmelia conspersa* (Ach.) Ach. // Symposium on Radioecology. Second National Symposium, Held at Ann Arbor, Michigan, May 15–17, 1967. CONF-670503, USAEC. P.111–119. (112, 131)
- Jorgensen P.M. 1991. Difficulties in lichen nomenclature // Mycotaxon. Vol.40. P.497–501. (40)
- Kahn B. 1971. Radionuclides in the environment at nuclear power stations // Radionuclides in ecosystem. Proceedings of the 3rd national symposium on radioecology, May 10–12, 1971. Oak Ridge, Tennessee. Vol.1. P.30–36. (37, 246)
- Kasama T., Murakami T., Ohnuki T., Purvis O.W. 2001. Effects of lichens on uranium migration // Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol.663. P.683–690. (76)
- Kasama T., Murakami T., Ohnuki T., Purvis O.W. 2002. Chemical changes of minerals trapped in the lichen *Trapelia involuta*: Implication for lichen effect on mobility of Uranium and toxic metals // J. Nuclear Sci. Techn., Suppl. 3. P.943–945. (76)
- Katz S. 2002. Beneficial uses of plant pathogens: anticancer and drug agents derived from plant pathogens // Canad. J. Plant Pathology. Vol.24, № 1. P.10–13. (133)
- Kauppi M. 1980. Fluorescence microscopy and microfluorometry for the examination of pollution damage in lichens // Ann. Bot. Fenn. V.17, № 2. P.163–173. (53)
- Kauppi M. 1993. The gathering of lichens as a trade // Aquilo, Ser. Bot. Vol.31. P.89–91. (100)

- Kauranen P., Miettinen J.K. 1967. ^{210}Po and ^{210}Pb in environmental samples in Finland // Radioecological Concentration Processes. Proceedings of International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford etc: Pergamon Press. P.275–280. (162, 178, 415)
- Kauranen P., Miettinen J.K. 1969. ^{210}Po and ^{210}Pb in the arctic food chain and the natural radiation exposure of Lapps. Health Phys. Vol.16, № 3. P.287–295. (178)
- Kelly B.C., Gobas A.P.C. 2001. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in lichen-caribou-wolf food chains of Canada's central and western Arctic // Environ. Sci. Technol. Vol.35. P.325–334. (83)
- Kershaw K.A. 1985. Physiological ecology of lichens. — London: Cambridge University Press. 293 p. (69)
- Kershaw K.A., Nieboer E., Webber C.E., Looney J.H.H., Stetsko P.J. 1989. Pre-development distribution patterns of cesium-137, uranium and companion elements in lichen heath near Baker Lake, N.W.T. Ottawa, Ministry of Indian Affairs and Northern Development. Vol.63. 42 p. (145, 159, 208)
- Kershaw K.A., Rose W.R. 1971. Studies on lichen-dominated systems. 1. The water relations of *Cladonia alpestris* in spruce-lichen woodland in northern Ontario // Canad. J. Bot. Vol.49. P.1389–1399 (87)
- Kirchner G., Daillat O. 2002. The potential of lichens as long-term biomonitors of natural and artificial radionuclides // Environ. Pollut. Vol.120, № 1. P.145–150. (148, 256–258)
- Klement O. 1951. Der ökologische Zeigerwert der Flechten in the Forstwirtschaft // Forstarchiv. № 9–10. S. 138–140. (46)
- Knops J.M.H., Nash T.H., Boucher V.L., Schlesinger W.H. 1991. Mineral cycling and epiphytic lichens — implications at the ecosystem level // Lichenologist. Vol.23, № 3. P.309–321. (53, 90)
- Knops J.M.H., Nash T.H., Schlesinger W.H. 1996. The influence of epiphytic lichens on the nutrient cycling of an oak woodland // Ecol. Monogr. Vol.66, № 2. P.159–179. (50, 90)
- Koranda J.J., Martin J.K. 1971. Gamma-emiting radionuclides in Alaskan environments 1967–1970 // Radionuclides in ecosystem. Proceedings of the 3rd national symposium on radioecology, May 10–12 1971. Oak Ridge, Tennessee. Vol.1. P.81–107. (77, 146, 174, 212, 213, 229, 230)
- Köse A., Topcuoglu S., Varinlioglu A., Kopya A., Azar A., Uzun O., Karal H. 1994. The levels of cesium radionuclides in lichens in the eastern Black Sea area of Turkey // Toxicol. Environ. Chem. Vol.45, № 3–4. P.221–224. (374–376, 411)
- Koskinen A. 1955. Über die Kryptogamen der Bäume, besonders die Flechten, im Gewassergebiet des Paijanne sowie an den Flüssen Kalajoki, Lestijoki und Pyhajoki. Floristische, soziologische und ökologische Studie I. — Privately published, printed by Mercatorprin Kirjapaino. Helsinki. 176 p. (99)
- Koyama M., Takahashi K., Chou T.C., Darzynkiewicz Z., Kapuscinski J., Kelly T.R., Wantanabe K.A. 1989. Intercalating agents with covalent bond forming capability. A novel type of potential anticancer agents. 2. Derivatives of chrysophanol and emodin // J. Medicinal Chem. Vol.32. P.1594–1599. (133)
- Kraner I., Grill D. 1997. Desiccation and the subsequent recovery of cryptogamites that are resistant to drought // Phyton [Austria]. Vol.37, № 3. P.139–150. (88)

- Kranner I., Zorn M., Turk B., Wornik S., Beckett R.R., Batic F. 2003. Biochemical traits of lichens differing in relative desiccation tolerance // *New Phytologist*. Vol.160, № 1. P.167–176. (88)
- Krawczyk J., Krawczyk A. 2001. Radioaktywnosc porostow w puszczy Augustowskiej // *Acta Universitatis Wratislaviensis. Prace Botaniczne*. Wroclaw. № 2317, Vol.79 (LXXIX). P.161–167. (141, 142, 304, 305, 402, 411)
- Kreuzer W., Schauer T. 1972. The vertical distribution of ^{137}Cs in *Cladonia rangiferina* and *C. silvatica* // *Svensk Bot. Tidskr.* Vol.66, № 3. P.226–238. (65, 67, 68, 74, 401)
- Kuziel S. 1973. The ratio of K to Ca in thalli of several species of lichens occurring on various trees // *Acad. Soc. Bot. Poloniae*. Vol.42. P.63–71. (56)
- Kwapulinski J., Seaward M.R.D., Bylinska E.A. 1985a. Caesium-137 content of *Umbilicaria* species, with particular reference to altitude // *Sci. Total Environ*. Vol.41, № 2. P.125–133. (197, 221, 301, 405, 416)
- Kwapulinski J., Seaward M.R.D., Bylinska E.A. 1985b. Uptake of radium-226 and radium-228 by the lichen genus *Umbilicaria* // *Sci. Total Environ*. Vol.41, № 2. P.135–141. (197, 402, 405, 416)
- Lang G.E., Reiners W.A., Heier R.K. 1976. Potential alteration of precipitation chemistry by epiphytic lichens // *Oecologia*. Vol.25. P.229–241. (56)
- Lange O.L. 1953. Hitze- und Trockenresistenz der Flechten in Beziehung zu ihrer Verbreitung // *Flora*. Bd 140. S. 9–97. (47)
- Lange O.L. 1954. Einige Messungen zum Warmehaushalt poikilohydrer Flechten und Moose // *Arch. Meteorol., Geophysik. und Bioklimatol.*, ser. B: Allg. und biol. Klimatol. Bd 5, № 2. S.182–190. (47)
- Lange O.L. 1992. Pflanzenleben unter Stress: Flechten als Pioniere der Vegetation an Extremstandorten der Erde. *Rostra Universitatis Wirceburgensis*. 59 S. (48, 49, 87)
- Lange O.L., Ziegler H. 1963. Der Schwermetallgehalt von Flechten aus dem Acarosporium sinopicae auf Erzschlackenhalden des Harzes. I. Eisen und Kupfer // *Mitteil. Florist-soziologische Arbeitsgemeinschaft, N.F.* Bd 10. S.156–183. (55, 63, 85)
- Larson D.W., Kershaw K.A. 1976. Studies on lichen-dominated systems. XVIII. Morphological control of evaporation in lichens // *Canad. J. Bot.* Vol.54, № 17. P.2061–2073. (88)
- Lawrey J.D. 1977. Trace element accumulation by plant species from a coal strip-mining area in Ohio // *Bull. Torrey Bot. Club*. Vol.104. P.368–375. (63)
- Lawrey J.D., Rudolph E.D. 1975. Lichen accumulation of some heavy metals from acidic surface substrates of coal mine ecosystems in southeastern Ohio // *Ohio J. Sci.* Vol.75. P.113–117. (54)
- Lechowicz M.J., Adams M.S. 1974. Ecology of *Cladonia* lichens. II. Comparative physiological ecology of *C. mitis*, *C. rangiferina*, and *C. uncialis* // *Canad. J. Bot.* Vol.52, № 2. P.411–422. (94)
- Lee M.H., Lee C.W. 2001. Characteristics of cumulative deposition of fallout Pu in environmental samples collected in South Korea // *Plutonium in environment*. Edited Proceedings of the Second Invited International Symposium, November 9012 1999. Amsterdam etc.: Elsevier. P.329–346. (377)
- Levi H.W. 1991. Radioactive deposition in Europe after the Chernobyl accident and its long-term consequences // *Ecol. Res.* Vol.6. P.201–216. (261, 269, 301, 411)

- Liden K. 1961. Cesium-137 burdens in Swedish lapplanders and reindeer // *Acta Radiologica*. Vol.56, № 4. P.237–240. (177, 397)
- Liden K., Gustafsson M. 1967. Relationships and seasonal variation of ^{137}Cs in lichen, reindeer and man in northern Sweden 1961–1965 // *Radioecological concentration processes. Proceedings of International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966*. Oxford etc: Pergamon Press. P.193–208. (76, 178, 193-197, 403)
- Lindahl P., Roos P., Eriksson M., Holm E. 2004. Distribution of Np and Pu in Swedish lichen samples (*Cladonia stellaris*) contaminated by atmospheric fallout // *J. Environ. Radioact.* Vol.73, № 1. P.73–85. (295, 296)
- Lindsay D.C. 1973. Probable introductions of lichens to South Georgia // *Brit. Antarctic Surv. Bull.* Vol.33–34. P.169–172. (101)
- Link S.O., Nash T.H. 1984. An analysis of an Arctic lichen community with respect to slope on silicious rocks at Anaktuvuk Pass, Alaska // *Bryologist*. Vol.87, № 1. P.162–166. (97)
- Linkola K. 1918. Messungen über den jährlichen Längenzuwachs einiger *Parmelia*- und *Parmeliopsis*-Arten // *Meddel. Soc. Fauna et Flora Fenn.* Vol.44. P.153–158. (94, 95)
- Linsalata P. 1989. Exposure to long-lived members of the uranium and thorium decay chains // *Radiat. Phys Chem.* Vol.34, № 2. P.241–250. (30)
- Livens F.R., Horrill A.D., Singleton D.L. 1991. Distribution of radiocesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe // *Health Phys.* Vol.60, № 4. P.539–545. (294, 411)
- Longton R.E. 1988. *Biology of polar bryophytes and lichens*. Cambridge: Cambridge University Press. 391 p. (99)
- Looney J.H.H., Kershaw K.A., Nieboer E., Webber C., Stetsko P.I. 1985. The distribution of uranium and companion elements in lichen heath associated with undisturbed uranium deposits in the Canadian Arctic // *Lichen Physiology and Cell Biology*. Plenum Press, New York and London. P.193–209. (138, 416)
- Looney J.H.H., Webber C.E., Nieboer E., Stetsko P.I., Kershaw K.A. 1986. Interrelationships between concentrations of ^{137}Cs and various stable elements in three lichen species // *Health Phys.* Vol.50, № 1. P.148–152. (208, 379, 416)
- Loppi S., Riccobono F., Zhang Z.H., Savic S., Ivanov D., Pirintsos S.A. 2003. Lichens as biomonitors of uranium in the Balkan area // *Environ. Pollut.* Vol.125, № 2. P.277–280. (167, 169, 408)
- Lounamaa K.J. 1965. Studies on the content of iron, manganese and zinc in macrolichens // *Ann. Bot. Fenn.* Vol.2. P.127–137. (54, 55)
- Lowe B.G. 1978. Levels of ^{137}Cs in soils and vegetation of West Malaysia // *Health Phys.* Vol.34, № 5. P.439–444. (207)
- Macdonald C.R., Ewing L.L., Elkin B.T., Wiewel A.M. 1996. Regional variation in radionuclide concentrations and radiation dose in caribou (*Rangifer tarandus*) in the Canadian Arctic: 1992–94 // *Sci. Total Environ.* Vol.182, № 1–3. P.53–73. (412)
- MacNair M.R., Bert V., Huitson S.B., Saumiton-Laprade P., Petit D. 1999. Zinc tolerance and hyperaccumulation are genetically independent characters // *Proc. Royal Soc. London. Ser. B.* Vol.266. P.2175–2179. (87)
- Mahon D.C. 1982. Uptake and translocation of naturally-occurring radionuclides of the uranium series // *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* Vol.29. P.697–703. (138, 416)

- Martin L., Nifontova M., Martin J. 1991. Radionuclides variation in macrolichens in Estonia after the Chernobyl accident // Proc. Estonian Acad. Sci., Ecology. Vol.1, № 1. P.42–51. (182, 190, 269, 273–275, 281)
- Matthews K.M. 1981. The use of lichens in a study of geothermal radon emissions in New Zealand // Environ. Pollut. Ser. A. Vol.24, № 2. P.105–116. (160, 161, 216, 217)
- Mattsson L.J.S. 1972. Sodium-22 in the food chain: lichen-reindeer-man // Health Phys. Vol.23, № 2. P.223–230. (137, 172, 178)
- Mattsson L.J.S. 1975a. ^{137}Cs in the reindeer lichen *Cladonia alpestris*: deposition, retention and internal distribution, 1961–1970 // Health Phys. Vol.28, № 3. P.233–248. (65, 68, 145, 171, 172, 178, 197, 222)
- Mattsson L.J.S. 1975b. Deposition, retention and internal distribution of ^{155}Eu , ^{144}Ce , ^{125}Sb , ^{106}Ru , ^{95}Zr , ^{54}Mn and ^7Be in the reindeer lichen *Cladonia alpestris*, 1961–1970 // Health Phys. Vol.29, № 1. P.27–41. (65, 70, 145, 171, 172, 178, 197, 222)
- McCarroll D., Viles H. 1995. Rock weathering by the lichen *Lecidea auriculata* in an Arctic alpine environment // Earth Surface Processes and Landforms. Vol.20, № 3. P.199–206. (92)
- McCormick J.F. 1970. Patterns of radiation exposure in the tropical rain forest // A Tropical Rain Forest. A Study of Irradiation and Ecology at El Verde, Puerto Rico. Oak Ridge: Division of Technical Information, U.S. Atomic Energy Commission. P.C41–C47. (114)
- McLean J., Purvis O.W., Williamson B.J., Bailey E.H. 1998. Role for lichen melanins in uranium remediation // Nature (London). Vol.391, № 6668. P.649–650. (74, 132, 138, 401, 416)
- Meyerhof D., Marshall H. 1990. The non-agricultural areas of Canada and radioactivity // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment. [Proceedings of the workshop on the Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environment organized by the Commission of European Communities, the Italian Directorate for nuclear safety and health protection (ENEA-DISP) and the Regional Centre for agricultural experimentation of Friuli-Venezia Giulia Region (GRSA) and held at the Villa Maun, Passarion (Udine), Italy, 11–15 September, 1989]. London, NY: Elsevier. P.48–55. (378, 412)
- Mietelski J.W. 2001. Plutonium in the environment of Poland (review) // Plutonium in environment. Edited Proceedings of the Second Invited International Symposium, November 9–12 1999. Amsterdam etc.: Elsevier. P.401–412. (306)
- Mietelski J.W., Gaca P., Olech M.A. 2000. Radioactive contamination of lichens and mosses collected in South Shetlands and Antarctic Peninsula // J. Radioanal. Nuclear Chem. Vol.245, № 3. P.527–537. (76, 146, 382, 383, 402)
- Miettinen J.K. 1967. Concentration of ^{137}Cs and ^{55}Fe through food chains in arctic and subarctic regions // Radioecological concentration Processes. Proceedings of International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford: Pergamon Press. P.257–274. (178)
- Miettinen J.K. 1976. Plutonium in foodchains // Environmental toxicity of aquatic radionuclides. Models and Mechanisms. Ann Arbor Science, the University of Rochester: Rochester, New York. P.29–43. (234, 235, 243)
- Miettinen J.K., Häsänen E. 1967. ^{137}Cs in Finnish Lapps and other Finns in 1962–6 // Radioecological concentration processes. Proceedings of International Symposium

- held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford etc: Pergamon Press. P.221–231. (178, 191, 192, 218, 400)
- Migaszewski Z.M. 1999. Determining organic compound ratios in soils and vegetation of the Holy Cross Mts, Poland // Water, Air, and Soil Pollut. Vol.111, № 1–4. P.123–138. (83)
- Mitchell P.I., Holm E., Vintro L.L., Condren O.M., Roos P. 1998. Determination of the $^{243}\text{Cm}/^{244}\text{Cm}$ ratio alpha-spectrometry and spectral deconvolution in environmental-samples exposed to discharges from the nuclear-fuel cycle // Applied Radiat. Isotopes. Vol.49, № 9–11. P.1283–1288. (412)
- Monna F., Aiuppa A., Varrica D., Dongarra G. 1999. Pb isotope composition in lichens and aerosols from eastern Sicily: insights into the regional impact of volcanoes on the environment // Environ. Sci. Technol. Vol.33, № 15. P.2517–2523. (415)
- Muir D.C.G., Segstro M.D., Welbourn P.M., Toom D., Eisenreich S.J., MacDonald C.R., Whelpdale D.M. 1993. Patterns of accumulation of airborne organochlorine contaminants in lichens from the Upper Great Lakes region of Ontario // Environ. Sci. Technol. Vol.27, № 6. P.1201–1210. (82)
- Muir P.S., Shirazi A.M. 1996. Effects of formaldehyde-enriched mists on *Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco and *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. // Environ. Pollut. Vol.94, № 2. P.227–234. (83)
- Nash T.H. 1972. Simplification of the Blue Mountain lichen communities near a zinc factory // Bryologist. Vol.75, № 3. P.315–324. (83)
- Nash T.H. 1975. Influence of effluents from a zinc factory on lichens // Ecol. Monogr. Vol.45, № 2. P.183–198. (83, 84)
- Nash T.H. 1989. Metal tolerance in lichens // Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. — Boca Raton: CRC Press, Inc. P.119–131. (57, 80)
- Nash T.H. (ed.). 1996. Lichen Biology. Cambridge: Cambridge University Press. 303 p. (51, 53, 57, 80, 85–87, 89, 90, 93)
- Nash T.H., Dibben M.J. 1979. On the ethics of group lichen collecting // Intern. Lichenol. Newsletter. Vol.12, № 1. P.1–3. (100)
- Nash T.H., Moser T.J. 1982. Vegetational and physiological patterns of lichens in North American deserts // J. Hattori Bot. Lab. Vol.53. P.331–336. (48)
- Nedic O., Stankovic A., Stankovic S. 1999. Organic cesium carrier(s) in lichen // Sci. Total Environ. Vol.227, № 2–3. P.93–100. (64, 334, 402)
- Nedic O., Stankovic A., Stankovic S. 2000. Specificity of lichen species in respect to ^{137}Cs binding // Int. J. Environ. Analyt. Chem. Vol.76, № 4. P.311–318. (65, 402)
- Nedic O., Stankovic A., Stankovic S., Kraincanic M. 1995. Chemical localization of ^{137}Cs in the lichen *Cetraria islandica* // Arch. Environ. Contamin. Toxicol. Vol.29, № 3. P.380–383. (64, 402)
- Neuvstrueva M.A., Ramzaev P.V., Moiseer A.A., Ibatullin M.S., Teplykh L.A. 1967. The nature of ^{137}Cs and ^{90}Sr transport over the lichen-reindeer-man food chain // Radioecological concentration Processes. Proceedings of International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford: Pergamon Press. P.209–215. (65, 66, 69, 178, 218, 400)
- Nieboer E., Lavoie P., Sasseville R.L.P., Puckett K.J., Richardson D.H.S. 1976a. Cation-exchange equilibrium and mass balance in the lichen *Umbilicaria muhlenbergii* // Canad. J. Bot. Vol.54, № 8. P.720–723. (61)

- Nieboer E., Padovan D., Lavoie P., Richardson D.H.S. 1984. Anion accumulation by lichens. 2. Competition and toxicity studies involving arsenate, phosphate, sulphate and sulphite // *New Phytologist*. Vol.96, № 1. P.83–93. (57)
- Nieboer E., Puckett K.J., Grace B. 1976b. The uptake of nickel by *Umbilicaria muhlenbergii*: a physicochemical process // *Canad. J. Bot.* Vol.54, № 8. P.724–733. (61)
- Nieboer E., Puckett K.J., Richardson D.H.S., Tomassini F.D., Grace B. 1977. Ecological and physiological aspects of the accumulation of heavy metals and sulphur in lichens // *Proceedings of International Conference on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Ontario, Canada, Oct. 27–31, 1975. Toronto*. Vol.2, Part 1. P.331–351. (61)
- Nieboer E., Richardson D.H.S. 1981. The replacement of the nondescript term “heavy metals” by a biologically and chemically significant classification of metal ions // *Environ. Pollut., Ser. B*. Vol.1, № 1. P.3–26. (51, 57, 81)
- Nieboer E., Richardson D.H.S., Boileau L.J.R., Beckett P.J., Lavoie P., Padovan D. 1982. Lichens and mosses as monitors of industrial activity associated with uranium mining in northern Ontario, Canada — Part 3: Accumulation of iron and titanium and their mutual dependence // *Environ. Pollut., Ser. B*. Vol.4. P.181–192. (138, 416)
- Nieboer E., Richardson D.H.S., Tomassini F.D. 1978. Mineral uptake and release by lichens: an overview // *Bryologist*. Vol.81, № 2. P.226–246. (50, 55, 57, 62)
- Niemann L., Jahnke S., Feige G.B. 1989. Radioaktive Kontamination von Pflanzen und Boden nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl // *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Essen)*. Bd 18. S.873–882. (411)
- Nifontova M. 1995. Radionuclides in the moss-lichen cover of tundra communities in the Yamal Peninsula // *Sci. Total Environ.* Vol.160/161. P.749–752. (184–186, 277–279)
- Nifontova M. 1998. Bioaccumulation of radionuclides in lichens and mosses // *Sauteria*. Bd 9. S.323–329. (190, 191, 281, 282)
- Nifontova M.G., Ravinskaya A.P., Shapiro I.A. 1995. Effect of acute gamma radiation on some physiological features of lichens // *Lichenologist*. Vol.27, № 3. P.215–224. (116, 117, 417)
- Nimis P.L. 1996. Radiocaesium in plants of forest ecosystems // *Studia Geobot.* Vol.15. P.3–49. (77, 411)
- Nimis P.L., Giovani C., Padovani R. 1990. On the ways of expressing radiocaesium contamination in plants for radioecological research // *Studia Geobot.* Vol.10. P.71–80. (104)
- Nöske O., Lauchli A., Lange O.L., Vieweg G.H., Ziegler H. 1970. Konzentration und Lokalisierung von Schwermetallen in Flechten der Erzschlackenhalde des Harzes // *Vorträge aus dem Gesamtgebiet der Botanik, N.F. [Deutsch. Bot. Ges.]*. Bd 4. S. 67–79. (63, 64, 85)
- Nylander W. 1866. Les lichens du jardin du Luxembourg // *Bull. de la Soc. Bot. France*. V.13, № 1. P.1–19. (15)
- Odum E.P. 1956. Consideration of the total environment in power reactor waste disposal // *Proceedings of the International Conference on the Peaceful Use of the Atomic Energy, Held in Geneva 8 August – 20 August 1955. New York: United Nations*. Vol.13. P.350–353. (18)

- Odum E.P. 1959. Fundamentals of ecology. 2-nd ed. Philadelphia, London: W.B. Sanders Company. 546 p. (18, 395)
- Odum E.P. 1965. Feedback between radiation ecology and general ecology // Health Phys. Vol.11. P.1257–1262. (20)
- Odum H.T. 1970. The El Verde study area and rain forest systems of Puerto Rico. // A Tropical Rain Forest. A Study of Irradiation and Ecology at El Verde, Puerto Rico. Oak Ridge: Division of Technical Information, U.S. Atomic Energy Commission. P.B3–B32. (113)
- Odum H.T., Drewry G. 1970. The cesium source at El Verde. // A Tropical Rain Forest. A Study of Irradiation and Ecology at El Verde, Puerto Rico. Oak Ridge: Division of Technical Information, U.S. Atomic Energy Commission. P.C23–C36. (113)
- Odum H.T., Pigeon R.F. (eds.). 1970. A Tropical Rain Forest. A Study of Irradiation and Ecology at El Verde, Puerto Rico. Oak Ridge: Division of Technical Information, U.S. Atomic Energy Commission. (108)
- Ogmundsdottir H.M., Zoega G.M., Gissurarson S.R., Ingolfsdottir K. 1998. Antiproliferative effects of lichen-derived inhibitors of 5-lipoxygenase on malignant cell-lines and mitogen-stimulated lymphocytes // J. Pharmacy and Pharmacology. Vol.50, № 1. P.107–115. (133)
- Outola I. 2003. Effect of industrial pollution on the distribution of Pu and Am in soil and on soil-to-plant transfer of Pu and Am in a pine forest in SW Finland // J. Radioanal. Nuclear Chem. Vol.257, № 2. P.267–274. (82, 393, 394)
- Outola I., Pehrman R., Jaakkola T. 2003. Effect of industrial pollution on the distribution of ¹³⁷Cs in soil and the soil-to-plant transfer in a pine forest in SW Finland // Sci. Total Environ. Vol.303. P.221–230. (82, 393, 394)
- Швстедаль Д.О., Льюис Смит Р.И. 2001. Lichens of Antarctica and South Georgia: a guide to their identification and ecology. Cambridge: Cambridge University Press. 411 p. (49)
- Paatero J., Jaakkola T., Kulmala S. 1998. Lichen (sp. Cladonia) as a deposition indicator for transuranium elements investigated with the Chernobyl fallout // J. Environ. Radioact. Vol.38, № 2. P.223–247. (287, 411)
- Palmer H.E., Hanson W.C., Griffin B.I., Roesch W.C. 1963. Cesium-137 in Alaskan eskimos // Science. Vol.142, № 3588. P.64–66. (178)
- Papastefanou C., Manolopoulou M., Charalambous S. 1988. Radiation measurements and radioecological aspects of fallout from Chernobyl reactor accident // J. Environ. Radioact. Vol.7, № 1. P.49–64. (145, 324)
- Papastefanou C., Manolopoulou M., Sawidis T. 1989. Lichens and mosses: biological monitors of radioactive fallout from the Chernobyl reactor accident // J. Environ. Radioact. Vol.9, № 3. P.199–207. (324, 335, 411)
- Pentecost A. 1979. Aspect and slope preference in a saxicolous lichen community // Lichenologist. Vol.11, № 1. P.81–83. (97)
- Pentecost A., Rose F. 1985. Changes in the cryptogam flora of the Wealden sandrocks, 1688–1984 // Bot. J. Linnean Soc. Vol.90, № 3. P.217–230. (100)
- Pereira E.C., Nascimento S.C., Lima R.C., Silva N.H., Oliveira A.F.M., Bandeira E., Boitard M., Beriel H., Vicente C., Legaz M.E. 1994. Analysis of *Usnea fasciata* crude extracts with antineoplastic activity // Tokai J. Experim. Clinical Medicine. Vol.19, № 1. P.47–52. (133)

- Persson B. 1967. ^{55}Fe from fallout in lichen, reindeer and Lapps // Radioecological concentration processes. Proceedings of International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford etc: Pergamon Press. P.253–258. (172, 178)
- Persson C., Rodhe H., De Geer L.-E. 1987. The Chernobyl accident — a meteorological analysis of how radionuclides reached and were deposited in Sweden // AMBIO. Vol.16, № 1. P.20–31. (261, 285, 301)
- Persson R.B.R. 1968. $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ activity ratio in the biosphere from 1956 until 1966 // Health Phys. Vol.14, № 3. P.241–250. (178, 413)
- Persson R.B.R. 1969. Iron-55 in northern Sweden; relationships and annual variation from 1956 until 1967 in lichen and reindeer as well as uptake and metabolism in man // Health Phys. Vol.16, № 1. P.69–78. (172, 173, 178, 219)
- Persson B.R. 1970. ^{210}Pb atmospheric deposition in lichen carpets in northern Sweden during 1961–1969 // Tellus. Vol.22. P.564–571. (70, 162, 178, 415)
- Persson B.R. 1971. ^{90}Sr in northern Sweden: relationships and annual variations from 1961 to 1969 in lichen, reindeer and man // Health Phys. Vol.20, № 4. P.393–402. (178, 402)
- Phillips H.C. 1963. Growth rate of *Parmelia isidiosa* (Müll. Arg.) Hale // J. Tenn. Acad. Sci. Vol.38, № 3. P.95–96. (96)
- Phillips H.C. 1969. Annual growth rates of three species of foliose lichens determined photographically // Bull. Torrey Botan. Club. Vol.96, № 2. P.202–206. (95)
- Plummer G.L. 1969. Fallout radioisotopes in Georgia lichens // Symposium on Radioecology. Second National Symposium, Ann Arbor, Michigan, May 15–17, 1967. CONF-670503, USAEC. P.571–577. (174, 175, 214, 220, 221, 230, 231, 404)
- Plummer G.L., Helseth F. 1965. Movement and distribution of radionuclides on granite outcrops within the Georgia piedmont // Health Phys. Vol.11, № 12. P.1423–1428. (138, 146, 174, 175, 213, 214, 219, 230, 231, 404)
- Plummer G.L., Moncrief J.M., Jr. 1964. Lichen growth on granitic flatrocks in Georgia // Bull. Georgia Acad. Sci. Vol.22, № 3–4. P.58–63. (94, 95)
- Potter L.D., Barr M. 1969. Cesium-137 concentrations in Alaskan Arctic tundra vegetation, 1967 // Arctic Alpine Res. Vol.1. P.147–153. (178)
- Puckett K.J. 1988. Bryophytes and lichens as monitors of metal deposition // Lichens, Bryophytes and Air Quality. Berlin-Stuttgart : J. Cramer. S.231–267. (50, 80)
- Puckett K.J., Finegan E.J. 1980. An analysis of the element content of lichens from the Northwest Territories, Canada // Canad. J. Bot. Vol.58. P.2073–2089. (81)
- Puckett K.J., Nieboer E., Gorzynski M.J., Richardson D.H.S. 1973. The uptake of metal ions by lichens: a modified ion-exchange process // New Phytologist. Vol.72, № 2. P.329–342. (61)
- Pullum P.A., Erbsch F.H. 1972. Effects of gamma radiation on the lichen *Cladonia verticillata* (Hoffm.) Schaer. // Bryologist. Vol.75, № 1. P.48–53. (117)
- Purvis O.W. 1984. The occurrence of copper oxalate in lichens growing on copper sulphide-bearing rocks in Scandinavia // Lichenologist. Vol.16, № 2. P.197–204. (85, 86)
- Purvis O.W., Bailey E.H., McLean J., Kasama T., Williamson B.J. 2004a. Uranium bisorption by the lichen *Trapelia involuta* at a uranium mine // Geomicrobiology Journal. Vol.21. P.159–167. (74)

- Purvis O.W., Broomhead J.A., Elix J.A., Jones G.C. 1987. The occurrence of copper norstictic acid in lichens from cupriferous substrata // *Lichenologist*. Vol.19, № 2. P.193–203. (86)
- Purvis O.W., Chimonides P.J., Jones G.C., Mikhailova I.N., Spiro B., Weiss D.J., Williamson B.J. 2004b. Lichen biomonitoring near Karabash smelter town, Ural mountains, Russia, one of the most polluted areas in the world // *Proc. Royal Soc. London. Biol. Sci.* Vol.271, № 1536. P.221–226. (123, 386, 394, 416, 418)
- Purvis O.W., Halls C. 1996. A review of lichens in metal-enriched environments // *Lichenologist*. Vol.28, № 6. P.571–601. (55, 85)
- Rhoades F.M. 1977. Growth rates of the lichen *Lobaria oregana* as determined from sequential photographs // *Canad. J. Bot.* V.55, № 16. P.2226–2233. (95)
- Richardson D.H.S. 1993. The physiology of drying and rewetting in lichens.// *Stress Tolerance of Fungi. Mycology Series. Marcel Dekker: New York.* P.275–296. (88)
- Richardson D.H.S. 1995. Metal uptake in lichens // *Symbiosis*. Vol.18, № 2. P.119–127. (57, 61)
- Richardson D.H.S. 1999. War in the world of lichens: parasitism and symbiosis as exemplified by lichens and lichenicolous fungi // *Mycol. Res.* Vol.103, № 6. P.641–650. (38)
- Richardson D.H.S., Kiang S., Ahmadjian V., Nieboer E. 1985. Lead and uranium uptake by lichens // *Lichen physiology and cell biology. New York, London: Plenum Press.* P.227–246. (138, 416)
- Richardson D.H.S., Nieboer E., Lavoie P., Padovan D. 1979. The role of metal-ion binding in modifying the toxic effects of sulfur dioxide on the lichen *Umbilicaria muhlenbergii*.II. ¹⁴C-fixation studies // *New Phytologist*. Vol.82, № 3. P.633–643. (85)
- Richardson D.H.S., Nieboer E., Lavoie P., Padovan D. 1984. Anion accumulation by lichens I. The characteristics and kinetics of arsenate uptake by *Umbilicaria muhlenbergii* // *New Phytologist*. Vol.96, № 1. P.71–82. (57)
- Rickard W.H., Davis J.J., Hanson W.C., Watson D.G. 1965. Gamma-emitting radionuclides in Alaskan tundra vegetation 1959, 1960, 1961 // *Ecology*. Vol.46, № 3. P.352–356. (173, 208, 209, 227)
- Rissanen K., Rahola T. 1989. ¹³⁷Cs concentration in reindeer and its fodder plants // *Sci. Total Environ.* Vol.85. P.199–206. (104, 286, 411)
- Rissanen K., Rahola T. 1990. Radiocesium in lichens and reindeer after the Chernobyl accident // *Rangifer. Special issue № 3.* P.55–61. (65, 68, 104, 286, 288, 412)
- Ritchie C.A., Ritchie J.C., Plummer G.L. 1971. Distribution of fallout cesium-137 in *Cladonia* mounds in Georgia // *Bryologist*. Vol.74, № 3. P.359–362. (65, 68, 69, 215, 401)
- Roos P., Samuelsson Ch., Mattsson S. 1991. ¹³⁷Cs in the lichen *Cladina stellaris* before and after the Chernobyl accident // *The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme on environmental radiology. Stockholm: The Swedish Radiation Protection Institute.* P.389–400. (286, 296, 297, 411)
- Roux C. 1981. Etude ecologique et phytosociologique des peuplements lichéniques saxicolec-calcicoles du sud-est de la France // *Bibliotheca Lichenologica. Vaduz.* Bd 15. 558 S. (55)
- Rudolph T.D. (ed.). 1974. The Enterprise, Wisconsin, Radiation Forest: Pre-radiation ecological studies. U.S. AEC Rep. TID-26113. 1500 p. (108)

- de Ruig W.G., van der Struijs T.D.B. 1992. Radioactive contamination of food sampled in the areas of the USSR affected by the Chernobyl disaster // *Analyst*. Vol.117, № 3. P.545–548. (392)
- Saito Y., Seki R., Kashiwadani H. 2000. Lichens as an indicator of radiocesium in Japan // *The Fourth IAL symposium, Progress and problems in lichenology at the turn of the millennium*. Barcelona: Universitat de Barcelona. P.56. (412)
- Salo A., Miettinen J.K. 1964. Strontium-90 and caesium-137 in arctic vegetation during 1961 // *Nature* (London). Vol.201, № 4925. P.1177–1179. (178, 191, 219, 398)
- Sancho L.G., Pintado A. 2004. Evidence of high annual growth rate for lichens in the maritime Antarctic // *Polar Biology*. Vol.27, № 5. P.312–319. (94, 96)
- Sansone U., Danesi P.R., Barbizzi S., Belli M., Campbell M., Gaudino S., Jia G.G., Ocone R., Pati A., Rosamilia S., Stellato L. 2001. Radioecological survey at selected sites hit by depleted uranium ammunitions during the 1999 Kosovo conflict // *Sci. Total Environ*. Vol.281, № 1–3. P.23–35. (153, 154, 166, 168, 408)
- Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Anisimov V.S., Kuznetsov V.K., Chernyayeva L.G. 1994. Changes on the forms of ¹³⁷Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident // *Sci. Total Environ*. Vol.154, № 1. P.9–22. (34, 54)
- Sarret G., Manceau A., Cuny D., van Haluwyn C., Déruelle S., Hazemann J.-L., Soldo Y., Eybert-Bérard L., Menthonnex J.-J. 1998. Mechanisms of lichen resistance to metallic pollution // *Environ. Sci. Technol*. Vol.32, № 21. P.3325–3330. (87)
- Sawidis T., Heinrich G. 1992. Cesium-137 monitoring using lichens and mosses from northern Greece // *Canad. J. Bot*. Vol.70, № 1. P.140–144. (324, 411)
- Sawidis T., Heinrich G., Chettri M.K. 1997. Cesium-137 monitoring using lichens from Macedonia, northern Greece // *Canad. J. Bot*. Vol.75, № 12. P.2216–2223. (203–206, 324, 335–373, 411)
- Schuller P., Bunzl K., Voigt G., Handl J., Ellies A., Castillo A. 2002. Fallout radiocesium in an Antarctic region: Deposition history, activity densities and vertical transport in soils // *Radiat. Environ. Biophys*. Vol.41. P.295–302. (983)
- Scotter G.W. 1961. Productivity of arboreal lichens and their possible importance to barren-ground caribou (*Rangifer arcticus*) // *Arch. Soc. Zool. Bot. Fenn.* “Vanamo”. Vol.16, № 2. P.155–161. (93)
- Scotter G.W. 1963. Growth rates of *Cladonia alpestris*, *C. mitis* and *C. rangiferina* in the Talston river region, N.W.T. // *Canad. J. Bot*. Vol.41, № 8. P.1199–1202. (94)
- Seaward M.R.D. 1973. Lichen ecology in the Scunthorpe heathlands. 1. Mineral accumulation // *Lichenologist*. Vol.5. P.423–433. (63)
- Seaward M.R.D. 1988. Contribution of lichens to ecosystems // *CRC Handbook of Lichenology*. — Boca Raton: CRC Press Inc. Vol.2. P.107–129. (63, 93)
- Seaward M.R.D. 1992. Lichens, silent witnesses of the Chernobyl disaster. Inaugural Lecture, 3 March 1992. Bradford: University of Bradford. 14 p. (65, 107, 373, 412)
- Seaward M.R.D. 2001. Lichens as monitors of the Chernobyl disaster: a review // *Acta Universitatis Wratislaviensis № 2317. Prace Botaniczne*. Wrocław. T. 79 (LXXIX). P.35–48. (262, 411)
- Seaward M.R.D. 2002. Lichens as monitors of radioelements // *Monitoring with lichens — monitoring lichens: Proceedings of the NATO advanced research work-*

- shop on lichen monitoring, Wales, United Kingdom, 16–23 August, 2000. Dorde-recht etc.: Kluwer Academic Publ. P.85–96. (103, 396, 411, 418)
- Seaward M.R.D., Heslop J.A., Green D., Bylinska E.A. 1988. Recent levels of radio-nuclides in lichens from southwest Poland with particular reference to ^{134}Cs and ^{137}Cs // J. Environ. Radioact. Vol.7, № 2. P.123–129. (98, 301–304, 411)
- Shampine W. J. 1993. Quality assurance and quality control in monitoring programs // Environ. Monit. Assess. Vol.26. P.143–151. (418)
- Sheard J.W. 1986a. Distribution of uranium series radionuclides in upland vegetation of northern Saskatchewan. I. Plant and soil concentration // Canad. J. Bot. Vol.64, № 11. P.2446–2452. (138, 159, 416)
- Sheard J.W. 1986b. Distribution of uranium series radionuclides in upland vegetation of northern Saskatchewan. II. Patterns of accumulation among species and loca-tion // Canad. J. Bot. Vol.64, № 11. P.2453–2463. (138, 162, 163, 385, 416)
- Sheppard M.I., Thibault D.H. 1984. Natural uranium concentrations of native plants over a low-grade ore body // Canad. J. Bot. Vol.62. P.1069–1075. (138, 416)
- Showman R.E. 1976. Seasonal growth of *Parmelia caperata* // Bryologist. Vol.79, № 3. P.360–363. (95)
- Siegel S.M., Daly O. 1968. Responses of *Cladonia rangiferina* to experimental stress factors // Bot. Gaz. V.129, № 4. P.339–345. (116, 417)
- Sipman H.J.M., Aptroot A. 2001. Where are the missing lichens? // Mycol. Res. Vol.105, № 12. P.1433–1439. (43)
- Sisefsky J. 1966. Debris particles from the second Chinese nuclear bomb test // Nature (London). Vol.210, № 5041. P.1143–1144. (34)
- Sloof J.E., Wolterbeek B.T. 1992. Lichens as biomonitors for radiocaesium following the Chernobyl accident // J. Environ. Radioact. Vol.16. P.229–242. (76, 77, 104, 324, 325)
- Smith A.L. 1921. A Handbook of the British Lichens. London: British Museum. 160 p. (92)
- Smith D.C. 1962. The biology of lichen thalli // Biol. Rev. Cambridge Philos. Soc. Vol.37, № 4. P.537–550. (58)
- Smith D.C. 2001. Symbiosis research at the end of the millennium // Hydrobiologia. Vol.461. P.49–54. (38, 41)
- Smith D.C., Douglas A.E. 1987. The biology of symbiosis. London: Edward Arnold. Contemporary biology series. 302 p. (38)
- Smith F.B., Clark M.J. 1986. Radionuclide deposition from the Chernobyl cloud // Nature (London). Vol.322, № 6081. P.690–691. (324, 411)
- Smith J.N., Ellis K.M. 1990. Time dependent transport of Chernobyl radioactivity between atmospheric and lichen phases in Eastern Canada // J. Environ. Radioact. Vol.11. P.151–168. (64, 411)
- Snelgar W.P., Green T.D.A. 1982. Growth rates of *Stictaceae* lichens in New Zealand beech forests // Bryologist. V.85, № 3. P.301–306. (96)
- Snyder J.M., Platt R.B. 1973. The effects of chronic gamma irradiation on the growth of a crustose lichen, *Trapelia ornata* (Sommerfelt) Hertel // Radiat. Bot. Vol.13, № 5. P.269–271. (111)
- Sparrow A. H. 1966. Research use of the gamma field and related radiation facilities at Brookhaven national laboratory // Radiat. Bot. Vol.6, № 5. P.377–405. (108)

- Staaland H., Garmo T.H., Hove K., Pedersen O. 1995. Feed selection and radiocaesium intake by reindeer, sheep and goats grazing alpine summer habitats in southern Norway // *J. Environ. Radioact.* Vol.29, № 1. P.39–56. (289, 411)
- Steiner M. 1965. Wachstums- und Entwicklungsphysiologie der Flechten // *Handbuch der Pflanzenphysiologie.* Berlin etc: Springer Verlag. Bd 15. S. 758–801. (93)
- Steinnes E., Njastad O. 1993. Use of mosses and lichens for regional mapping of ^{137}Cs fallout from the Chernobyl accident // *J. Environ. Radioact.* Vol.21, № 1. P.65–73. (104, 288, 411)
- Stepanenko L.S., Krivoshchekova O.E., Skirina I.F. 2002. Functions of phenolic secondary metabolites in lichens from Far East Russia // *Symbiosis.* Vol.32, № 2. P.119–131. (74)
- Strandberg M. 1994. Radiocaesium in a Danish pine forest ecosystem // *Sci. Total Environ.* Vol.157. P.125–132. (299, 411)
- Strandberg M. 1997. Distribution of ^{137}Cs in a low Arctic ecosystem in West Greenland // *Arctic.* Vol.50, № 3. P.216–223. (208, 286, 299, 300, 411)
- Sukhorukov F.V., Gavshin V.M., Malikova I.N., Kovalev S.I., Malikov Y.I., Romashkin P.A. 2000. Cesium-137 in the environment of the Altay region (Russia) // *Water, Air, and Soil Pollution.* Vol.118. P.395–406. (405)
- Svensson G.K., Liden K. 1965. The transport of ^{137}Cs from lichen to animal to man // *Health Phys.* Vol.11, № 12. P.1393–1400. (178, 192, 193, 398)
- Svoboda J., Taylor H.W. 1979. Persistence of cesium-137 in arctic lichens, *Dryas integrifolia*, and lake sediments // *Arctic and Alpine Res.* Vol.11. P.95–108. (97, 218)
- Syers J.K., Iskandar I.K. 1973. Pedogenic significance of lichens // *The Lichens.* New York, London: Academic Press. P.225–248. (92)
- Szabo A.S. 1993. Radioecology and environmental protection. Budapest: Akademiai kiado. 258 p. (17, 27, 29, 34, 105, 177)
- Takai M., Uehara Y., Beisler J.A. 1979. Usnic acid derivatives as potential antineoplastic agents // *J. Medicinal Chem.* Vol.22. P.1380–1384. (133)
- Takala K., Olkkonen H., Ikonen J., Jaaskelainen J., Puumalainen P. 1985. Total sulphur contents of epiphytic and terricolous lichens in Finland // *Ann. Bot. Fenn.* Vol.22, № 2. P.91–100. (82)
- Taylor H.W., Hutchinson E.A., McInnes K.L., Svoboda J. 1979. Cosmos 954: search for airborne radioactivity on lichen in the crash area, Northwest Territories, Canada // *Science.* Vol.205, № 4413. P.1383–1385. (35, 243, 245, 409)
- Taylor H.W., Hutchison-Benson E., Svoboda J. 1985. Search for latitudinal trends in the effective half-life of fallout ^{137}Cs in vegetation of the Canadian Arctic // *Canad. J. Bot.* Vol.63. P.792–796. (77, 97, 218)
- Taylor H.W., Svoboda J., Henry G.H.R., Wein R.W. 1988. Post-Chernobyl ^{134}Cs and ^{137}Cs levels at some localities in Northern Canada // *Arctic.* Vol.41, № 4. P.293–296. (378–380, 412)
- Tehler A. 1996. Systematics, phylogeny and classification // *Lichen Biology.* Cambridge: University Press. P.217–239. (43)
- Thomas D.J., Tracey B., Marshall H., Norstrom R.J. 1992. Arctic terrestrial ecosystem contamination // *Sci. Total Environ.* Vol.122, № 1–2. P.135–164. (412)

- Thomas P.A., Gates T.E. 1999. Radionuclides in the lichen-caribou-human food-chain near uranium mining operations in Northern Saskatchewan, Canada // *Environ. Health Perspect.* Vol.107, № 7. P.527–537. (159, 160, 380)
- Thomas P.A., Sheard J.W., Swanson S. 1994. Transfer of ^{210}Po and ^{210}Pb through the lichen-caribou-wolf food chain of northern Canada // *Health Phys.* Vol.66, № 6. P.666–677. (159, 380, 415)
- Thomas R.S., Ibrahim S.A. 1995. Plutonium concentrations in lichens of Rocky Flats environs // *Health Phys.* Vol.68, № 3. P.311–319. (388, 389, 408)
- Thomson J.W. 1963. The lichen genus *Physcia* in North America // *Beih. Nova Hedwigia.* Bd 7. S. 1–172. (101)
- Topcuoglu S., van Dawen A.M., Güngör N. 1995. The natural depuration rate of ^{137}Cs radionuclides in a lichen and moss species // *J. Environ. Radioact.* Vol.29, № 2. P.157–162. (373, 374, 411)
- Trembley M.L., Fahselt D., Madzia S. 1997. Localization of uranium in *Cladina rangiferina* and *Cladina mitis* and removal by aqueous washing // *Bryologist.* Vol.100, № 3. P.368–378. (138, 163, 385)
- Triulzi C., Marzano F.N., Vaghi M. 1996. Important alpha-emitting, beta-emitting and gamma-emitting radionuclides in lichens and mosses collected in different world areas // *Annali di Chimica.* Vol.86, № 11–12. P.699–704. (235, 288, 324, 331, 377, 378, 381, 383)
- Triulzi C., Noonis F., Marzano F.N., Mori A., Casoli A., Vaghi M. 1991. Presence of radionuclides in biotic and abiotic matrices collected in the environment around the Italian base in Antarctica // *Annali di Chimica.* Vol.81, № 9–10. P.549–561. (146, 383)
- Trotet G. 1970. Recherches sur la nutrition des lichens. Premiers resultants // *Rev. Bryol. et Lichenol.* 1968–1969. Vol.36, № 3–4. P.733–736. (56)
- Tscherkezian V., Galushkin B., Goryachenkova T., Kashkarov L., Liul A., Roschina I., Rumiantsev O. 1995. Forms of contamination of the environment by radionuclides after the Toms accident (Russia, 1993) // *J. Environ. Radioact.* Vol.27, № 2. P.133–139. (36)
- Tschermak-Woess E. 1988. The algal partner // *CRC Handbook of Lichenology* / Ed. M. Galun. — Boca Raton: CRC Press, Inc. Vol.1. P.39–92. (40)
- Tsikritzis L.I., Ganatsios S.S., Duliu O.G., Sawidis T.D. 2003. Natural and artificial radionuclides distribution in some lichens, mosses, and trees in the vicinity of lignite power plants from West Macedonia, Greece // *J. Trace & Microprobe Techniques.* V.21, № 3. P.543–554. (257)
- Tubertini O., Bettoli M.G., Cantelli L., Tositti L., Valcher S., Triulzi C., Marzano F.N., Mori A., Vaghi M., Sbrignadell G., Degetto S., Faggini M. 1995. Italian Antarctic research program: environmental radioactivity survey around the Italian base (1987–1991) Terra Nova Bay — Ross Sea region // *J. Environ. Radioact.* Vol.28, № 1. P.35–41. (383)
- Tuominen Y. 1967. Studies on the strontium uptake of the *Cladonia alpestris* thallus // *Ann. Bot. Fenn.* Vol.4, № 1. P.1–28. (61, 74, 121, 402)
- Tuominen Y. 1968. Studies on the translocation of caesium and strontium ions in the thallus of *Cladonia alpestris* // *Ann. Bot. Fenn.* Vol.5, № 2. P.102–111. (61, 74, 121, 402)

- Tuominen Y. 1971. Studies on some concentration-distance curves of the diffusion of ^{137}Cs and ^{90}Sr ions in columns composed of thallus of *Cladonia alpestris* // Ann. Bot. Fenn. Vol.8, № 3. P.245–253. (61, 74, 121, 402)
- Tuominen Y., Jaakkola T. 1973. Absorption and accumulation of mineral elements and radioactive nuclides // The Lichens. London: Academic Press. P.185–223. (76, 77, 219, 220, 401, 403)
- Ugur A., Özden B., Sac M.M., Yener G. 2003. Biomonitoring of ^{210}Po and ^{210}Pb using lichens and mosses around a uranium coal-fired power plant in western Turkey // Atmosph. Environ. Vol.37, № 16. P.2237–2245. (258, 259, 415)
- Ugur A., Özden B., Sac M.M., Yener G., Altınbas Ü., Kurucu Y., Bolca M. 2004. Lichens and mosses for correlation between trace elements and ^{210}Po in the areas near coal-fired power plant at Yatagan, Turkey // J. Radioanal. Nuclear Chem. Vol.259, № 1. P.87–92. (259)
- Varrica D., Aiuppa A., Dongarra G. 2000. Volcanic and anthropogenic contribution to heavy metal content in lichens from Mt. Etna and Vulcano island (Sicily) // Environ. Pollut. Vol.108, № 2. P.153–162. (163, 385)
- Vasander H. 1981. The length growth rate, biomass and production of *Cladonia arbuscula* and *C. rangiferina* in a raised bog in southern Finland // Ann. Bot. Fenn. Vol.18, № 3. P.237–243. (94)
- Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B. 2001. Principles of ecotoxicology. London: Taylor & Francis. 309 p. (51, 82)
- Watson D.G., Hanson W.C., Davis J.J. 1964. Strontium-90 in plants and animals of arctic Alaska, 1959–61 // Science. Vol.144, № 3621. P.1005–1009. (178, 213)
- Watson R. 1970. Distribution of epiphytic algae on palm fronds // A tropical rain forest. A study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico. Oak Ridge: Division of Technical Information, U.S. Atomic Energy Commission. P.D233–D236. (120)
- Watson W.S. 1986. Human $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ levels in Scotland after Chernobyl // Nature (London). Vol.323. P.763–764. (263)
- Welander A.D. 1969. Distribution of radionuclides in the environment of Eniwetok and Bikini atolls, August 1964 // Symposium on Radioecology. Second National Symposium, Held at Ann Arbor, Michigan, May 15–17, 1967. CONF-670503, USAEC. P.346–354. (129)
- de Wilde-Duyffes B.E.E. 1967. On the growth rate of the foliicolous lichen *Strigula elegans* // Persoonia. V.4. P.429–432. (96)
- Williams N. 1995. Chernobyl: life abounds without people // Science. V.269. N 5222. P.304. (387)
- Williamson B.J., Mikhailova I., Purvis O.W., Udachin V. 2004. SEM-EDX analysis in the source apportionment of particulate matter on *Hypogymnia physodes* lichen transplants around the Cu smelter and former mining town of Karabash, South Urals, Russia // Sci. Total Environ. Vol.322, № 1–3. P.139–154. (89)
- Winner W.E., Atkinson C.J., Nash T.H. 1988. Comparison of SO_2 absorption capacities of mosses, lichens, and vascular plants in diverse habitats // Lichens, bryophytes and air quality. Berlin–Stuttgart: J. Cramer. S.217–230. (90)
- Wirth V. 1972. Die Silikatflechten-Gemeinschaften in ausseralpinen Zentraleuropa // Dissertationes Botanicae. Cramer, Lehre. Bd 17. S. 1–306. (55)

- Witkamp M., Frank M. 1964. First year movement, distribution, and availability of ^{137}Cs in the forest floor under tagged tulip poplars // *Radiat. Bot.* Vol.4, № 4. P.485–495. (115)
- Witkamp M., Frank M.L. 1967. Retention and loss of cesium-137 by components of the groundcover in a pine (*Pinus virginiana* L.) stand // *Health Phys.* Vol.13, № 9. P.985–990. (122)
- Wittig R. 1993. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants // *Plants as biomonitors*. Weinheim, etc.: VCH Verlagsges. P.3–27. (51)
- Wolterbeek H.T., Jeran Z., Verburg T., de Goeij J.J.M., van Dam J. 2004. Chernobyl ^{137}Cs in lichens: Use of specific activity showing differences in transport routes of Cs and ^{137}Cs // *J. Radioanal. Nuclear Chem.* Vol.259, № 1. P.13–18. (138)
- Woodwell G.M., Gannutz T.P. 1967. Effects of chronic gamma irradiation on lichen communities of a forest // *Amer. J. Bot.* V.54, № 10. P.1210–1215. (110, 111, 113, 131)
- Woodwell G.M., Whittaker R.H. 1968. Effects of chronic gamma irradiation on plant communities // *Quarterly Review of Biology.* Vol.43, N 1. P.43–55. (110, 131)
- Yamamoto Y., Miura Y., Kinoshita Y., Higuchi M., Yamada Y., Murakami A., Ohigashi H., Koshimizu K. 1995. Screening of tissue cultures and thalli of lichens and some of their active constituents for inhibition of tumor promoter-induced Epstein-Barr virus activation // *Chemical and Pharmaceutical Bulletin.* Vol.43, № 8. P.1388–1390. (133)

УКАЗАТЕЛЬ ЛАТИНСКИХ НАЗВАНИЙ ТАКСОНОВ, УПОМЯНУТЫХ В ТЕКСТЕ И ТАБЛИЦАХ

- Acarospora* 85
A. clauzadeana 55
A. fuscata 119, 120
A. gwynnii 49
A. impressula 129
A. macrocyclos 94
A. rugulosa 85
A. sinopica 63, 64
A. smaragdula 63, 64, 86
Acer rubrum 112
A. nigricans 158, 399
A. ochroleuca 103, 142, 144, 158, 199, 201, 207, 224, 235, 244, 251, 275, 283, 289, 292, 315, 323, 379, 399, 404
A. sarmentosa 298
Alectoria sp. 171, 192
Amandinea polyspora 109, 110
Anaptychia ciliaris 145, 204–206, 335, 341, 342, 357, 366, 367
Arctoparmelia centrifuga 94
Arthonia caesia 109, 110
Arthopyrenia sp. 110
Asahinea chrysantha 185, 251, 278, 280
Ascomycota 39, 43
Aspicilia 85
A. cupreoatra 94
A. desertorum 129

Bacidia chlorodes 114
B. translucida 114
Basidiomycota 39, 43
Bellemerea sp. 94
Betula 56
Biatora anthracophila 109
Brodoa intestiniformis 94, 126
Bryocaulon divergens 103, 158, 173, 207, 209–211, 213, 227, 289, 399, 416
Bryoria capillaries 298
B. nitidula 157
B. simplicior 126
Bryoria sp. 281
Buellia frigida 49
B. grisea 49
B. latemarginata 94
B. punctata 129
B. pusilla 114
B. stillingiana 109
Buellia sp. 115

Caloplaca 406
C. aurantia 64
C. cerina 129
C. geophila 129
C. sublobulata 94
C. trachyphylla 94
C. vegalis 146, 382
C. vitellina 129
Candelaria concolor 110
Candelariella vitellina 129, 146, 383
Cannoparmelia caroliniana 115
Carbonea vorticosa 49
Cetraria 140, 145, 173, 174, 208–211, 213, 222, 227, 228, 235, 377
C. ericetorum 144, 154, 179, 199, 225
C. islandica 64, 75, 103, 117, 137, 140–143, 146, 151, 154, 157, 167, 172, 182, 185, 190, 191, 198–201, 209, 222, 225, 227, 238, 250, 270, 272–274, 278, 280, 299, 312, 313, 315, 318, 320, 322, 323, 334, 380, 393, 399, 416
C. laevigata 185, 278, 280, 404
C. sepincola 126
Cetraria sp. 276
Cetraria spp. 157, 209
Cetrariella delisei 157, 207, 210, 211, 236, 244, 399, 413
Cetrelia cetrarioides 144, 151, 154, 200, 225
Cladina 50, 54, 121, 163, 174, 210, 211, 219, 222, 228, 288, 385, 403

- C. arbuscula* 59, 67, 94, 103, 117–119, 132, 142, 152, 158, 172, 185, 186, 188, 190–196, 200, 201, 239, 250, 266, 277, 279, 282, 297–299, 313–315, 322, 323, 401, 404
- C. mitis* 69, 75, 94, 96, 103, 117, 139, 140, 141, 143, 148, 151–153, 159, 185, 191, 199, 208, 225, 264–266, 270–274, 278, 279, 283, 288, 290, 293, 298, 300, 318, 380, 384, 385
- C. portentosa* 299
- C. rangiferina* 59, 60, 62, 66–69, 72, 73, 75, 84, 94, 103, 119, 139, 140–144, 146, 151, 153, 155, 159, 163, 172, 174, 179, 180, 182, 185, 186, 188, 190, 191, 198, 199, 201, 211–213, 215, 224–226, 229, 230, 233, 245, 270–272, 274, 275, 277, 279, 282, 284, 288, 298, 305, 316, 318, 320, 385, 399, 400, 402, 404, 409
- C. stellaris* 52, 54, 59, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 80, 94, 103, 118, 119, 137, 139, 140, 145, 146, 150, 152, 157, 158, 159, 160, 171, 172, 173, 174, 179–182, 185–188, 190–197, 209, 211–213, 219, 220, 222–224, 228–230, 232–236, 244, 251–253, 255, 275, 277, 280, 282–284, 286, 288, 290, 291, 293–298, 380, 401, 403, 404
- C. subtenuis* 68, 94, 110, 122, 215, 216
- C. tenuis* 239
- Cladina* sp. 190, 213, 234, 235
- Cladina* spp. 145, 149, 150, 157, 158, 173, 177, 181–184, 187–190, 208, 209, 213, 215, 220, 227, 241, 275, 287, 288, 393, 405
- Cladonia alcicornis* 49
- C. amaurocraea* 59, 60, 118, 185, 186, 188, 191, 234, 278, 279, 282, 284, 401, 404
- C. atlantica* 110
- C. bellidiflora* 233
- C. botrytes* 126
- C. carneola* 143
- C. caroliniana* 94, 215
- C. cenotea* 157
- C. cerviconis* ssp. *verticillata* 116, 132
- C. chlorophaea* 109, 110, 126, 141, 272
- C. coccifera* 239, 325
- C. coniocraea* 110, 126, 309
- C. convoluta* 50, 145, 203, 258, 334–336, 350, 351,
- C. cornuta* 283
- C. crispata* 140, 152, 239, 264–266, 271
- C. cristatella* 83, 110, 119, 120
- C. fimbriata* 64, 126, 309
- C. furcata* 103, 140, 141, 143–145, 151, 154, 155, 198, 199, 224–226, 239, 270, 273, 309, 312, 319, 327, 335, 409
- C. gracilis* 126, 141, 143, 185, 198, 264, 271, 273, 278, 279
- C. incrassata* 110
- C. macilenta* 110, 126
- C. ochrochlora* 126
- C. pacifica* 174
- C. parasitica* 110
- C. phylophora* 142, 143, 201, 316, 318
- C. pocillum* 47
- C. polycarpoides* 110
- C. pyxidata* 258
- C. ramulosa* 110
- C. rangiformis* 50, 145, 204, 271, 272, 299, 327, 331, 335–337, 351
- C. sobolescens* 110
- C. squamosa* 110, 143, 319
- C. subulata* 96, 157, 271, 272, 325
- C. uncialis* 68, 83, 94, 140, 141, 147, 185, 191, 215, 265, 271, 272, 278, 279
- Cladonia* sp. 157, 223, 224
- Cladonia* sp. 1 238
- Cladonia* sp. 2 238
- Cladonia* sp. 3 238
- Cladonia* sp. 4 238
- Cladonia* sp. 5 238
- Cladonia* sp. 6 238
- Cladonia* sp. 7 238
- Cladonia* sp. 8 238
- Cladonia* sp. 9 238
- Cladonia* sp. 10 238
- Cladonia* sp. 11 239
- Cladonia* spp. 53, 54, 85, 110, 173, 174, 207–209, 213, 222, 227, 230, 306, 307, 310, 399

- Coenogonium* 41
Collema 42, 84
C. cristatum 205, 352, 353
Collema spp. 145, 335
Cornicularia 399
Cystocoleus 41
- Dactylina arctica* 145, 159, 188, 208, 211, 251, 379
Dermatocarpon 130, 406
D. desertorum 94
D. luridum 94, 120
D. miniatum 205, 238, 353, 354, 362, 363
Deschampsia flexuosa 219, 403
Deuteromycota 39, 43
Dibaeis baeomyces 110
Dimelaena oreina 92, 94
Diploschistes albissimus 94
D. muscorum 87
D. scruposus 94
- Endocarpon subfoliaceum* 129
Ephebe 41
Equisetum sylvaticum 219, 403
Evernia 398
Evernia esorediosa 188
E. mesomorpha 126, 284
E. prunastri 80, 94, 136, 141, 142, 145, 156, 167, 201, 204–206, 253, 255, 257, 258, 263–265, 304, 305, 308, 316, 335, 343, 358, 367, 368, 376, 402, 410
- Fabaceae* 420
Flavocetraria cucullata 66, 67, 103, 137, 142, 144–146, 150, 157, 159, 173, 186, 201, 208–211, 225, 227, 236, 244, 250, 275, 315, 379, 399, 401, 404
- F. nivalis* 103, 139, 140, 142, 145, 153, 159, 172–174, 199, 201, 207, 208, 213, 230, 236, 242, 244, 250, 276, 286, 289, 292, 293, 299, 300, 315, 379, 380
- Flavoparmelia caperata* 83, 94, 110, 115, 119, 150, 151, 280, 374–376
Flavopunctelia soledica 126
- Fraxinus* 56
Fulgensia fulgens 94
- Gleocapsa* 41
Graphidaceae sp. 115
Graphis rimulosa 114
- Hyelococcus dermatocarponis* 120
Hypocenomyce scalaris 126
Hypogymnia farinacea 78, 309
H. physodes 12, 46, 47, 58, 79, 83, 89, 91, 94, 103, 110, 117, 123, 124, 126, 135, 136, 140–144, 151, 153, 155, 190, 191, 198–203, 206, 224, 226, 248, 249, 253, 254, 255, 257, 258, 263–267, 272, 280–282, 288, 298, 299, 304, 308, 309, 312, 316, 317, 319–322, 325–327, 334, 335, 343, 344, 368, 369, 385, 391, 394, 402, 409, 410
H. tubulosa 126
Hypotrachyna livida 110, 115
- Imshaugia placorodia* 110
- Lasallia papulosa* 83
L. pennsylvanica 59, 401
L. pustulata 92, 94, 144, 154, 155, 198, 224, 226, 304, 322, 323, 334
Lecanora 85
L. caesiorubella 110
L. chlarotera 109, 110
L. conizaeoides 77
L. dispersa 120
L. hagenii 129
L. muralis 63, 94, 206, 363, 373
L. pulicaris 126
L. strobilina 110
L. varia 126
L. vinetorum 85
Lecanora sp. 115
Lecidea 85
L. canciformis 49
L. lactea 86
L. meiocarpa 127
L. theiodes 85
Lepraria 46, 383
L. incana 109, 127

- Lepraria* sp. 146, 383
Leptogium pubevulum 146, 382
Lichenes 14
Lichina 84
Liriodendron tulipifera 115, 116
Lobaria 84
L. oregana 94
L. pulmonaria 83, 94, 99, 117, 150, 151, 334
Lobothallia alphoplaca 94

Masonhalea richardsonii 157, 209, 211
Melanelia exasperatula 153, 154, 166, 168, 408
M. hepaticata 185, 278, 280
M. olivacea 94, 127, 284
M. subaurifera 110, 112, 113, 132
Menegazzia terebrata 94
Micarea trisepta 83
Myelochroa aurulenta 110
M. galbina 110, 115

Neckera sp. 162
Neofuscelia pulla 205, 337, 338, 354, 355
Nephroma 84
N. arcticum 191, 211
Nostoc 42

Ocellularia platystoma 114
Ochrolechia androgyna 94
O. arborea 127
Opegrapha atra 127
Ophioparma ventosa 94

Parmelia chlorochroa 51
P. melanothrix 56
P. omphalodes 157, 284
P. saxatilis 94, 144, 155, 200, 226, 327
P. sulcata 77, 94, 101, 103, 110–113, 124, 127, 132, 136, 137, 142, 144, 145, 148, 155, 156, 200, 202, 204–206, 226, 256–258, 264, 270, 280, 305, 317, 324, 325, 344, 345, 358, 359, 369, 374–376, 391, 402
Parmelia sp. 110, 401
Parmelia sp. 1 59
Parmelia sp. 2 59

Parmelia spp. 215, 235, 288, 328–331, 377
Parmeliaceae 116, 142, 147, 148, 206, 207, 305, 306, 307, 310
Parmelina tiliacea 92, 145, 308, 335, 338, 339
Parmeliopsis ambigua 127
P. hyperopta 127
Parmotrema hypotropum 115, 121, 122
P. perforatum 115, 121, 122
Peltigera 50, 84, 86, 207, 306, 307, 310
P. aphthosa 96, 117, 144, 199, 225, 239
P. canina 59, 78, 118, 144, 146, 155, 174, 198, 201, 205, 213, 226, 230, 239, 266, 309, 310, 327, 352, 401
P. horizontalis 84
P. malacea 284
P. membranacea 60, 74, 138, 401
P. polydactyla 135
P. rufescens 63
Peltula 42
P. impressula 129
Pertusaria pustulata 110
P. trachythallina 109
P. xanthodes 109
Pertusaria sp. 115
Phaeographis sp. 115
Phaeophyscia orbicularis 110, 166
Phycopetis arundinaceae 120
P. tremuii 120
Physcia 100, 331
Physcia adscendens 166, 167
P. aipolia 110, 127
P. biziana 167
P. millegrana 110
P. stellaris 110
Physcia spp. 145, 335
Picea 56
Pinus 56
P. rigida 109
P. virginiana 122
Placynthiella uliginosa 110
Platismatia glauca 103, 141, 142, 144, 155, 198, 199, 201, 202, 224, 226, 305, 308, 317
Plectonema boryanum 119
Pleurosticta acetabulum 206, 364
Porina firmula 114

- Porpidia* 85
Pseudephebe pubescens 290
Pseudevernia furfuracea 79, 91, 103, 142–145, 154–156, 167, 198, 200, 202–206, 224, 226, 227, 306, 307, 309, 311, 313–315, 317–322, 324, 328, 331, 345, 359, 360, 370, 373, 376, 405, 410
Pseudocyphellaria homoeophylla 96
Pseudopyrenula confluens 114
Psora decipiens 96
Punctelia borrieri 110
P. rudecta 110, 115
Pyrenula analepta 114
P. atrofuscens 114
Pyrhospora varians 109, 110

Quercus alba 109
Q. coccinea 109, 110
Q. suber 56

Racodium 41
Ramalina calicaris 56, 309
R. celsastri 135, 160, 161, 216, 217
R. farinacea 141, 145, 150, 156, 204, 206, 305, 323, 346, 370, 371, 376
R. fastigiata 115, 167, 204–206, 334, 346, 347, 360, 361, 371
R. fraxinea 145, 204–206, 335, 347, 348, 361, 362, 372, 373
R. menziesii 89
R. polymorpha 290, 291
R. protecta 92
R. reticulata 96, 216
R. siliquosa 136, 328, 389, 390
R. tevelorata 146, 382
Rhizocarpon 85
R. geographicum 96
R. oederi 63, 64
Rhizoplaca chrysoleuca 96
R. melanophthalma 49, 258, 259
Rimelia cetrata 115
Rocella fuciformis 328
R. fucoids 328

Sambucus nigra 420
Sarcogyne privigna 49
Scoliciosporum chlorococcum 109, 127

Scytonema 42
Sphaerophorus globosus 157
Sphagnum 207
Sporastatia testudinea 96
Squamarina gypsacea 204, 205, 339, 355, 356
S. lentigera 96
Stereocaulon 85
S. alpinum 323
S. paschale 103, 146, 171, 172, 174, 189, 192–196, 207, 212, 230, 244, 284, 290, 294, 379, 413
S. saxatile 75
S. tomentosum 186, 279, 280, 283
S. vesuvianum 331–333
Stereocaulon sp. 144, 199, 225, 239, 245, 251, 384
Sticta 84
S. caperata 96
Strigula 120
Strigula elegans 96
Strigula spp. 120

Thamnia subuliformis 81
T. vermicularis 103, 146, 174, 186, 213, 230, 251, 278, 280, 379, 399
Tilia 56
Trapelia involuta 74, 76, 111, 401
Trebouxia 41, 52, 118, 119
T. erici 119, 120
T. impressa 120
T. incrustata 120
Trebouxia sp. 120
Tremolecia 85
Trentepohlia 42, 120
Trentepohlia spp. 120

Umbilicaria crustulosa 206, 364, 365, 373
U. cylindrical 144, 197, 199, 225, 303
U. deusta 96, 144, 156, 197, 200, 201, 225, 227, 291, 303
U. grisea 197, 303
U. hirsute 197, 302, 303
U. hyperborean 291
U. mammulata 75
U. muehlenbergii 61, 75, 139, 276, 399
U. nylanderiana 303

- U. polyphylla* 304
U. proboscidea 379
U. torrefacta 291
Umbilicaria sp. 235, 244, 284, 377, 383, 384
Umbilicaria spp. 405, 415
Usnea 207, 328, 329, 330, 383, 398
U. acromelanus 49
U. antarctica 96, 146, 382, 383
U. arida 160, 216, 217
U. arizonica 216
U. articulata 161, 217
U. aurantiaco-atra 146, 382
U. barbata 328
U. ciliifera 161, 217
U. dasypoga 186
U. filipendula 224
U. florida 308, 310, 331
U. glabrata 127
U. glabrescens 186
U. hirta 127, 204, 308, 348, 349
U. inermis 160, 161, 217
U. longissima 186
U. oncodes 161, 217
U. pucilla 160, 216
U. rubicunda 160, 161, 216, 217
U. sphacelata 236, 244
U. strigosa 115
U. xanthopoga 161, 217
Usnea sp. 59, 64, 151, 281, 401
Usnea spp. 216
Usneaceae 207, 306, 307, 310
Verrucaria nigrescens 83
Vulpicida pinastri 127, 308
V. tilesii 379
Xanthoparmelia conspersa 92, 96, 112, 146, 174, 175, 213, 214, 219, 220, 230, 231, 404
X. somloensis 96, 144, 156, 201, 204–206, 227, 340, 356, 357, 365, 366
Xanthoparmelia spp. 388, 389
Xanthoria 331
X. calcicola 340, 341
X. elegans 129
X. parietina 46, 62, 77, 87, 96, 103, 104, 136, 145, 156, 166, 167, 204, 205, 256, 258, 325, 331, 335, 349, 350, 373, 374, 376, 389, 390

УКАЗАТЕЛЬ ИЗОТОПОВ, УПОМЯНУТЫХ В ТЕКСТЕ И ТАБЛИЦАХ

- ²²⁷Ac 24
²²⁸Ac 24, 106, 147
^{110m}Ag 37, 222–231, 246, 312–323, 325–376
²⁶Al 28, 134
²⁸Al 33, 176
²⁴¹Am 76, 129, 232–240, 261, 264–268, 287–301, 393, 402, 403, 413, 414
²⁴²Am 413
^{242m}Am 413, 414
²⁴³Am 261
³⁹Ar 28, 134
⁴¹Ar 176, 246, 254
²¹⁵At 24
²¹⁸At 24
²¹⁹At 24

¹⁴⁰Ba 37, 237, 246, 261
⁷Be 28, 70–73, 106, 134, 137, 139–146, 170, 178, 245, 248–258, 398, 404
¹⁰Be 28, 134
²⁰⁹Bi 29
²¹⁰Bi 24
²¹²Bi 24, 147
²¹⁴Bi 24, 106, 147, 302–310, 312–323
²¹⁵Bi 24

Углерод-12 22
¹⁴C, углерод-14 22, 27, 28, 33, 34, 36–38, 62, 134, 136, 176, 177, 246, 254, 385
³⁹Ca 28, 134
⁴⁵Ca 33, 176
⁴⁸Ca 29, 134
¹⁴¹Ce 237, 261, 325–334
¹⁴²Ce 29, 134
¹⁴⁴Ce 33, 59, 70, 71, 72, 73, 74, 106, 170, 178, 221–231, 237, 245, 254, 261, 263–284, 287–300, 302–310, 312–323, 325–377, 398, 404, 410
¹⁴⁴Ce + ¹⁴⁴Pr 123, 178
³⁶Cl 28, 134, 137, 270–284

³⁸Cl 28, 134, 176
²⁴²Cm 413, 414
²⁴²Cm (^{242m}Am) 221, 232–236, 261, 287–301, 403
^{243, 244}Cm 287–301
²⁴⁴Cm 221, 232–236, 261, 403, 413, 414
⁵⁷Co 33, 37, 170, 246
⁵⁸Co 33, 37, 170, 246
⁶⁰Co 33, 37, 59, 108, 109, 116–118, 129, 170–176, 178, 237–241, 246, 248–255, 263–268, 398, 418
⁵¹Cr 254
⁵³Cr 36, 246
¹³⁴Cs 37, 66–68, 106, 176, 178–217, 219, 220, 237–240, 246, 248–255, 261, 263–284, 286–300, 302–310, 312–323, 325–377, 379–381, 407, 409, 410, 413
¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs 113, 248–253, 264–266, 287–300, 312–323, 325–334, 379, 380
¹³⁶Cs 37, 246, 261, 410
¹³⁷Cs 33–35, 37, 47, 54, 59, 60, 62, 64–69, 74, 76–78, 80, 82, 91, 96, 104, 106, 108–112, 115, 116, 118, 121–124, 128–130, 170, 177–220, 237–242, 245, 246, 248–258, 261, 263–284, 286–380, 391, 393, 398–404, 407, 409, 410, 412, 414
¹³⁸Cs 37, 246
⁶⁴Cu 254

²⁵⁵Es 170
¹⁵²Eu 176
¹⁵⁴Eu 176, 263–268
^{152/154}Eu 129
¹⁵⁵Eu 70, 71, 72, 73, 74, 123, 170, 178, 222–231, 263–268

⁵⁵Fe 33, 36, 54, 59, 170–176, 178, 246, 398
⁵⁹Fe 33, 37, 170, 176, 237, 246
²⁵⁵Fm 170
²²³Fr 24

- ¹H 134
²H 134
³H, тритий 12, 27, 28, 33, 36–38, 62, 106, 134–137, 170, 176, 177, 246, 254, 261, 385, 418, 419
²⁰⁶Hg 24

¹²⁹I 261, 270–284, 325–334, 385, 388–390
¹³¹I, йод-131 26, 33, 35, 37, 170, 237, 246, 248–255, 261
¹³³I 37, 246
¹³⁵I 37, 246
¹¹⁵In 29, 134

⁴⁰K 29, 30, 31, 62, 106, 134, 138, 139–146, 178, 398, 415
⁸⁵Kr 28, 37, 134, 246, 254, 261, 385
^{85m}Kr 37, 246
⁸⁷Kr 37, 246
⁸⁸Kr 37, 246

¹³⁸La 29, 134
¹⁴⁰La 261
¹⁷⁶Lu 29, 134

²⁸Mg 28, 134
⁵⁴Mn 33, 36, 170–175, 178, 237, 246, 254, 398
⁵⁶Mn 33, 176
⁹⁹Mo 37, 237, 246, 261, 414

¹³N 37, 38, 246
²²Na 28, 33, 134, 137, 171–176, 178, 398
²⁴Na 28, 33, 36, 134, 176, 246, 254
⁹⁵Nb 37, 221–231, 245, 246, 302–310, 312–323, 325–334
¹⁴⁴Nd 29, 134
⁶³Ni 37, 171–175, 178, 246
²³⁷Np 29, 261, 287–300, 414, 415
²³⁸Np 414
²³⁹Np 170, 261

³²P 28, 36, 134, 246
³³P 28, 134
²³¹Pa 24
²³⁴Pa, протактиний-234 23, 24, 26
^{234m}Pa 24

²⁰³Pb 33
²⁰⁴Pb 29, 134
²⁰⁶Pb, свинец-206 23, 24, 29, 123, 134, 386, 415
²⁰⁷Pb 24, 29, 123, 134, 386, 416
²⁰⁸Pb 24, 29, 134
²¹⁰Pb 24, 65, 70, 71, 72, 73, 74, 106, 148–161, 162, 178, 256–258, 325–334, 379, 380, 398, 415, 416
²¹¹Pb 24
²¹²Pb 24, 147
²¹⁴Pb 24, 106, 147, 302–310
¹⁴⁷Pm 33, 123, 170
²¹⁰Po, полоний-210 24, 33, 65, 70, 71, 72, 73, 148–161, 162, 178, 258, 259, 379, 380, 398, 415, 416
²¹¹Po 24
²¹²Po 24
²¹⁴Po 24
²¹⁵Po 24
²¹⁶Po 24
²¹⁸Po 24
²³⁸Pu 74, 232–236, 238–240, 243, 244, 261, 287–300, 302–310, 325–334, 377, 407, 409, 413, 414
^{238, 239}Pu 170
²³⁹Pu 33, 35, 69–73, 129, 177, 232–236, 261, 391, 403, 413, 414
^{239, 240}Pu 74, 123, 232–236, 238–240, 242–244, 248–255, 287–300, 302–310, 325–334, 377, 388, 389, 393, 407, 413, 414
²⁴⁰Pu 261, 413
²⁴¹Pu 69, 221, 232–236, 261, 377, 402, 413
²⁴²Pu 261

²²³Ra 24
²²⁴Ra 24, 106, 147, 302–310
²²⁶Ra, радий-226 24, 26, 31, 32, 106, 148–161, 163, 256–258, 287–300, 302–310, 312–323, 325–334, 379, 380, 405, 415
²²⁸Ra 24, 31, 32, 148–161, 256, 257, 405, 415
⁸⁷Rb 29, 134
¹⁸⁷Re 29, 134
¹⁸⁸Re 170
¹⁰²Rh 170

- ^{219}Rn 24
 ^{220}Rn 24, 30
 ^{222}Rn 24, 30, 31, 134
 ^{103}Ru 237, 245, 248–255, 261, 270–284, 302–310, 312–323, 325–334, 410
 ^{106}Ru 33, 70, 71, 72, 73, 74, 106, 170, 178, 237, 245, 261, 263, 335–377, 410
 $^{106}\text{Ru}/^{106}\text{Rh}$ 123, 222–231, 248–255, 264–268, 287–300, 302–310, 312–323, 325–334
 ^{35}S 28, 134
 ^{38}S 28, 134
 ^{124}Sb 37, 246
 ^{125}Sb 70, 71, 72, 73, 74, 222–231, 238–240, 245, 270–284, 312–323, 325–377, 407, 410
 ^{46}Sc 176, 237
 ^{31}Si 28, 134
 ^{147}Sm 29, 134
 ^{89}Sr 33, 35, 37, 123, 170, 237, 246, 254, 261
 ^{90}Sr 33, 34, 35, 37, 54, 59, 60, 62, 65, 66, 67, 68, 69, 80, 118, 123, 124, 129, 170, 177, 178–220, 237–241, 246, 248–255, 258, 261, 264–266, 269–284, 301, 311–323, 325–334, 398–405, 407, 413
 $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ 123, 124, 391
 ^{182}Ta 37, 246
 ^{99}Tc 69, 70, 71, 72, 73, 74, 222–231, 410, 414
 ^{130}Te 29, 134
 ^{132}Te 33, 170, 237, 261
 ^{227}Th 24
 ^{228}Th 24, 148–161, 256, 257, 415
 ^{230}Th 24, 31
 ^{231}Th 24
 ^{232}Th 24, 29, 30, 31, 32, 69, 106, 134, 147, 148–161, 258, 287–300, 302–310, 335–376, 385
 ^{234}Th , торий-234 23, 24, 26, 147, 302–310
 ^{206}Tl 24
 ^{207}Tl 24
 ^{208}Tl 24, 106, 147
 ^{210}Tl 24
 ^{234}U 24, 148–161, 163, 164, 165, 166, 167, 168, 325–334
 $^{234}, ^{238}\text{U}$ 31
 ^{235}U , уран-235 24, 29, 33, 123, 134, 147, 148–161, 163, 164, 165, 166, 167, 168, 170, 325–334, 386, 416
 ^{237}U 170, 415
 ^{238}U , уран-238 23, 24, 26, 29, 30, 32, 33, 36, 69, 106, 123, 134, 147, 148–161, 163, 164, 165, 166, 167, 168, 170, 247, 254, 256–258, 287–300, 325–376, 384, 385, 386, 413, 415, 416
 ^{240}U 170
 ^{50}V 29, 134
 ^{181}W 33, 170
 ^{185}W 33, 170
 ^{187}W 33
 ^{133}Xe 37, 246, 254, 261
 $^{133\text{m}}\text{Xe}$ 37, 246
 ^{135}Xe 37, 246
 ^{138}Xe 37, 246
 ^{88}Y 170, 222–231
 ^{90}Y 391
 ^{91}Y 33, 170
 ^{65}Zn 33, 170, 248–255
 ^{95}Zr 33, 37, 70, 71, 72, 73, 74, 171, 221–231, 237, 245, 246, 261, 287–300, 312–323, 325–334, 410
 $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ 123, 404
 ^{96}Zr 29, 134