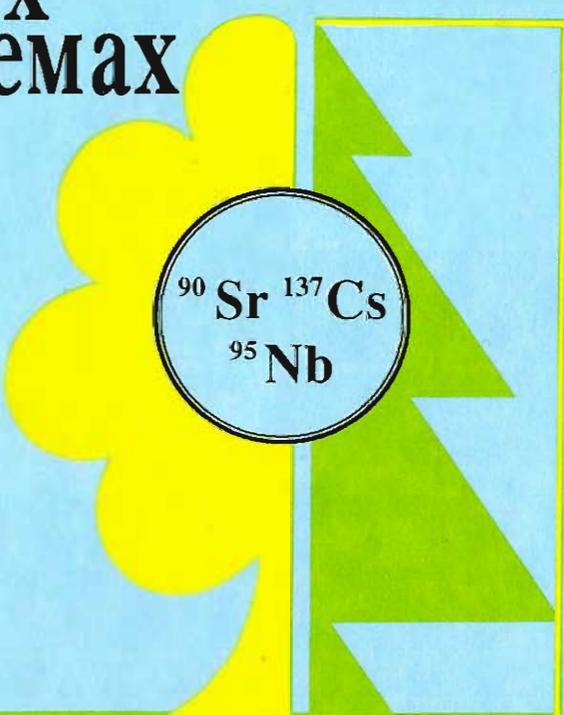


А. И. Щеглов

БИОГЕОХИМИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ



^{90}Sr ^{137}Cs
 ^{95}Nb

«НАУКА»

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
НАУЧНЫЙ СОВЕТ ПО ПРОБЛЕМАМ ПОЧВОВЕДЕНИЯ
МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
им. М.В. ЛОМОНОСОВА
ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ

А. И. Щеглов

БИОГЕОХИМИЯ
ТЕХНОГЕННЫХ
РАДИОНУКЛИДОВ
В ЛЕСНЫХ
ЭКОСИСТЕМАХ

По материалам
10-летних исследований
в зоне влияния аварии на ЧАЭС



МОСКВА «НАУКА» 2000

УДК 550.4
ББК 28.080.3
Щ 33

*Допечатка тиража книги
осуществлена при финансовой поддержке
Научной ассоциации инвалидов Чернобыля
Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова*

Ответственный редактор
доктор биологических наук Ф.А. ТИХОМИРОВ

Щеглов А.И.

Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 2000. – 268 с.

ISBN 5-02-002543-7

Работа посвящена анализу функций лесных ландшафтов как компонента биосферы при радиоактивных выпадениях (на примере черномыльских). Вскрыты пространственно-временные закономерности распределения техногенных радионуклидов в лесных ландшафтах в зависимости от природных зон, ландшафтных условий и физико-химических форм выпадений. Рассмотрено влияние различных компонентов лесного БГЦ и биогенной миграции в целом на перераспределение радионуклидов. Дана качественная и количественная оценка основных потоков биогеохимического круговорота техногенных радионуклидов в лесных ландшафтах и показано, что биогенная миграция формирует основной поток, водная миграция занимает подчиненное положение.

Для экологов, радиобиологов, почвоведов, специалистов в области биогеохимии и охраны окружающей среды.

Ил. 97. Табл. 87. Библиогр.: 357 назв.

Shcheglov A.I.

Biogeochemistry of technogenic radionuclides in forest ecosystems: By the materials of the 10-year research in the area effected by the Chernobyl nuclear power station disaster. – М.: Nauka, 2000. – 268 p.

ISBN 5-02-002543-7

The paper is dedicated to the significance of the forest landscapes as components of biosphere under the radioactive fallout (by the instance of Chernobyl). The dynamics of spatial and temporal distribution of technogenic radionuclides in forest ecosystems is studied depending on natural zones, landscape types and physico-chemical forms of initial radioactive fallout. The effect of forest ecosystems as a whole and their components on the radionuclide migration under conditions of different landscapes is considered. Qualitative and quantitative estimations of principal radionuclide fluxes in the forest landscapes are presented. It is shown that these are biogenic processes that form the main radionuclide flux in the forest ecosystems, whereas radionuclide runoff and leaching are usually of less significance.

The paper is intended for a wide range of ecologists, radiobiologists, pedologists, specialists working in the field of biogeochemistry and environmental protection.

Fig. 97. Tabl. 87. Bibliogr.: 357

ВВЕДЕНИЕ

Биогеохимические циклы естественных радиоактивных элементов складывались на протяжении всей эволюции Земли. Хозяйственная деятельность человека (добыча, переработка, использование, захоронение радиоактивных веществ) вызывает глобальное перераспределение естественных радионуклидов и приводит к планетарному загрязнению биосферы техногенными радионуклидами в результате испытаний атомного оружия, запроектных аварий на предприятиях ядерного цикла и т.п. Подобное вмешательство в функционирование биосферы может спровоцировать экологический кризис. В результате чернобыльской катастрофы для значительной части территории Украины, Белоруссии, России и других стран потребовалась разработка специальных рекомендаций и технологий по ведению народнохозяйственной деятельности.

Критическими экосистемами, аккумулирующими радионуклиды и определяющими наибольшие дозовые нагрузки на человека вследствие внешнего облучения и миграции по трофическим цепям, являются лесные ценозы [8, 232]. Отсюда становится очевидной экологическая роль леса не только в поддержании равновесия в биосфере, но и в формировании радиоэкологической обстановки на загрязненных территориях. Поведение радионуклидов в лесных экосистемах имеет свою специфику и существенно отличается от такового в луговых и агроэкосистемах. Наиболее важными и актуальными являются проблемы изучения биогеохимии радионуклидов в лесных экосистемах различных природных зон. В настоящее время накоплено достаточно большое количество информации по данному вопросу. Исследования подобной направленности в зонах загрязнения в результате Кыштымской и других радиационных аварий, в модельных экспериментах проводили Р.М. Алексахин, Ю.А. Егоров, Р.Т. Карабань, Д.А. Криволицкий, Н.В. Куликов, И.В. Молчанова, М.А. Нарышкин, Ф.А. Тихомиров, Э.Б. Тюрюканова и др. Однако глобальные масштабы и физико-химическое своеобразие чернобыльского загрязнения придают особое эколого-биосферное значение исследованиям биогеохимии техногенных радионуклидов в лесных экосистемах различных природных зон.

Познание особенностей биогеохимических циклов долгоживущих радионуклидов актуально не только в теоретическом плане, но и для решения лесохозяйственных и медико-биологических проблем – определения дозовых нагрузок на живые компоненты биосферы, включая человека.

Целью настоящей работы является развитие теоретических и экспериментальных основ биогеохимии техногенных радионуклидов в лесных ландшафтах (на примере чернобыльских выпадений в центральных районах Восточно-Европейской равнины) и рассмотрение в рамках этой проблемы следующих задач:

- оценка роли лесных экосистем в первичном и вторичном распределении радиоактивных выпадений и отдельных радионуклидов в их составе по территории загрязнения;
- изучение динамики и закономерностей распределения радионуклидов в компонентах лесных экосистем различных природных зон;
- выявление ведущих факторов и количественная оценка миграции радионуклидов в системе "почва–растение";
- определение основных потоков техногенных радионуклидов и оценка их вклада в биогеохимический цикл этих элементов в лесных ландшафтах;
- исследование количественного и качественного состава форм соединений радионуклидов в почве и динамики их биологической доступности для растений;
- построение концептуальной модели биогеохимического круговорота радионуклидов в лесных экосистемах и прогноз радиоэкологической обстановки в лесах на загрязненной территории.

В основу книги автором положены результаты многолетних исследований, проведенных в 30-километровой зоне отселения Чернобыльской АЭС (Украина) и наиболее загрязненных регионах Российской Федерации (Брянская, Калужская, Тульская обл.). В монографии использованы также разработки лаборатории радиоэкологии МГУ, полученные на Восточноуральском следе Кыштымской радиационной аварии.

В экспедиционных, лабораторно-экспериментальных и аналитических работах принимали участие сотрудники лаборатории радиоэкологии: О.Б. Цветнова, А.Л. Кляшторин, С.В. Мамихин, И.Т. Моисеев, Г.И. Агапкина, С.Ю. Розов, Л.Н. Меркулова; расчет и анализ динамики запасов фитомассы проведены Т.А. Парамоновой, расшифровку рентгенограмм выполнили профессор кафедры химии почв факультета почвоведения Московского университета Т.А. Соколова и Т.Я. Дронова; анализ гранулометрического состава – В.М. Гончаров. Большую работу по сбору и обработке материала провели сотрудники Всероссийского научно-исследовательского института химизации лесного хозяйства (г. Ивантеевка): А.В. Панфилов, С.А. Чернов, А.П. Косых и др.; сотрудники Воронежского университета: Д.И. Щеглов, С.В. Кишаковский, А.Д. Щеглов, А.В. Кишаковский, А.В. Сеницын. Всем им автор выражает сердечную признательность.

Искреннюю благодарность за содействие в организации исследовательских работ выражаем коллегам из Комплексной экспедиции АН СССР, в особенности И.Н. Рябову, И.А. Рябцеву; украинским

коллегам – Н.Д. Кучме, Н.П. Архипову и др. (Чернобыльский научный центр международных исследований, г. Чернобыль); сотрудникам Калужского центра химизации и сельскохозяйственной радиологии Н.Я. Курбацкому, Н.А. Яковлевой и др.

Автор глубоко признателен профессору Ф.А. Тихомирову за постоянную поддержку в выполнении исследований, ценные советы и замечания.

Слова особой благодарности автор высказывает О.Б. Цветновой за неоценимую помощь на всех этапах работ: от полевых экспериментов до подготовки рукописи к печати.

Огромную благодарность автор выражает президенту – генеральному директору Научной ассоциации инвалидов Чернобыля МГУ им. М.В. Ломоносова – Леониду Степановичу Пятецкому, без активного участия и поддержки которого не мог быть осуществлен выпуск дополнительного тиража книги. (Адрес ассоциации: 119899, Москва, МГУ им. М.В. Ломоносова, 2-й учебный корпус, комн. 490, телефон 939-18-05, 733-03-67, факс 939-08-77.)

1. МЕТОДИЧЕСКИЕ ПРИНЦИПЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ

1.1. МЕТОДИЧЕСКИЕ ПРИНЦИПЫ

Основой методологии исследований является ландшафтно-биогеохимический подход. В рамках этого подхода, наряду с системным анализом макроуровня, т.е. ландшафтных комплексов различных природных зон, наблюдения проводятся на уровне мезо- и микрорельефа, а также в относительно более простых звеньях: "почва-растение", "твердая-жидкая части почв", "лесная подстилка-минеральная часть почв". Такой комплексный, разноуровневый подход позволяет с наибольшей достоверностью охарактеризовать поведение радионуклидов в нативных условиях, дать прогноз формирования полей загрязнения как на этапе первичных выпадений, так и в процессе их вторичного перераспределения в пределах элементарных и геохимически сопряженных ландшафтов, надежно фиксировать пути переноса радионуклидов при их биогеохимической миграции в ландшафтах в целом.

Для обеспечения необходимого уровня проведения исследований закладка сети стационарных пробных площадок (СПП) производилась с охватом наиболее характерных для данных почвенно-климатических зон фоновых и субдоминантных комплексов. В сети СПП ряд участков в большинстве случаев слагал законченный геохимически сопряженный профиль, включающий в себя наиболее типичные для исследуемой почвенно-климатической зоны элементарные ландшафты (рис. 1). На них сформированы различные биогеоценозы, в полной мере отражающие специфику почвенного и растительного покрова региона и все характерные особенности пространственной неоднородности распределения, состава и плотности радиоактивного загрязнения центральных районов Восточно-Европейской равнины.

Подробная характеристика всех исследуемых СПП с указанием конкретных данных о расстоянии и расположении отдельных участков относительно Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС), их ландшафтных и биоценологических особенностях приводится в табл. 1.

Исходя из задач исследования, на каждой СПП были организованы наблюдения по следующей схеме (рис. 2): учитывалось поступление радионуклидов с опадом; изучалась скорость перераспределения их в профиле почв и миграция с вертикальным внутрпочвенным стоком, с кроновыми и стволовыми водами, а также перераспределение в системе геохимически сопряженных элементарных ландшафтов. Кроме

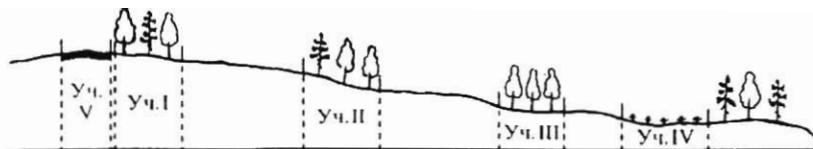


Рис. 1. Схема расположения стационарных участков по геохимическому профилю (30-километровая зона ЧАЭС)

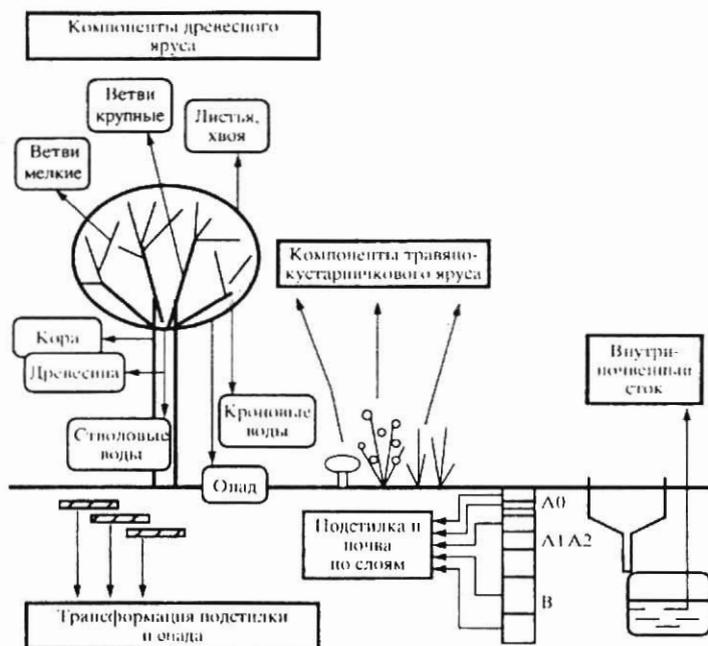


Рис. 2. Компоненты и процессы, ежегодно контролируемые при радиэкологическом мониторинге на стационарных пробных площадях

того, исследовались формы соединений радионуклидов в жидкой и твердой частях почв.

Отбор образцов. Специфика радиэкологических исследований обуславливает необходимость использования специальной методики отбора и подготовки радиоактивных проб. Такая методика включает послойный раздельный отбор проб лесной подстилки и минеральной толщи почв с фиксированной площади. Первоначально в точках опробования методом рамки отбирается лесная подстилка с подразделением ее на подгоризонты (O1, O2, O3). Далее в тех же точках специальным пробоотборником (рис. 3) отбирается почвенный монолит (кern), который затем делится на слои мощностью 1, 2, 5 и т.д. см.

Таблица 1. Ландшафтно-экологическая характеристика стационарных пробных площадей

СПП, расстояние и направление от ЧАЭС	Почвы (по [112])	Тип ландшафта	Тип фитоценоза (по [194])	Плотность загрязнения по ^{137}Cs на 1986 г., МБк/м ²
Тульская обл. (Россия)				
<i>Плавское лесничество</i>				
Пл-1 (550 км на С-В)	Чернозем оподзоленный тяжелосуглинистый	Элювиальный	Широколиственный лес с примесью мелколиственных пород	0,37
Пл-2 (550 км на С-В)	То же	То же	Культуры сосны	0,38
Брянская обл. (Россия)				
<i>Зыинковское лесничество</i>				
Зл-1 (165 км на С-В)	Подзолистая иллювиально-железистая песчаная	Транзитный	Сосняк разнотравно-зеленомошный	1,41
<i>Климовское лесничество</i>				
Км-1 (200 км на СВ-В)	Подзолистая иллювиально-железистогумусовая песчаная	Элювиальный	Культуры сосны	0,12
<i>Клищовское лесничество</i>				
Кл-1 (Там же)	Дерново-подзолистая иллювиально-железистая песчаная	Транзитно-аккумулятивный	Мелколиственно-сосновый лес	0,64
Кл-2 (200 км на С-В)	Торфянисто-подзолистая поверхностно-оглеенная песчаная	Аккумулятивный	Широколиственно-хвойный лес	0,58
<i>Красногорское лесничество</i>				
Кр-1 (220 км на СВ-С)	Дерново-слабоподзолистая песчаная	Элювиальный	Широколиственно-хвойный лес	2,26

Нз-1 (175 км на С-В)	Слабодзолистая иллювиально-железистая песчаная	Транзитный	Культуры сосны	1,65
Нз-2 (Там же)	Подзолистая слабодифференцированная песчаная	Элювиальный	Сосняк разнотравно-зеленомошный	0,6
Калужская обл. (Россия)				
<i>Хвостовичское объединение</i>				
Х-1 (440 км на СВ-В)	Подзолистая иллювиально-гумусовая песчаная	Элювиальный	Сосняк разнотравный	0,41
Х-2 (Там же)	Дерново-слабодзолистая песчаная	То же	Широколиственно-сосновый лес	0,41
Х-3 (Там же)	Аллювиальная болотная иловато-торфяная	Аккумулятивный	Пойменное осоковое болото	0,44
Х-4 (Там же)	Аллювиальная болотная торфяно-глеевая	Транзитный	Черноольшатник разнотравно-злаковый	0,45
<i>Еленский мехлесхоз</i>				
Е-1 (430 км на СВ-В)	Подзолистая иллювиально-гумусово-железистая оглеенная песчаная	Транзитный	Широколиственно-хвойный лес	0,42
Е-2 (Там же)	Вторично-оподзоленная оглеенная песчаная	То же	Культуры сосны	0,41
Е-3 (Там же)	Подзолистая иллювиально-железисто-гумусовая оглеенная песчаная	То же	Ельник-зеленомошник	0,41
Л-1 (450 км на СВ-В)	Дерново-слабодзолистая слабодифференцированная песчаная	Элювиальный	Мелколиственно-хвойный лес	0,75
Л-2 (Там же)	Болотная верховая торфяно-глеевая	Аккумулятивный	Изреженный сосняк на верховом сфагновом болоте	0,43
Л-3 (Там же)	Дерново-слабодзолистая песчаная	Элювиальный	Культуры сосны	0,76

Таблица 1 (окончание)

СПП, расстояние и направление от ЧАЭС	Почвы (по [112])	Тип ландшафта	Тип фитоценоза (по [194])	Плотность загрязнения по ¹³⁷ Cs на 1986 г., МБк/м ²
Киевская обл. (Украина, 30-километровая зона ЧАЭС)				
<i>Дитяткинское лесничество</i>				
Д-1 (28,5 км на Ю)	Подзолистая иллювиально-железистая песчаная	Элювиальный	Широколиственно-сосновый лес	0,24
Д-2 (27 км на Ю)	Подзолистая оглеенная песчаная	Транзитно-аккумулятивный	То же	0,24
Д-3 (26 км на Ю)	Болотная низинная торфяно-глеевая	Аккумулятивный	Черноольшатник разнотравно-злаковый	0,24
<i>Лелевское лесничество</i>				
К-1 (7 км на Ю-В)	Вторично-оподзоленная песчаная	Элювиальный	Сосняк разнотравно-зелено-мощный	2,54
К-2 (6,5 км на Ю-В)	Вторично-оподзоленная песчаная	Транзитно-аккумулятивный	То же	2,90
К-3 (6 км на Ю-В)	Подзолистая иллювиально-гумусово-железистая песчаная	То же	То же	3,23
К-4 (5,8 км на Ю-В)	Аллювиальная болотная иловато-перегнойно-глеевая	Аккумулятивный	Комплекс: пойменно-разнотравно-злаковый луг и низинное осоковое болото	2,43
К-6 (3,5 км на Ю)	Вторично-оподзоленная песчаная	Элювиальный	Культуры сосны	6,90
К-7 (3 км на Ю)	Болотная перегнойно-торфяно-глеевая	Аккумулятивный	Переходное разнотравно-осоковое болото	6,02

<i>Чистоголовское лесничество</i>				
Ч-1 (5,2 км на Ю-З)	Подзолистая оглениная песчаная	Транзитно-аккумулятивный	Сосняк разнотравно-зелено- мощный	3,91
Ч-2 (5,9 км на Ю-З)	Вторично-оподзоленная песчаная	Транзитный	Культуры сосны	3,42
Ч-3 (6,5 км на Ю-З)	То же	Элювиальный	То же	3,67
<i>Новошепеличское лесничество</i>				
Ш-1 (6 км на З)	Слабподзолистая слабодифференци- рованная песчаная	Элювиальный	Широколиственно-сосновый лес	44,73
Ш-2 (5,2 км на С-З)	Вторично-оподзоленная песчаная	То же	Культуры сосны	5,05
Ш-3 (5 км на С-З)	Болотная перегнойно-илувато-глеевая	Аккумулятивный	Низинное осоковое болото	6,49
<i>Семиходы</i>				
С-1 (3 км на С-В)	Дерново-глеевая	Аккумулятивный	Пойменный разнотравно-злако- вый луг	23,52
<i>Усово</i>				
У-1 (6,5 км на С)	Дерновая песчаная поверхностно- слабоотторфованная	Транзитно-аккумулятивный	Широколиственно-сосновый лес	10,04
У-2 (Там же)	Дерново-подзолистая песчаная	Элювиальный	Культуры сосны	14,85

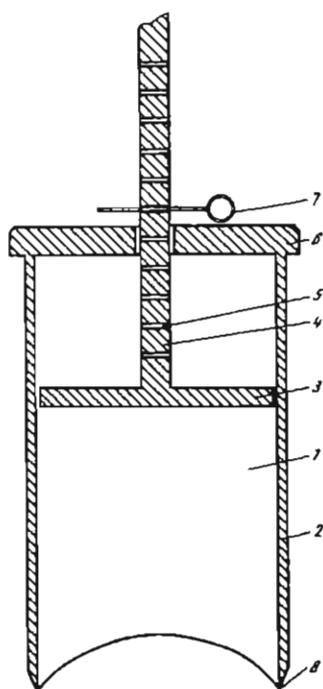


Рис. 3. Продольный разрез пробоотборника

1 - цилиндр; 2 - стенка цилиндра; 3 - поршень; 4 - шток; 5 - делительное отверстие; 6 - крышка бура; 7 - ограничительная шпилька; 8 - режущая часть бура

Отбор проб структурных компонентов биогеоценозов производится в целом по методикам, традиционно принятым в области изучения биологического круговорота веществ [17]. В радиоэкологических исследованиях его целесообразно проводить по схеме, приведенной на рис. 2.

Определение запасов фитомассы в растительном ярусе проводится экспериментально-расчетным методом, основу которого составляют математические зависимости между различными компонентами древостоя [54, 58, 64, 167, 169, 199, 200, 220, 281, 282].

Для установления фракционного состава древесных пород на экспериментальных участках проводится аппроксимация эмпирической зависимости между запасами отдельных фракций фитомассы и таксационными показателями древостоев. В качестве моделей аппроксимации используются уравнения прямой или обратной линейной зависимости, степенное и др.; в качестве аргументов - высота древостоя (h), диаметр ствола на высоте 1,3 м (d), произведение квадрата диаметра ствола на высоту древостоя ($d^2 h$) или возраст древостоя. Расчетные формулы зависимости фракционного состава фитомассы от таксационных показателей древостоев региона исследований приведены в табл. 2.

Так как особенности радиоактивного загрязнения отдельных структурных компонентов древостоев тесно связаны с площадью их поглощательной поверхности и пространственным расположением, то в добавление к основным фракциям фитомассы выделяют и частные: ветви крупные ($d > 1-1,5$ см) и мелкие ($d < 1-1,5$ см), кора "наружная" и "внутренняя" (табл. 3), что в первом приближении соответствует покровной корке и слою луба. Нисходящий поток радионуклидов в лесных биогеоценозах также изучался общепринятыми методами [17]. Схема включает учет поступления опада и оценку процессов его деструкции, лизиметрические наблюдения, учет кроновых и стволовых вод.

Интенсивность перераспределения радионуклидов в системе гео-

Таблица 2. Регрессионные уравнения зависимости фракционной структуры общей фитомассы (%) от таксационных показателей древостоев

Фракция фитомассы, у	Аргумент уравнения, x	Уравнение	r^{**}	R^2	σ^2	m
<i>Сосна</i>						
Древесина	Возраст	$y = 38,86 \cdot x^{0,14}$	0,84	69,78	0,38	0,06
Кора	d	$y = 18,45 \cdot x^{-0,40}$	0,75	53,01	0,31	0,01
Ветви	Возраст	$y = 71,52 \cdot x^{-0,60}$	-0,72	51,79	6,08	0,38
Ветви крупные	% ветвей	$y = 1/(9,88 \cdot 10^{-3} + 2,48 \cdot 10^{-4} \cdot x)$	0,79	62,03	0,001	0,001
Хвоя	Возраст	$y = 151,41 \cdot x^{-0,98}$	-0,85	72,59	22,03	0,39
Хвоя старше 1 года	"	$y = 1,50 \cdot x^{-0,07}$	-0,72	51,70	1,23	0,19
Корни	"	$y = 10,77 + 0,06 \cdot x$	0,68	45,89	0,55	0,42
<i>Ель</i>						
Ствол	h	$y = 35,59 \cdot x^{0,21}$	0,88	77,46	0,51	0,09
Древесина *	Возраст	$y = 20,17 \cdot x^{0,28}$	0,76	58,36	1,59	0,16
Ветви	"	$y = 76,17 \cdot x^{-0,58}$	-0,66	44,04	5,20	0,47
Ветви мелкие	"	$y = 603,65 \cdot x^{-0,64}$	-0,91	83,55	1,84	0,17
Хвоя	"	$y = 413,64 \cdot x^{-1,04}$	-0,87	76,14	9,76	0,35
Корни	"	$y = 32,23 \cdot x^{-0,14}$	-0,68	47,85	0,55	0,15
<i>Дуб</i>						
Древесина	d^2h	$y = e^{(4,16-0,00002 \cdot x)}$	-0,82	67,03	0,05	0,08
Кора	d^2h	$y = e^{(2,63-0,00002 \cdot x)}$	-0,94	88,92	0,04	0,04
Ветви	Возраст	$y = 2,42 \cdot x^{1,03}$	-0,65	42,54	5,22	0,63
Листья	h	$y = 5,42-0,21 \cdot x$	-0,82	66,43	0,83	0,31
Корни	d^2h	$y = e^{(2,77-0,00004 \cdot x)}$	0,74	54,53	0,32	0,22
<i>Береза</i>						
Древесина *	Возраст	$y = e^{(4,64-0,00514 \cdot x)}$	-0,78	60,86	0,93	0,21
Кора *	"	$y = 1,75 \cdot x^{0,47}$	0,70	48,59	0,89	0,30
Ветви *	d	$y = e^{(0,13 \cdot x-0,37)}$	0,73	53,34	4,49	0,55
Листья *	Возраст	$y = e^{(0,014 \cdot x-0,25)}$	0,84	70,93	5,42	0,47
Корни	"	$y = 1/(6,67 \cdot 10^{-3} + 1,53 \cdot 10^{-3} \cdot x)$	0,98	96,20	0,004	0,01
<i>Осина</i>						
Древесина *	h	$y = 53,52 \cdot x^{0,10}$	0,77	58,78	0,01	0,03
Кора *	h	$y = 31,50 \cdot x^{-0,31}$	-0,88	78,04	0,24	0,07
Ветви *	Возраст	$y = e^{(1,81 + 0,00999 \cdot x)}$	0,87	76,21	0,20	0,11
Листья *	"	$y = 1,38 \cdot x^{-1,04}$	-0,97	94,07	0,14	1,34

Таблица 2 (окончание)

Фракция фитомассы, у	Аргумент уравнения, х	Уравнение	r^{**}	R^2	σ^2	m
<i>Ольха</i>						
Древесина	Возраст	$y = 25,20 \cdot x^{0,32}$	0,95	89,84	0,01	0,02
Кора	"	$y = 1/(0,04 + 1,12 \cdot 10^{-3} \cdot x)$	0,78	61,18	0,01	0,003
Ветви	"	$y = 3010,92 \cdot x^{-1,64}$	-0,90	80,77	0,43	0,13
Листья	"	$y = 290686,31 \cdot x^{-36,60}$	-0,86	74,80	2,25	0,33
Корни	"	$y = 678,58 \cdot x^{-1,27}$	-0,71	52,13	0,32	0,30

* % от надземной фитомассы.

** r – коэффициент корреляции; R^2 – достоверность; σ^2 – сумма квадратов отклонений; m – ошибка корреляции.

Таблица 3. Структура коры различных пород деревьев, %

Порода	Кора внутренняя			
	Вершина ствола	Середина ствола	Комель	Средне-взвешенная оценка
Сосна	43,2	22,5	14,9	20,1
Береза	77,2	72,2	34,7	69,4
Дуб	60,5	46,8	31,0	45,4
Ель	69,1	60,5	41,0	58,2
Осина	69,4	68,5	30,4	64,8
Ольха	53,8	31,5	26,1	37,6

Порода	Кора наружная			
	Вершина ствола	Середина ствола	Комель	Средне-взвешенная оценка
Сосна	56,8	77,5	85,1	79,9
Береза	22,8	27,9	65,4	30,6
Дуб	39,5	53,2	69,0	54,6
Ель	30,9	39,5	59,0	42,8
Осина	30,6	31,5	69,6	35,2
Ольха	46,2	68,5	73,9	62,4

химически сопряженных лесных ландшафтов целесообразно оценивать по изменению запасов радионуклидов не в отдельных компонентах, а в элементарных ландшафтах в целом, а также и по изменению мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД).

1.2. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА

По уточненным данным Федеральной службы лесного хозяйства РФ, общая площадь радиоактивно-загрязненных земель на территории Брянской обл. на 1 января 1995 г. составляла 171 тыс. га, в том числе с плотностью загрязнения от 37 до 185 кБк/м² – 60%; 185–555 – 23%; 155–1480 – 15% и более 1480 кБк/м² около 2%. На территории Калужской обл. загрязнению подвергалось 177,8 тыс. га, из них от 37 до 185 кБк/м² – 75%, 185–555 – около 25%; 555–1480 – менее 1%. В Тульской обл. загрязнено 74,8 тыс. га, из них от 37 до 185 кБк/м² – 97%; 185–555 кБк/м² – 3% [205]. На Украине радиоактивному загрязнению подверглась площадь около 9 млн га, из них 1,75 млн га приходится на лесные массивы [189]. По ориентировочным оценкам, площадь лесных массивов, подвергшихся загрязнению в Брянской обл., достигает 1900 км², Калужской – 810 км².

Характерной особенностью чернобыльского выброса явилась значительная пространственная и временная неоднородность плотности, радионуклидного состава и физико-химических форм выпадения. Большая часть радионуклидов находилась в составе слаборастворимых полидисперсных частиц размером от десятых долей до сотен мкм (так называемые "горячие" частицы)*. Вещественный состав большинства матриц "горячих" частиц (до 90%) представлен оксидами урана неодинаковой степени окисления с различными примесями. Их радионуклидный состав близок к таковому облученного ядерного топлива, но с фракционированием летучих высокодисперсных продуктов деления [92, 111, 140, 142, 302]. Встречаются и так называемые рутениевые частицы с матрицей из элементов группы железа, в значительной степени обогащенные ¹⁰³Ru, ¹⁰⁶Ru. Также обнаружены частицы, обогащенные ¹⁴⁴Ce, ¹⁴⁴Ce + ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁴Ce + ^{134,137}Cs, и чисто цезиевые частицы [314, 319, 323].

Более крупные топливные частицы размером до 200 мкм выпали преимущественно в зоне, прилегающей к реактору. Причем на участки, где радиоактивный след формировался в первые часы после аварии, выпали наиболее труднорастворимые частицы с меньшей степенью окисления урана. Их матрица в основном состояла из UO₂ [192]. На более удаленных территориях (Брянск–Тула–Калуга–Прибалтика–страны Европы) загрязнение было обусловлено осаждением мелкодисперсных частиц и газоаэрозолей, в составе которых первоначально доминировали изотопы иода, а затем цезия.

Загрязнение данных регионов на 80–90% определялось конденса-

* Под термином "горячие" частицы понимаются частицы различной природы (топливные, конденсационные, абсорбционные) с удельной активностью больше 0,1 Бк/мкг [165].

ционной компонентой [72], и лишь 10–20% активности было связано с относительно небольшим числом "горячих" частиц переменного радионуклидного состава [179]. Т.е. по мере удаления от источника выброса доля топливной компоненты в выпадениях падала и дисперсный состав "горячих" частиц менялся [110].

В общем плане плотность поверхностного загрязнения центральных районов Восточно-Европейской равнины варьировала в пределах 5–6 математических порядков: от единиц кБк/м² до сотен мБк/м². Для территории России этот показатель колебался от единиц кБк/м² до нескольких МБк/м². Максимальное загрязнение отмечалось в 30-километровой зоне отчуждения ЧАЭС. Минимальный размах варьирования отмечался на территории Тульской обл. РФ. По мере приближения к источнику выброса размах варьирования плотности загрязнения сильно возрастал, что отразилось в вариациях этого показателя на территории 30-километровой зоны ЧАЭС. Здесь диапазон колебаний плотности загрязнения на ключевых участках составил от 1480 кБк/м² (на границе зоны) до 370 МБк/м² (в части, прилегающей к реактору). Пространственная неоднородность загрязнения, как правило, подчинялась закону логнормального распределения [7, 93, 173]. Коэффициент варьирования рассматриваемого показателя составлял 30–35%, однако по мере приближения к источнику выброса в топографии распределения радионуклидов усиливалась микроочаговость, обусловленная возрастанием доли топливных частиц в выпадениях [344].

По радионуклидному составу загрязнение также было неоднородным. Для выпадений в ближней зоне он был близок к таковому в поврежденном реакторе на момент выброса, по мере удаления от ЧАЭС радионуклидный состав обогащался летучими компонентами (йодом, цезием) и обеднялся тугоплавкими (церием, цирконием, ниобием и т.д.) нуклидами (табл. 4).

Радионуклидный состав загрязнения лесов РФ (Брянская, Калужская, Тульская обл.) примерно однотипен. Основными дозообразующими радионуклидами являются изотопы цезия ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs. На их долю (по данным на сентябрь 1988 г.) приходилось более 90% от суммарной активности, доля ⁹⁰Sr в общем загрязнении составляла не более 1–2%, что в абсолютных единицах исчислялось величинами порядка 7,4–29,6 кБк/м² (табл. 5).

В то же время на участках 30-километровой зоны ЧАЭС доля изотопов цезия (на август 1987 г.) составляла 19–24%, с незначительным нарастанием этой величины к границам зоны. Особенности радиоактивного загрязнения исследуемой территории во многом определили последующее распределение радионуклидов в почве, их биологическую доступность и характер накопления растениями.

В соответствии с плотностью и физико-химическими формами выпадений изменялась и величина мощности экспозиционной дозы. В начальный период она варьировала от 0,2 до 0,7 мР/ч в пределах РФ и от 0,7 до 95,0 мР/ч на территории 30-километровой зоны отчуждения (табл. 6).

Таблица 4. Средний радионуклидный состав загрязнения территории Европейской части СНГ гамма-излучающими радионуклидами и ^{90}Sr на 1986 г., % [15, 75, 81, 167]

Территория загрязнения	^{131}I	^{103}Ru	^{106}Ru	^{134}Cs	^{137}Cs	$^{95}\text{Zr} +$ $+ ^{95}\text{Nb}$	$^{140}\text{La} +$ $+ ^{140}\text{Ba}$	^{141}Ce	^{144}Ce	^{90}Sr
<i>Россия (на 23.05)</i>										
Брянская обл.	25,0	25,5	–	13,2	25,0	2,7	7,8	–	–	0,8
Калужская обл.	24,6	24,8	–	14,1	26,1	1,8	8,1	–	–	0,5
Тульская обл.	20,9	33,6	–	12,5	24,0	1,9	6,5	–	–	0,6
<i>30-километровая зона ЧАЭС, Украина (на 10.05)</i>										
5–10 км	5,5	14,1	3,5	0,7	1,2	40,1	5,1	15,1	13,1	1,7
10–30 км	38,4	13,8	3,7	2,6	4,7	21,7	–	7,8	6,5	0,8

Таблица 5. Радионуклидный состав загрязнения почв лесов Европейской части СНГ, %

Участок	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{95}Zr	^{95}Nb
<i>Россия (на сентябрь 1988 г.)</i>						
Пл-1*	–	18,4	75,2	6,4	–	–
Пл-2	–	17,9	76,7	5,4	–	–
Кл-1	0,04	18,3	75,9	5,8	–	–
Кл-2	0,05	18,4	75,3	6,2	–	–
Зл-1	1,50	18,1	74,2	6,2	–	–
<i>30-километровая зона ЧАЭС, Украина (на август 1987 г.)</i>						
Д-1	52,5	6,0	18,1	19,5	1,7	2,3
К-2	52,1	5,8	17,9	20,7	1,1	2,5
Ш-1	57,1	4,9	14,5	19,1	1,4	2,8

* Характеристику участков см. в табл. 1.

Таблица 6. Динамика мощности экспозиционной дозы гамма-излучения в лесах, мР/ч

Участок	h, м	Годы							
		1987	1988	1989	1990	1991	1992	1994	1995
<i>Россия</i>									
Пл-1*	0**	-	0,20	0,08	0,07	0,06	0,06	-	-
	1	-	-	-	-	0,05	0,04	-	-
Пл-2	0	-	0,18	0,07	0,07	0,06	0,05	-	-
	1	-	-	-	-	0,05	0,04	-	-
Кл-1	0	-	0,40	0,16	0,14	0,12	0,11	-	-
	1	-	-	-	-	0,09	0,08	-	-
Кл-2	0	-	0,39	0,15	0,12	0,11	0,10	-	-
	1	-	-	-	-	0,09	0,07	-	-
Зл-1	0	-	0,71	0,35	0,28	0,25	0,20	-	-
	1	-	-	-	-	0,20	0,15	-	-
<i>30-километровая зона ЧАЭС, Украина</i>									
Д-1	0	0,68***	0,22	0,13	0,10	0,05	0,05	0,04	0,04
	1	-	-	0,07	0,05	0,03	0,04	0,03	0,03
Д-3	0	0,73***	0,23	0,11	0,10	0,05	0,05	0,04	0,03
	1	-	-	0,07	0,05	0,04	0,04	0,03	0,02
К-2	0	-	1,90	1,36	0,91	0,43	0,47	0,36	0,31
	1	-	-	0,72	0,52	0,34	0,33	0,27	0,23
Ш-1	0	95,0	57,60	36,5	12,93	6,32	5,94	5,04	4,47
	1	-	-	19,1	6,99	4,53	4,18	3,52	3,18

* Характеристику участков см. в табл. 1.

** 0 – на поверхности почвы; 1 – на высоте 1 м.

*** По данным на 1986 г.

Таблица 7. Динамика соотношения плотности загрязнения и МЭД в лесах, (Ки/км²)/(мР/ч)

Участок	h, м	Годы							
		.1987	1988	1989	1990	1991	1992	1994	1995
<i>Россия</i>									
Пл-1*	0**	–	50,8	128,3	148,0	173,1	187,6	–	–
	1	–	–	–	–	215,4	278,4	–	–
Пл-2	0	–	56,9	152,0	166,8	193,8	202,0	–	–
	1	–	–	–	–	238,5	313,4	–	–
Кл-1	0	–	42,7	109,3	124,5	141,5	152,2	–	–
	1	–	–	–	–	202,2	205,7	–	–
Кл-2	0	–	39,7	101,3	127,4	134,1	149,8	–	–
	1	–	–	–	–	170,1	209,8	–	–
Зл-1	0	–	52,2	103,4	128,3	141,5	178,3	–	–
	1	–	–	–	–	178,6	233,1	–	–
<i>30-километровая зона ЧАЭС, Украина</i>									
Д-1	0	8,8***	24,7	43,3	55,5	106,7	109,5	140,0	146,4
	1	–	–	89,7	113,6	192,0	153,3	233,3	256,2
Д-3	0	9,7***	23,9	60,0	62,2	140,5	125,0	162,9	195,5
	1	–	–	93,8	130,2	200,0	161,3	231,6	307,7
К-2	0	–	35,0	51,8	75,5	157,1	139,1	171,4	195,3
	1	–	–	98,6	133,3	200,0	200,0	230,8	266,4
Ш-1	0	12,6	16,1	30,4	81,3	158,5	160,2	171,0	188,4
	1	–	–	58,1	150,4	221,2	227,8	245,0	265,0

*, **, *** То же, что в табл. 6.

Интенсивность снижения МЭД резко замедляется со временем. Это, с одной стороны, обусловлено радиоактивным распадом короткоживущих изотопов и почти 100% долевым вкладом в формирование МЭД в настоящее время долгоживущего ^{137}Cs , а с другой – аккумуляющей ролью лесной подстилки, сдерживающей миграцию радионуклидов в минеральные слои почвы.

Линейной зависимости между изменением плотности загрязнения и величиной МЭД во временном ряду не наблюдается (табл. 7). Отмечается лишь закономерное нарастание величины соотношения плотности загрязнения и МЭД (коэффициент A):

$$A = \sigma / (\text{МЭД}_{\text{изм}} - \text{МЭД}_{\text{фон}}),$$

где σ – плотность загрязнения, Ки/км²; $\text{МЭД}_{\text{изм}}$ – мощность экспозиционной дозы по результатам измерения, мР/ч; $\text{МЭД}_{\text{фон}}$ – среднестатистический показатель естественного радиационного фона на исследуемой территории в доаварийный период (по данным Госкомгидромета принят равным 10 мкР/ч).

Отсюда становится очевидным, что оценка плотности загрязнения по величине МЭД, несмотря на взаимосвязь между этими показателями, достаточно условна, поскольку зависит от целого ряда динамично изменяющихся факторов: а) интенсивности миграционных процессов, т.е. степени заглупления радионуклидов; б) интенсивности биологического круговорота; в) особенностей микрорельефа; г) особенностей радионуклидного состава загрязнения и ряда других показателей.

1.3. ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНЫЙ ПОКРОВ

ХАРАКТЕРИСТИКА РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

Основные характеристики фитоценоза (количество ярусов в экосистеме, архитектоника полога, высота и сомкнутость древостоев, их жизненность, фенологическая фаза и т.д.), а также их породный состав играют весьма важную роль в поглощении радионуклидов, так как определяют величину площади их первичного задержания при аэральном выпадении. Так, в средневозрастных древостоях при полноте 0,8 индекс листовой поверхности составляет около 2,1–2,2 га/га в сосняках, 2,2–3,1 га/га в осинниках, 3,2–4,3 га/га в березняках [48], т.е. при прочих равных условиях крона березы потенциально способна задерживать относительно большее количество атмосферных примесей. Очевидно, что первичному радиоактивному загрязнению в большей степени подвергаются те структурные компоненты древесных растений, которые имеют поверхностное расположение: фотосинтезирующие органы, ветви, кора; в меньшей степени загрязняются древесина и корни.

Вторичное загрязнение растительности лесных экосистем связано с корневым потреблением элементов минерального питания и сопут-

ствующим ему поглощением радионуклидов из почв. Разумно полагать, что в многолетних древесных сообществах параметры загрязнения в целом коррелируют с показателями биологической продуктивности древостоев, причем максимальная интенсивность загрязнения характеризует те структурные компоненты фитомассы, которые отличаются наибольшей текущим приростом. Существенно, что в органах многолетней аккумуляции органического вещества (стволах, корнях, ветвях и побегах) при этом может наблюдаться кумулятивное накопление радионуклидов, а во фракциях с меньшей продолжительностью жизни (хвое и листьях, генеративных органах) объемы депонирования загрязнителей определяются их актуальным поглощением из почвы.

В зоне загрязнения радионуклидами чернобыльского выброса оказались лесные экосистемы различных природных зон и провинций [194], что, наряду с разнообразием локальных эдафических условий, возраста, структуры и породного состава древостоев, определило особенности взаимодействия элементов растительного покрова с радиоактивными выпадениями.

Среди лесных экосистем территории, подвергшейся загрязнению, преобладают сосняки. Сосновые формации занимают более 51% лесопокрытой площади Припятского лесорастительного района, 42% Суражско-Новозыбковского лесорастительного района (Брянская обл.) и около 20–40% площади сосново-елово-широколиственного и хвойно-широколиственного лесорастительного районов соответственно Калужской и Тульской обл. [25, 42, 62, 187]. Среди эдафотипов сосняков наиболее обычны зеленомошные, черничные и сфагновые, т.е. свежие, влажные и мокрые типы леса. По составу древостоев выделяются монодоминантные сосновые насаждения сосны обыкновенной и кондоминантные дубово-сосновые леса с участием в эдификаторном ярусе дуба черешчатого, липы мелколиственной. В качестве примесной породы в древостое сосновых боров может встречаться береза бородавчатая, в смешанных насаждениях – береза бородавчатая и осина, иногда ель европейская [58, 186]. Чистые сосняки наиболее обычны на территории Украинского Полесья, а в пределах Тульской, Калужской и Брянской обл. они уступают господство сосново-широколиственным лесам.

Помимо сосны обыкновенной основными лесообразующими породами служат дуб черешчатый, березы бородавчатая и пушистая, осина, ель европейская, ольха черная, которые образуют как чистые, так и смешанные насаждения и встречаются в широком диапазоне экологических условий. Типологическое разнообразие лесов зоны загрязнения связано с расчлененностью рельефа, различиями в условиях увлажнения и уровнях плодородия почв. Отметим, что в результате длительного антропогенного освоения территории коренные типы леса к настоящему времени частично заменены производными лесными фитоценозами, по преимуществу с участием мелколиственных пород, или лесными культурами [176].

Стационарные пробные площади сети полигонов радиоэкологического мониторинга занимают центральное положение в соответствующую

щих группах типов леса и охватывают широкий диапазон ландшафтных условий (элювиальные, транзитно-аккумулятивные и аккумулятивные позиции), что в совокупности дает представление о наиболее типичных лесных ландшафтах различных зон радиоактивного загрязнения.

В общей структуре наземной органической массы лесных фитоценозов хвойно-широколиственной зоны на долю древесного яруса приходится 95–99%, а в общем годичном приросте – не менее 72–84% [25, 158, 281]. Таким образом, несмотря на заметные различия в типологической принадлежности фитоценозов, в характеристиках их подлеска и напочвенного покрова, именно биологическая продуктивность древесного яруса в основном определяет параметры накопления органической массы во всей экосистеме леса.

Фракционный состав и запасы фитомассы. При всем многообразии факторов, влияющих на аккумуляцию радионуклидов древесным ярусом биогеоценозов, одно из ключевых значений имеют общие запасы фитомассы, ее фракционная структура и динамика роста. Бесспорно, что эти величины влияют и на объемы поверхностного и внутритканевого накопления радионуклидов в древесных растениях. Определение фракционного состава и запасов фитомассы является необходимым компонентом любого биогеоценологического исследования, так как с первым связаны параметры интенсивности биологического круговорота элементов, а со вторым – его общая емкость.

Исследованию вопроса структуры фитомассы древостоев посвящено немало фундаментальных работ [9, 48, 79, 158, 214]. Согласно результатам этих исследований и проведенным нами на основании экспериментального материала расчетам, в фитомассе всех древесных пород абсолютно доминирует фракция древесины, составляющая более 50% общих запасов (табл. 8). Минимальную роль играют генеративные органы, доля которых менее 1% [58, 214].

Расчеты подтвердили существенные различия в структуре фитомассы отдельных пород деревьев, что связано с архитектурой кроны, характеристиками фотосинтеза, условиями корневого питания и другими физиологическими особенностями. Так, соотношение фракций древесины : корни : ветви : кора : хвоя (листья) в древостоях сосны составляет приблизительно 21 : 4 : 2 : 2 : 1; ели – 8 : 3 : 1 : 2 : 1; дуба – 27 : 9 : 6 : 3 : 1; березы – 41 : 6 : 7 : 4 : 1; осины – 24 : 4 : 3 : 5 : 1; ольхи – 38 : 4 : 5 : 3 : 1.

Фракционная структура текущего прироста средневозрастных и припевающих древостоев существенно отличается от компонентного состава фитомассы в целом (табл. 8, 9). В общей годичной продукции заметно преобладают фракции древесины и хвои (листьев), которые характеризуются близкими параметрами биопродуктивности (в среднем около 30–50% в год); со средней скоростью увеличивается масса ветвей, наименьший прирост отмечается для коры и, в некоторых случаях, для корней. В этой связи древесина годичных колец, образованных после аварии на ЧАЭС, хвоя и листья текущего года потенциально обладают наибольшей емкостью накопления радионуклидов. Как из-

Таблица 8. Структура фитомассы различных древесных пород в загрязненных лесах, %

Порода	Древесина	Кора		Ветви		Хвоя/листья		Корни
		внутренняя	наружная	мелкие	крупные	1-го года	> 1 года	
Сосна	<u>68,8–71,7</u>	<u>1,0–1,3</u>	<u>3,8–5,1</u>	<u>0,7–1,1</u>	<u>5,2–6,3</u>	<u>0,9–2,3</u>	<u>1,7–2,5</u>	<u>13,8–14,9</u>
	70,8	1,1	4,2	0,8	5,6	1,1	2,0	14,4
Береза	<u>62,9–72,5</u>	<u>5,7–8,4</u>	<u>2,6–3,6</u>	<u>1,7–6,4</u>	<u>2,0–8,5</u>	<u>1,1–1,8</u>	Нет	<u>8,8–14,8</u>
	68,9	7,0	3,1	3,5	4,1	1,5		11,6
Дуб	<u>55,7–61,9</u>	<u>5,4–6,1</u>	<u>6,5–7,3</u>	<u>1,1–1,9</u>	<u>2,4–4,1</u>	<u>2,2–3,0</u>	"	<u>18,1–24,9</u>
	59,5	5,8	7,0	1,5	3,2	2,5		20,5
Осина	<u>65,4–69,7</u>	<u>7,1–8,3</u>	<u>3,9–4,5</u>	<u>2,3–3,9</u>	<u>4,5–6,8</u>	<u>1,7–3,0</u>	"	<u>7,6–11,1</u>
	67,9	7,6	4,1	3,3	5,5	2,2		9,6
Ель	<u>53,0–56,4</u>	<u>8,1–8,8</u>	<u>5,9–6,4</u>	<u>2,5–3,4</u>	<u>3,9–4,1</u>	<u>0,9–1,1</u>	<u>4,0–5,4</u>	<u>17,4–18,3</u>
	54,8	8,5	6,17	3,0	4,0	1,0	4,7	17,9
Ольха	<u>74,1–75,9</u>	<u>3,3–3,5</u>	<u>5,5–5,8</u>	<u>2,1–2,6</u>	<u>3,8</u>	<u>2,0</u>	Нет	<u>7,5–8,2</u>
	75,0	3,4	5,6	2,4	3,8	2,8		7,9

Примечание. В числителе – разброс значений, в знаменателе – среднее значение.

Таблица 9. Структура годичного прироста фитомассы древесных пород в лесах центральных районов Русской равнины, %

Порода	Древесина	Кора		Ветви		Хвоя/листья	Корни
		внутренняя	наружная	мелкие	крупные		
Сосна	44,7	0,3	1,2	1,0	0,8	42,1	10,3
Береза	30,2	6,5	2,8	3,9	5,8	51,1	0
Дуб	25,3	2,5	2,9	1,7	3,5	46,6	17,6
Осина	25,1	0,6	0,3	1,2	5,0	72,5	Не отп.
Ель	41,8	3,9	2,8	1,0	1,8	40,8	8,7
Ольха	40,2	1,3	2,1	1,2	1,0	49,7	4,5

вестно, различные виды древесных растений имеют неодинаковую структуру текущего прироста. Соотношение в массе годичной продукции изучаемых древостоев фракций древесина : листья (хвоя) составляет в среднем 1 : 1 для сосны, ели, ольхи; 1 : 1,5 – для березы, 1 : 2 – для дуба и 1 : 3 – для осины. Таким образом, в древостоях с сосной, елью или ольхой черной как эдификаторами растительного сообщества поглощенные из почвы радионуклиды должны в значительной мере надолго задерживаться в древесине, а в древостоях с доминантными дубом, березой или осиной вероятно также существенное развитие "быстрых" сезонных биогеохимических циклов потребления радионуклидов из почвы и возврата их с опадом фотосинтезирующих органов.

Наибольшие запасы общей фитомассы характерны для сосны обыкновенной на территории Киевской и Брянской обл., относящихся, согласно ботанико-географическому районированию, к Полесской интразональной подпровинции широколиственно-лесной (подтаежной) широтной зоны [194]; для ели обыкновенной – в Среднерусской подпровинции этой зоны (Калужская обл.) и для березы бородавчатой в северной части лесостепи (Тульская обл.).

В послеаварийный период накопление общей фитомассы деревьев сопровождалось изменением запасов ее фракций. Как следует из особенностей фракционной структуры древесной фитомассы, с момента аварии наиболее значительно увеличивались запасы собственно древесины, заметно возрастала также масса крупных ветвей, коры наружной у сосны, ели и дуба и внутренней у березы, осины и ольхи. Разница в величинах ежегодной биологической продукции хвои (листьев), мелких ветвей и генеративных органов была не так существенно выражена. Однако именно последние фракции фитомассы обновляются с наибольшей скоростью, ежегодно интенсивно прирастают и практически полностью составляют древесный опад в лесных экосистемах, что в значительной степени формирует сезонные биогеохимические потоки веществ в древесных сообществах, включая потоки поглощенных растениями радионуклидов.

По оценочному прогнозу, в период после аварии запасы фитомассы ежегодно возрастали на 3–7 т/га, что составило в итоге примерно 7–10% от массы древесного яруса фитоценозов на момент выпадений.

ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА

В почвенно-климатическом отношении территория находится в пределах двух поясов: бореальном и суббореальном и, соответственно, двух смежных природных зон: таежно-лесной и лесостепной. В пределах таежно-лесной зоны она включает подзону дерново-подзолистых почв южной тайги двух почвенных фаций: умеренно-кратковременно-промерзающих и умеренно-промерзающих почв Белорусской и Среднерусской почвенных провинций; в пределах лесостепи – фацию умеренно-промерзающих почв Окско-Донской почвенной провинции [77]. Разнообразие почвенных зон, фаций и почвенных провинций дало возможность исследовать широкий спектр почв, характеризующихся

большим различием почвенных свойств и процессов, обуславливающих миграцию радионуклидов.

Исследуемые почвы относятся к следующим типам: черноземы, дерновые, дерново-подзолистые и подзолистые почвы, аллювиальные лугово-болотные, аллювиальные болотные иловато-перегнойно-глеевые, аллювиальные болотные иловато-торфяные и болотные торфяные. По гидрологическому режиму, в значительной степени определяющему специфику поведения радионуклидов в почвах [8, 133, 171, 233], данный типовой ряд разделяется на две группы: автоморфные и гидроморфные почвы.

Лесные подстилки и запасы органического вещества. По мнению многих исследователей, лесная подстилка представляет собой особый, отличный от почвы и в определенной степени независимый компонент БГЦ [90, 103, 229]. Ее мощность и запасы, в составе которых преобладает органическое вещество, динамичны как в течение вегетационного периода, так и в многолетнем ряду [103]. Лесная подстилка, с одной стороны, является депо элементов питания, а с другой – во многом определяет качественный и количественный состав растворимого органического вещества, поступающего в минеральные слои почвы, что оказывает существенное влияние на миграционную подвижность радионуклидов в БГЦ в целом [2, 105, 106]. Особенно важна роль подстилки в песчаных почвах, где она является единственным биогеохимическим барьером, сдерживающим вертикальную и горизонтальную миграцию радионуклидов в ландшафтах. По прогнозным оценкам, подстилка длительное время будет удерживать большую часть суммарной активности в загрязненных лесах [241, 242, 277, 290]. Особая роль подстилки в процессах аккумуляции радиоактивных веществ во многом определяется ее строением и мощностью [250, 280].

Результаты исследований пространственной неоднородности мощности и запасов подстилки в лесах, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, показали практически все многообразие ее видов: от грубогумусной типа мор или модер-мор до лесного мюлля, характеризующегося полным включением органической части в минеральную и образованием глинисто-гумусовых комплексов [197]. На большей части территории данный органогенный горизонт хорошо выражен, имеет полнопрофильное строение, соответствующее тому или иному виду подстилки. Это свидетельствует о ненарушенности, т.е. естественном течении процессов ее формирования в данных условиях.

Средняя мощность лесной подстилки составляет относительно близкую величину – 4–5 см (табл. 10). Вместе с тем варьирование рассматриваемого показателя в пределах БГЦ неодинаково. Наибольших значений коэффициент варьирования (V) мощности подстилки достигает в широколиственных и широколиственно-хвойных лесах. В культурах сосны и естественных сосняках он снижается. В то же время колебания величины V отражают региональные особенности формирования (строения) лесной подстилки и, видимо, степень антропогенной нагрузки на данную территорию. Так, в сосняках Украинского Полесья,

Таблица 10. Варьирование запасов мощности лесной подстилки, см

Тип БГЦ (состав опада в подстилке*)	<i>n</i>	<i>M</i>	$\pm m$	max	min	<i>G</i>	<i>V</i> , %
<i>Брянская обл. (Россия)</i>							
Сосняк мшистый (мохово-хвойный)	16	$\frac{4,91}{5,02}$	$\frac{0,27}{0,34}$	$\frac{7,5}{8,03}$	$\frac{3,0}{3,61}$	$\frac{1,08}{1,35}$	$\frac{21,9}{26,8}$
Культуры сосны (мохово-хвойный)	16	$\frac{4,29}{2,97}$	$\frac{0,23}{0,18}$	$\frac{6,0}{4,48}$	$\frac{2,7}{1,3}$	$\frac{0,93}{0,74}$	$\frac{21,6}{24,9}$
Широколиственно-хвойный (хвойно-лиственный)	16	$\frac{4,93}{4,57}$	$\frac{0,35}{0,41}$	$\frac{8,0}{7,54}$	$\frac{3,0}{2,15}$	$\frac{1,41}{1,63}$	$\frac{28,6}{35,7}$
Сосняк злаково-осоковый (мохово-хвойно-травяной)	16	$\frac{4,21}{4,78}$	$\frac{0,29}{0,34}$	$\frac{6,5}{6,97}$	$\frac{2,0}{2,37}$	$\frac{1,16}{1,37}$	$\frac{27,5}{28,7}$
Культуры сосны (травяно-хвойный)	16	$\frac{4,25}{4,29}$	$\frac{0,24}{0,37}$	$\frac{6,0}{7,88}$	$\frac{2,0}{1,61}$	$\frac{0,95}{1,48}$	$\frac{22,3}{34,6}$
<i>Калужская обл. (Россия)</i>							
Широколиственно-хвойный (хвойно-лиственный)	24	$\frac{4,87}{3,96}$	$\frac{0,34}{0,34}$	$\frac{7,5}{7,22}$	$\frac{2,5}{0,42}$	$\frac{1,68}{1,64}$	$\frac{34,4}{41,5}$
Лиственный (лиственный)	24	$\frac{4,04}{4,19}$	$\frac{0,19}{0,16}$	$\frac{6,7}{5,71}$	$\frac{3,0}{2,88}$	$\frac{0,93}{0,79}$	$\frac{23}{18,8}$
Широколиственно-хвойный (хвойно-лиственный)	24	$\frac{3,86}{2,85}$	$\frac{0,25}{0,21}$	$\frac{7,0}{6,3}$	$\frac{1,5}{1,33}$	$\frac{1,25}{1,05}$	$\frac{32,5}{36,8}$
Изреженный сосняк на верховом болоте (сфагновый очес)	24	$\frac{11,31}{6,56}$	$\frac{0,65}{0,6}$	$\frac{18,5}{9,85}$	$\frac{5,5}{2,93}$	$\frac{3,17}{1,98}$	$\frac{28}{33}$
Сосняк разнотравный (хвойно-травяной)	5	$\frac{4,3}{\text{Не опр.}}$	Не опр.	$\frac{5}{\text{Не опр.}}$	$\frac{3,5}{\text{Не опр.}}$	Не опр.	Не опр.
Ельвик-зеленомошник (мохово-хвойный)	5	$\frac{7,3}{\text{Не опр.}}$	"	$\frac{7}{\text{Не опр.}}$	$\frac{6,5}{\text{Не опр.}}$	"	"
Черноольшатник (лиственный)	5	$\frac{3,1}{\text{Не опр.}}$	"	$\frac{4}{\text{Не опр.}}$	$\frac{2}{\text{Не опр.}}$	"	"
<i>30-километровая зона ЧАЭС (Украина)</i>							
Сосняк разнотравно-зеленомошный (хвойно-моховый)	289	$\frac{4,51}{7,27}$	$\frac{0,12}{0,2}$	$\frac{12}{18,54}$	$\frac{0,5}{1,07}$	$\frac{2,17}{3,36}$	$\frac{48,1}{46,2}$
<p><i>Примечание.</i> <i>M</i> - среднее арифметическое; <i>G</i> - стандартное отклонение; $\pm m$ - ошибка среднего; <i>V</i>, % - коэффициент варьирования; max, min - максимальные и минимальные значения.</p> <p>* По [23].</p> <p>** Числитель - запасы, г/м², знаменатель - мощность, см.</p>							



Рис. 4. Карта-схемы мощности (А), см и запасов (Б), г/дм² лесной подстилки в сосняках разнотравно-зеленомошных Украинского Полесья, М. 1: 800

Запасы подстилки даны в пересчете на вещество, высушенное при 105°С

Таблица 11. Гранулометрический состав лесных почв, %

Глубина, см	Размер частиц, мм							Название по гранулометрическому составу
	1-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	< 0,001	< 0,01	
Лесостепная зона (Тульская обл. РФ)								
<i>Чернозем оподзоленный тяжелосуглинистый</i>								
0-10	0,4	5,5	42,1	13,3	14,5	24,2	52	Суглинок тяжелый
20-30	0,4	5,4	43,7	11,1	14,4	25	50,5	иловато-пылеватый
40-50	0,4	4,4	43,6	10,2	12,4	29,1	51,6	"
60-70	0,5	6,5	39,5	10,6	11,8	31,1	53,5	"
80-90	0,5	5,9	40,8	8,6	12,3	31,9	52,8	"
100-110	0,5	5,8	41,2	7,9	11,1	33,5	52,6	"
120-130	1	4,6	39,1	10,6	12,2	32,5	55,3	"
140-150	1	5,1	43,6	10,7	10,5	29,2	50,4	"
Подзона южной тайги смешанных лесов (Брянская и Калужская обл. РФ)								
<i>Подзолистые песчаные почвы</i>								
5-15	11,1-29,4	37,2-79,1	4,3-15,2	0,7-2,8	0,1-1,3	2,6-3,3	5,2-6,3,8	Песок связный
0-10	9,1-13,2	56,4-66,5	8,9-23,1	2,8-4,8	3,1-4,7	1,9-5,6	11,4-11,9	Супесь
4-18	21,8	57,6	13,1	0,4	3,6	3,5	7,5	Песок связный
6-15	34	45,4	13,2	0,9	4,2	2,3	7,4	"
5-22	36,6	38,4	19,4	0,7	1,6	2,3	4,6	"
4-19	25,6	54,2	12,9	0,8	2,9	2,9	6,6	"
120-130	17,5	75,6	1,9	2,2	0,8	2	5	"
130-140	12,3	82,1	2,1	0,3	0,3	2,9	3,5	Песок рыхлый

Таблица 11 (окончание)

Глубина, см	Размер частиц, мм							Название по гранулометрическому составу
	1-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	< 0,001	< 0,01	
Украинское Полесье (30-километровая зона ЧАЭС, Украина)								
<i>Подзолистые песчаные почвы</i>								
0-6	26,3	54,2	12,9	0,8	2,9	2,9	6,6	Песок связный
0-6	48,2	48,2	2	0,1	0,3	1,2	1,6	Песок рыхлый
6-15	34,3-53,2	38,7-55,7	2,0-10,8	0,1-0,4	0,7-1,6	1,1-1,7	2,1-3,6	"
15-20	40,0-47,0	41,1-49,9	2,4-7,4	0,2-0,3	0,2-1,6	1,2-2,0	2,7-3,9	"
20-30	43,4	40,7	10,7	0,6	1,7	2,9	5,2	Песок связный
30-40	31,5-54,2	38,5-59,4	1,6-6,2	0,2-0,3	0,6-1,2	1,1-1,9	2,0-4,2	Песок рыхлый
40-50	31,1-38,5	57,2-58,7	2,6-7,7	0,2	0,4-0,9	1,1-1,4	1,7-2,5	"
50-60	54,2-60,7	36,5-38,3	1,6-5,1	0,1-0,5	0,2-0,5	0,9-1,4	1,2-2,4	"
60-70	45,6-59,5	37,3-50,3	1,4-3,9	0	0,2-0,6	0,5-1,1	1,0-1,7	"
70-80	44,2-44,5	48,3-53,3	1,3-6,0	0,0-0,1	0,3-0,5	0,6-0,9	0,9-1,5	"
80-100	47,4-52	40,9-45,8	9,3-1,7	0,1-0,1	0,3-0,6	0,1-1,7	0,5-2,4	"
100-120	24,4-39,5	40,7-46,4	17,6-26,2	0,2-0,5	0,7-1,3	1,2-1,3	2,2-3	"
<i>Аллювиальные болотные иловато-перегнойно-глеевые тяжелосуглинистые</i>								
0-5	0	4	55,3	9,9	15,6	15,2	40,7	Суглинок тяжелый
5-10	0	5,5	51	7	15,5	21	43,5	"
10-15	0	3	55	8	15	19	42	"
15-25	0	11,1	61,1	6,7	10	11,1	27,8	Суглинок легкий
40-50	0	14,4	57,7	0	5	22,9	27,9	
60-70	0	34,9	50,5	0	1,9	14,1	14,6	Супесь

с хорошо выраженным мезорельефом, коэффициент варьирования мощности подстилки увеличивается примерно в 1,5 раза по сравнению с аналогичными ценозами Брянской обл. С другой стороны, в Калужской обл., где в настоящее время лесные массивы представлены, в основном, вторичными нарушенными насаждениями [227], подстилки, как правило, неполнопрофильные, с фрагментарно выраженным подгоризонтом ОЗ, V рассматриваемого показателя также несколько возрастает.

Таким образом, даже внутри ограниченных территорий мощность лесной подстилки варьирует в широких пределах – до 48 и более % [102]. Пространственная неоднородность мощности подстилки определяет соответствующую неоднородность течения миграционных процессов как в системе "подстилка–минеральная толща почвы", так и в биогеохимических циклах радионуклидов.

Запасы органического вещества в составе подстилок составляют: в лесах Брянской обл. – от 3 до 5 кг/м²; Калужской обл. – от 2 до 4 кг/м²; в сосняках Украинского Полесья – около 7 кг/м² (см. табл. 10). Эти величины находятся в пределах колебаний запасов подстилки для данных типов леса: от 2 до 10 кг/м² [115]. Варьирование запасов подстилки примерно соответствует варьированию показателей ее мощности (см. табл. 10).

Вместе с тем изолинии мощности слоя подстилки в большей степени согласуются со строением поверхности участка, чем ее запасы (рис. 4). Т.е. отмечается большая пестрота в распределении запасов подстилки по сравнению с ее мощностью, хотя по статистическим показателям можно предположить обратное. Очевидно, что более объективно пространственную неоднородность распределения запасов и мощности лесной подстилки отражают карта-схемы. Они позволяют достоверно охарактеризовать неоднородность интенсивности процессов, происходящих в системах "подстилка–минеральная толща почвы" и "почва–растение". Карта-схемы также могут быть полезны и для оценки влияния дезактивации на изменение степени загрязнения территории.

Гранулометрический состав почв. На большей части исследуемой территории в Брянской и Калужской обл. РФ и Украинском Полесье лесные массивы сформированы на легких по гранулометрическому составу почвах. Исключение составляют черноземы оподзоленные Тульской обл., которые по классификации Н.А. Качинского [39] относятся к иловато-пылеватым тяжелым суглинкам (табл. 11).

На долю фракций крупной пыли и ила в этих почвах приходится около 70% от ее массы. В профиленом распределении гранулометрических фракций отмечается некоторое увеличение содержания илистых частиц с глубиной и снижение пылеватых частиц и крупного песка, хотя по абсолютной величине количество последнего не превышает 1%. В целом, исходя из особенностей гранулометрического состава черноземов оподзоленных, можно предположить, что массоперенос, обусловленный нисходящими токами влаги в этих почвах, будет выражен в наименьшей степени по сравнению с песчаными почвами

других исследуемых регионов. Кроме того, значительное содержание илистой фракции дает основание говорить о высокой способности данных почв к необменной сорбции таких радионуклидов как цезий.

В дерново-подзолистых почвах подзоны южной тайги процент частиц физической глины ($< 0,01$ мм) в верхних горизонтах варьирует от 4,6 до 11,4 (см. табл. 11). Вместе с тем, несмотря на довольно широкий диапазон этого показателя, почвы большинства стационарных пробных площадей по гранулометрическому составу классифицируются как песок связный. Количество частиц размером $< 0,001$ мм в них невелико и варьирует от 1,9 до 4,1%. Также невелико и содержание фракции мелкой пыли (0,005–0,001 мм), на ее долю приходится 0,1–4,7%. Таким образом, исследуемые почвы обеднены именно теми фракциями, которые могут влиять на интенсивность необменного закрепления радионуклидов. Эти почвы, видимо, будут характеризоваться относительно высокими значениями коэффициентов перехода радионуклидов в растения при поступлении последних в верхние минеральные почвенные горизонты.

Почвы Украинского Полесья (в пределах 30-километровой зоны ЧАЭС) обладают, как правило, еще более легким гранулометрическим составом. Он в большинстве случаев классифицируется по составу как песок рыхлый. Сорбционная емкость этих почв невелика, и некоторая фиксация элементов возможна лишь в самом верхнем (2–5 см) слое, где отмечается относительный максимум содержания физической глины. Физические свойства почв данных территорий являются характерными для рыхлых песков, которым присущи малое содержание связанной влаги (МГ и ММВ), низкая водоудерживающая способность, большая водопроницаемость (возможно провальная), невысокая плотность почвы. Процессы структурообразования протекают слабо, фактор потенциальной агрегированности не превышает 3%. Все это создает реальную угрозу развития эрозионных процессов.

Иным гранулометрическим составом характеризуются аллювиальные почвы. Они относятся к тяжелым суглинкам (см. табл. 11). В профиле распределении элементарных почвенных частиц (ЭПЧ) отмечается облегчение состава до легкого суглинка, а в нижней части (70 см) – до супеси. Для профиля этих почв также характерно наличие илстых прослоек в аллювиальных отложениях. Благодаря значительному содержанию тонкодисперсных компонентов, почвы обладают высокой сорбционной способностью, большим водоудерживанием, хорошо агрегированы. Все это повышает поглонительную способность данных почв по отношению к радионуклидам.

Минералогический состав. Почвы исследуемого региона существенно различаются по составу почвенных минералов. Основными компонентами предколлоидной ($< 0,005$ мм) фракции черноземов являются диоктаэдрические иллиты, содержащие в октаэдрах некоторое количество железа, и лабильные силикаты. Последние представлены неупорядоченными смешанослойными иллит-сметитами с блоками смектитовых пакетов. Вниз по профилю содержание лабильных структур увеличивается и снижается количество иллита. В небольших

количествах во всех горизонтах имеются кварц, каолинит и хлорит. Содержание последнего возрастает с глубиной. Преобладание лабильных структур в составе тонких фракций черноземов может обуславливать на 1–2 порядка большую сорбируемость цезия по сравнению с другими почвами.

Дерново-подзолистые почвы характеризуются преобладанием в верхней части профиля хлоритизированных структур, диоктаэдрических иллитов, кварца и полевых шпатов. Собственно хлориты обнаруживаются с глубины 45–50 см, и их количество постепенно возрастает с глубиной. Количество иллитов в верхней части профиля также увеличивается с глубиной и, соответственно, в верхних горизонтах возрастает количество лабильных минералов. Точно определить природу лабильных структур довольно трудно. Можно предположить, что лабильные минералы в основном представлены смешанослойными иллит-сметкитовыми и иллит-вермикулитовыми неупорядоченными структурами. В почвах, подстилаемых суглинистой мореной, в нижней части профиля преобладающими компонентами являются диоктаэдрический иллит и каолинит. В небольшом количестве присутствуют кварц и хлорит. Лабильные силикаты представлены неупорядоченными смешанослойными иллит-сметкитами и иллит-вермикулитами.

В подзолистых почвах преобладающими компонентами по всем генетическим горизонтам являются хлоритизированные структуры, диоктаэдрический иллит и кварц. В небольшом количестве в почвах под сосняками присутствует хлорит. Во всех почвах есть примесь лабильных минералов, представленных вермикулитом и смешанослойным иллит-сметкитом. Весьма специфический минералогический состав наблюдается на глубине 40–55 см почв территорий ближней части 30-километровой зоны. В нем преобладает хорошо окристаллизованный монтмориллонит и имеется небольшая примесь кварца.

В гидроморфных почвах преобладающим компонентом предколлоидной фракции является кварц. В небольших количествах присутствуют слоистые силикат-хлоритизированные структуры, в нижних горизонтах – диоктаэдрический иллит. В средней части профиля содержание иллитов возрастает. В глеевых горизонтах преобладает хорошо окристаллизованный монтмориллонит, есть небольшая примесь каолинита, кварца, иллита.

Исходя из данных минералогического состава исследуемых почв, можно предположить, что в дерново-подзолистых, подзолистых и гидроморфных почвах на флювиогляциальных отложениях сорбция радионуклидов будет незначительной из-за низкого содержания иллитовой фракции, преобладания в ней минералов с жесткой структурой – кварца, хлоритизированных структур, наиболее продвинутых стадий хлоритизации и иллитов, и наличия пленок гидроксидов железа на поверхности зерен минералов и агрегатов, препятствующих проникновению катионов в межпакетные промежутки лабильных минералов. Более интенсивное поглощение радионуклидов можно ожидать только в маломощных, самых верхних подподстилочных слоях кислых почв, где межпакетные прослойки хлоритизированных структур растворились, и

последние превратились в лабильные. Но и те небольшие количества радионуклидов, которые присутствуют в почвах этой группы, сорбируясь, будут закрепляться в них достаточно прочно, так как лабильные минералы в этих почвах представлены слюдогенными высокозарядными структурами.

Черноземы и аллювиально-лугово-болотные почвы, благодаря более тяжелому гранулометрическому составу и преобладанию лабильных структур в составе тонких фракций, могут сорбировать на 1–2 порядка большее количество радиоцезия, чем почвы, включенные в первую группу. Прочность закрепления этого нуклида в межпакетных промежутках лабильных минералов почв данной группы оценить не представляется возможным без проведения специальных исследований по положению и величине заряда в лабильных структурах.

Химические и физико-химические свойства почв. Исследуемые почвы резко различаются по своим основным химическим и физико-химическим свойствам (табл. 12).

Оподзоленные черноземы загрязненной части северной лесостепи (Тульская обл.) характеризуются хорошо выраженным органопрофилем (хотя и относительно небольшой мощности), насыщенностью плазмы органическим веществом. Содержание гумуса в верхнем горизонте позволяет отнести их к категории малогумусных черноземов. Емкость катионного обмена в гумусовой толще равна 22–23 мг-экв/100 г почвы. В составе обменных катионов основную долю (73% от емкости катионного обмена – ЕКО) занимает Ca^{2+} , 14% приходится на обменный Mg^{2+} , 1% – на K^+ . В составе обменных катионов около 11% от ЕКО занимает водород гидролитической кислотности. Доля его в оподзоленной части почвенного профиля возрастает до 4 мг-экв/100 г и затем быстро снижается с глубиной. В соответствии с этим изменяется в профиле степень насыщенности основаниями. Оподзоленные черноземы характеризуются слабокислой реакцией среды, которая заметно подщелачивается к породе. Обеспеченность их элементами питания растений невысокая. В верхнем 20-сантиметровом слое содержится: фосфора – 3–4, калия – 10–11, азота аммиачного – 1–3 и нитратного – 0,4–0,8 мг/100 г почвы. В целом, распределение питательных элементов в профиле характеризуется обеднением верхней толщи подвижным фосфором, очевидно, за счет интенсивного его поглощения растениями, относительно равномерным содержанием калия (исключая верхний слой) и аккумуляцией азота в наиболее активной верхней части почвенного профиля.

Почвы радиоактивно-загрязненной части таежно-лесной зоны (Калужская, Брянская обл.) по основным критериям гумусного состояния можно подразделить на две большие группы: органогенные и минеральные. К первой группе относятся аллювиальные болотные иловато-торфяные почвы и болотные торфяно-глеевые. Верхняя толща этих почв представляет собой совокупность слоев торфа и органо-минеральных горизонтов, в которых органическое вещество составляет по весу от 7 до 90% (см. табл. 12). Более низкое содержание гумуса органического вещества (7–9%) наблюдается в торфяно-минеральных

Таблица 12. Химические и физико-химические свойства лесных почв загрязненных территорий РФ (средние значения при $n = 3$)

Генетический горизонт	Мощность горизонта, см	рН		Гумус, %	Кислотность гидролитическая, мг-экв/100 г
		водный	солевой		
Тульская обл.					
<i>Чернозем оподзоленный малогумусный тяжелосуглинистый на лёссовидных суглинках (уч. Пл-1)</i>					
A	1-19	6,2	5,3	5,2	2,4
AB	19-40	6,1	4,9	2,4	3,9
B1	40-58	6,4	5	1,5	2,7
B2	58-90	6,6	5	0,8	1,8
BC	95-120	7,5	6,1	0,5	0,8
C	125-200	8,1	7,2	0,5	
Калужская обл.					
<i>Подзолистая слабодифференцированная песчаная на флювиогляциальных отложениях (уч. Л-1)</i>					
AE	5-11	4	3,2	1,2	4,4
EB	11-20	4,5	3,9	0,8	3,4
B	20-40	4,7	4,3	0,3	2,5
BC	40-62	4,8	4,4	0,2	1,9
C	62-180	5,4	4,3	0,1	2,5
<i>Дерново-слабоподзолистая песчаная на элювии песчаника (уч. X-2)</i>					
A	5-11	4,7	3,6	1,4	4,2
EB	11-34	5,3	4,3	0,1	0,9
B1	34-54	5,5	4,5	0	0,8
BC/C	54-110	5,7	4,4	0,1	1
D	110-120	5,9	4,3	0,1	1,3
<i>Подзолистая иллювиально-гумусово-железистая оглеенная песчаная на двучленных отложениях (уч. E-1)</i>					
AE	5-18	4,2	3,7	0,6	1,6
Eg	18-47	4,4	4,1	0,1	1,7
B1h, f	53-86	4,6	4,3	0,4	1,9
BC	86-96	5,1	4,6	0	1,3
Dg	100-160	5,1	3,6	0,1	7,9

Обменные катионы				ЕКО	Степень насыщенности, %	Питательные элементы			
Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Al ³⁺			P ₂ O ₅	K ₂ O	NH ₄	NO ₃
мг-экв/100 г						мг/100 г			

Тульская обл.

Чернозем оподзоленный малогумусный тяжелосуглинистый на лессовидных суглинках (уч. Пл-1)

15,7	3,1	0,2	Не опр.	19	88,8	3,6	10,6	2,5	0,6
16,3	2,5	0,1	–	18,9	83	6,7	4,9	1,7	0,2
15,4	2,4	0,1	–	17,9	86,9	10,3	4,9	1	0,1
14,3	2,4	0,1	–	16,8	90,3	14,7	5	0,7	0,1
14,4	2,5	0,1	–	17	95,5	12,1	4	0,7	0,2

Калужская обл.

Подзолистая слабодифференцированная песчаная на флювиогляциальных отложениях (уч. Л-1)

1	0,2	0,1	0,8	2,1	22,8	2,2	2,1	0,3	0,1
0,6	0,1	Сл.	0,9	1,6	17,1	2,9	1,1	0,1	0,1
0,5	0,1	"	0,7	1,3	19,3	6,1	1	Сл.	0,1
0,5	0,1	"	0,6	1,2	24	8,3	1	"	0,1
1,5	0,3	"	0,8	1,6	41,9	7,2	2,1	"	0,1

Дерново-слабподзолистая песчаная на элювии песчаника (уч. X-2)

2,3	0,5	0,1	0,4	3,3	40,8	1,4	4,2	0,1	0,1
0,7	0,1	0	0,1	0,9	47,1	2,5	1,2	Сл.	0,1
0,6	0,1	0	0,1	0,8	46,7	6,9	1,2	"	0,1
0,6	0,2	0,1	0,2	1,1	47,4	9,6	3,5	"	0,1
3,3	0,5	0,1	0,1	4	75	Не опр.	4,3	"	0,1

Подзолистая иллювиально-гумусово-железистая оглеенная песчаная на двучленных отложениях (уч. Е-1)

0,9	0,1	0,4	0,1	1,5	46,7	0,9	1,5	0,1	0,1
1,3	0,3	0,2	0,2	2	51,4	0,8	0,7	Сл.	0,1
0,7	0,1	0,3	0,7	1,8	36,7	2,9	1	"	0,1
0,5	0,6	0,2	0,4	1,7	50	2,2	0,9	"	0,1
6,4	2,2	0,2	1	9,8	52,7	1,8	7,5	"	0,1

Таблица 12 (продолжение)

Генетический горизонт	Мощность горизонта, см	рН		Гумус, %	Кислотность гидролитическая, мг-экв/100 г
		водный	солесвой		
<i>Аллювиальная болотная иловато-торфяная на аллювиальных отложениях (уч. X-3)</i>					
T1	7-15	4,9	4,2	26,9*	14,2
T1/G	15-25	5,5	4,3	8,0*	6,2
T2	25-47	5,4	4,3	18,6*	10,1
T2/G	47-70	5,5	4,5	9,3*	8,7
T3	70-93	5,4	4,5	31,8*	16,5
G	93-120	5,9	4,5	7,1*	5,6
C/G	120-160	5,7	4,6	0,3	1,2
<i>Болотная верховая торфяно-глеевая на озерных отложениях (уч. Л-2)</i>					
Очес	0-13	3,6	3,1	90,6*	2,3
T1	13-19	4,1	3,3	85,2*	2,4
T2	19-37	4,4	3,3	89,9*	2,4
T2/G	37-52	4,1	3,2	23,8*	7,3
G	52-73	4,6	3,7	2,0*	6
BC/G	73-96	5	3,9	0,9	4,6
C/G	96-180	5,1	4,1	0,2	2,7
Брянская обл.					
<i>Подзолистая иллувиально-железисто-гумусовая песчаная глубокоглееватая на флювиогляциальных отложениях (уч. Кл-1)</i>					
OE	4-6	4,6	3,7	0,65	6,5
EB	6-19	4,8	4	0,51	3,6
B1f, h	19-34	5,1	4,2	0,27	2,9
B2	34-54	5,7	4,7	0,02	1,4
B3	54-73	5,9	4,8	Сл.	0,9
BCg	73-150	5,6	4,6	0,05	1
Cg	150-210	5,1	4,3	1,49	1,6
<i>Подзолистая слабодифференцированная песчаная на флювиогляциальных отложениях (уч. Зл-1)</i>					
AE	6-23	5,2	4,2	0,41	3,2
B1	23-45	5,6	4,5	0,36	2,1
B2	45-71	5,8	4,8	Сл.	1,6
BC	71-110	6,1	5	0,06	0,8
C	110-200	5,8	4,7	0,34	1,4

Обменные катионы				ЕКО	Степень насыщенности, %	Питательные элементы			
Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Al ³⁺			P ₂ O ₅	K ₂ O	NH ₄	NO ₃
мг-экв/100 г						мг/100 г			

Аллювиальная болотная шовато-торфяная на аллювиальных отложениях (уч. X-3)

11,7	0,6	0,2	0,4	12,9	46,8	17,3	8,6	6	0,9
10,8	0,4	0,1	0,3	11,6	64,6	12,4	2,1	1,8	0,4
11,4	0,8	0,1	0,3	12,6	54,9	11	2,5	2,3	0,3
14,2	0,9	0,1	0,1	15,3	63,6	5,4	2,7	2	0,3
24,1	1,7	0,1	0,1	26	61,1	2,8	2,2	2,8	0,4
16,3	1,8	0,1	0,1	18,3	76,5	3,1	2,4	1,8	0,2
3,7	0,5	0	0	4,2	77,8	1,6	1,4	1,4	0,1

Болотная верховая торфяно-глиевая на озерных отложениях (уч. Л-2)

2,4	0,3	0,2	0,5	3,4	55,8	2,8	6,5	Сл.	0,2
2,5	0,3	0,1	0,6	3,5	54,7	2,6	3,7	0,1	0,2
2,2	0,3	0,1	0,6	3,2	52	2,1	2,6	0,5	0,3
3,4	0,3	Сл.	1	4,7	33,6	7,3	1,8	1	0,9
1,3	0,2	"	0,9	2,4	20	25,4	1,4	Сл.	0,3
1,7	0,2	"	0,9	2,8	29,2	31,4	1,9	"	0,2
2,1	0,3	0,1	0,6	3,1	48,1	11,6	2,6	"	0,2

Брянская обл.

Подзолистая шлювиально-железисто-гумусовая песчаная глубокоглееватая на флювиогляциальных отложениях (уч. Кл-1)

1,7	0,2	0,9	0,7	3,5	22,6	4	4,5	1,5	0,1
0,6	0,1	0,9	0,7	2,3	16,3	8,2	1,3	0,8	0,1
0,8	0,1	0,6	0,5	2	23,7	11	0,8	0,8	0,1
0,8	0,1	0,1	Сл.	1	39,1	12	0,7	0,8	0,1
0,8	0,1	0,1	"	1	50	14,1	0,7	0,8	Сл.
0,8	0,1	0,2	0,1	1,2	47,4	10,5	1	0,8	"
0,9	0,2	0,6	0,5	2,2	40,7	8,8	1,6	0,7	"

Подзолистая слабодифференцированная песчаная на флювиогляциальных отложениях (уч. Зл-1)

1,2	0,1	0,5	0,4	2,2	28,9	8,7	2,6	0,7	Сл.
0,9	0,1	0,2	0,1	1,3	32,3	12,1	1,6	0,7	"
0,8	0,1	0,1	0,1	1,1	36	9,3	1,1	0,6	"
1	0,1	0,1	Сл.	1,2	57,9	8,9	1,1	0,8	"
2,3	0,2	0,3	0,2	3	64,1	4,6	1,7	0,6	"

Таблица 12 (окончание)

Генетический горизонт	Мощность горизонта, см	pH		Гумус, %	Кислотность гидролитическая, мг-экв/100 г
		водный	солевой		

*Подзолистая иллювиально-железистая песчаная
на двучленных породах (уч. НЗ-1)*

AE	4–10	4,7	3,9	0,83	4,6
B1	10–18	4,7	4,1	0,37	3,8
B2f	18–38	5	4,5	0,1	1,7
B3	38–62	5,4	4,6	Сл.	1,1
BC	62–91	6,1	5	"	0,7
Cg	91–130	6,1	4,9	"	0,8
D	130–190	5,4	4,2	0,4	2,2

* Потеря при прокаливании.

оглеенных горизонтах аллювиальных почв, поскольку они включают прослой крупнозернистого отмытого песчаного аллювия. Другие оторфованные горизонты данных почв содержат от 18 до 32% органики в зависимости от количества минеральных примесей и степени минерализации растительных остатков. Только на глубине более метра в оглеенных песчаных горизонтах содержание гумуса падает до 1%.

Отличие болотных торфяно-глеевых почв от аллювиальных состоит в укороченности их органопрофиля (50–60 см). Содержание органического вещества составляет – 85–90%, при этом отмечается довольно низкая зольность торфа в горизонтах T1 и T2. Слабая степень минерализации последнего в этих слоях обуславливает их рыхлое сложение, хорошую водопроницаемость и относительно низкую поглощательную способность, что является возможной потенциальной причиной усиления миграции веществ через данные слои. Нижележащие горизонты TG и G содержат, соответственно, 20–25 и 1–3% органического вещества, однако характер гумуса в них (особенно в TG) совершенно иной. Это гумусовые вещества интенсивно черной и бурой окраски, специфической почвенной природы, тесно связанные с минеральной частью. Потенциально, именно эти слои могут являться мощным геохимическим барьером на пути внутрипрофильной и ландшафтной миграции растворимых соединений, однако степень выраженности этого барьера во многом будет определяться гидротермическими условиями.

Группа минеральных почв представлена подзолистыми и дерново-подзолистыми песчаными разностями, характеризующимися тремя различными типами строения органопрофиля. Почвы, отнесенные к роду подзолистых иллювиально-гумусово-железистых, обладают слож-

Обменные катионы				ЕКО	Степень насыщенности, %	Питательные элементы			
Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Al ³⁺			P ₂ O ₅	K ₂ O	NH ₄	NO ₃
мг-экв/100 г					мг/100 г				

*Подзолистая иллювиально-железистая песчаная
на двучленных породах (уч. НЗ-1)*

0,6	0,1	1,1	1	2,8	13,2	11,7	2,6	0,8	0,1
0,4	0,1	0,9	0,0	2,3	11,6	11,8	1,6	0,5	0,1
0,3	0,1	0,5	0,4	1,3	19	11,3	0,9	0,5	0,1
0,5	0,1	0,3	0,2	1,1	35,3	8,7	1,3	0,6	0,1
0,7	0,2	0,1	Сл.	1	56,2	4,8	2,1	0,7	Сл.
1,2	0,2	0,1	"	1,5	63,6	4,2	2,9	0,7	"
3,2	0,8	0,9	0,7	5,6	64,5	2,6	4,9	0,9	"

ным аккумулятивно-элювиально-иллювиальным типом гумусового профиля.

В горизонтах Bhf вследствие аккумуляции органо-минеральных соединений, элювированных из верхних горизонтов, образуются многочисленные участки с повышенной плотностью. Эти прослойки могут служить локальным водоупором и приводить к оглеению вышележащих слоев почвы, вызывая мобилизацию миграционно-способных соединений, в том числе радионуклидов. Поскольку данные горизонты в общей массе неоднородны и в них отмечаются опесчаненные участки, доходящие до очевидного водоупора – подстилающей морены, то, вероятно, миграция вещества в пределах профиля этих почв не будет существенно сдерживаться иллювиальной толщей. Подстилающая порода в силу низкой влагопроницаемости и обогащенности глинистыми минералами будет выполнять роль геохимического барьера, однако наличие водоупора может приводить к повышению интенсивности горизонтальной миграции веществ.

Дерново-слабоподзолистые и подзолистые слабодифференцированные песчаные почвы по типу органопрофиля довольно близки между собой, но сильно отличаются от рассмотренных выше. Данные почвы сформировались на близких по составу и свойствам песчаных породах: элювии песчаника и флювиогляциальных песчаных отложениях. Как следствие, профиль этих почв слабо дифференцирован, не содержит водоупора и весьма проницаем для нисходящих потоков влаги. Гумусовый профиль большинства почв представлен только слоем лесной подстилки и маломощным слабогумифицированным слоем А1, залегающим непосредственно под подстилкой. Вся остальная толща песчаного элювия

свободна от гумуса и является, по-видимому, транзитной зоной для большинства миграционно-способных веществ. Некоторые почвы (уч. Л-1) обладают более растянутым гумусовым профилем того же регрессионно-аккумулятивного типа. Низкое (0,1–0,2%), но стабильное содержание гумуса в средней и нижней частях профиля данных почв является скорее реликтовым, нежели связанным с современными процессами внутрипрофильного перераспределения.

В целом исследуемые почвы южнотаежной подзоны по физико-химическим показателям относятся к ряду кислых ненасыщенных мало-буферных почв. Сорбционная емкость их (по величине емкости катионного обмена) не превышает 8 мг-экв/100 г для верхних горизонтов и закономерно возрастает лишь в горизонтах скопления высокоминерализованного торфа (аллювиальные и болотные почвы) или в почвообразующей породе более тяжелого гранулометрического состава. Двухвалентные катионы Са и Mg составляют от 15 до 40% ЕКО (см. табл. 12), причем максимальные величины отмечены в поверхностных слоях почвы, что свидетельствует об их интенсивном вовлечении в биологический круговорот. Почвенные растворы обладают кислой реакцией, вызванной присутствием в них значительного количества свободных органических веществ фульватного типа; минимальные величины рН наблюдаются в самых верхних органогенных слоях.

Наиболее кислой реакцией характеризуются болотные торфяно-глеевые почвы. В верхней полуметровой толще они имеют $\text{pH}_{\text{водн}}$ 3,6–4,4, $\text{pH}_{\text{сол}}$ – 3,1–3,3 (см. табл. 12). Необходимо подчеркнуть особые свойства горизонта Т2/Г – переходного от минерализованного торфа к минеральной оглеенной толще. При $\text{pH}_{\text{водн}} = 4,1$ и максимальной для данного профиля величине ЕКО – 11,0 мг-экв/100 г этот горизонт характеризуется более высоким содержанием обменных Al и H, что указывает на наличие в почве значительного количества коллоидов с переменным зарядом. Такие горизонты обладают высокой буферностью и могут длительно сохранять кислую реакцию среды, способствующую миграции различных веществ.

Сходную картину по актуальной кислотности почвенного раствора обнаруживают дерново-слабоподзолистые и подзолистые почвы, однако в силу более легкого гранулометрического состава и низкого содержания органического вещества данные почвы характеризуются существенно меньшими величинами ЕКО, гидролитической и обменной кислотности. Отмеченная морфологическая дифференциация профиля почв по элювиально-иллювиальному типу практически не находит отражения в распределении обменных катионов, ЕКО и лишь слабо подтверждается наличием максимума подвижных К и Р в иллювиальной части профиля. Отличительными особенностями большинства почв является заметное возрастание ЕКО в слоях ниже 100 см, связанное, очевидно, с литологической неоднородностью сложения профилей. Для некоторых почв (уч. Х-2 и НЗ-1) отмечается лишь слабая элювиально-иллювиальная дифференциация профиля по величине ЕКО и обменным катионам.

Аллювиальные лугово-болотные торфяно-глеевые почвы резко выделяются среди опробованных почв по всем основным физико-химическим показателям. Большой запас гумуса и утяжеленный гранулометрический состав притеррасных аллювиальных наносов, на которых формируются данные почвы, обуславливают их высокую сорбционную емкость, а транзитное положение в ландшафте обеспечивает относительно высокую степень насыщенности ППК основаниями. Доля Са и Mg в ППК составляет свыше 45%; ЕКО в верхней полуметровой толще (не считая очеса) варьирует в пределах 17–26 мг-экв/100 г почвы, а в нижних слоях достигает 32 мг-экв/100 г. Обменная и актуальная кислотности аллювиальной почвы невысоки, рН почвенного раствора постепенно возрастает с глубиной от 4,9 до 6,0. Вместе с тем отмечается высокая гидролитическая кислотность в горизонтах скопления слабоминерализованного торфа. В отличие от торфо-минерального горизонта Т2/С болотной почвы, также характеризующегося высокой гидролитической кислотностью, в торфяных горизонтах аллювиальных почв нет заметных количеств обменного Al и Н. Здесь гидролитическая кислотность практически целиком определяется диссоциирующей способностью гумусовых и неспецифических органических веществ кислотной природы. Следовательно, исследуемые аллювиальные почвы также обладают высокой буферной способностью, но при меньшем уровне кислотности, чем болотные почвы, что может сказаться на различиях в подвижности миграционно-способных элементов в рассматриваемых типах.

Почвы крайне низко обеспечены элементами минерального питания растений (см. табл. 12). Диапазоны варьирования содержания доступных форм элементов в корнеобитаемом слое составляют (в мг/100 г): фосфор – 1–9; калий – 1,5–9; азот нитратный – 0,1–0,2; азот аммиачный – 0,1–0,8. Особенно выделяются в этом отношении верхние горизонты аллювиальной лугово-болотной почвы, в которых содержание элементов-биофилов (особенно N и P) примерно на порядок выше, чем в аналогичных горизонтах других почв. Вероятно, это связано как с аллювиальными процессами, так и с интенсивностью биологического круговорота в условиях, когда мигрирующие в ландшафте элементы перехватываются мощной корневой системой травянистой растительности и удерживаются в верхней части профиля. Похожая, но менее выраженная картина, наблюдается в болотной почве, где горизонты аккумуляции питательных элементов локализованы в средней и нижней частях профиля.

Необходимо отметить ряд особенностей профильного распределения различных элементов питания. Фосфор имеет тенденцию к накоплению в иллювиальной части профиля почв подзолистого ряда, а также в оглеенных горизонтах болотных почв, обогащенных глинистой компонентой и сильноразложившимся органическим веществом. Специфика связывания данного элемента с полуторными окислами в малоподвижные соединения не позволяет провести аналогию ни с одним из биологически значимых радионуклидов, однако, имея данные по содержанию P в отдельных частях профиля почв, можно говорить об общей на-

Таблица 13. Химические и физико-химические свойства лесных почв Украинского Полесья, 30-километровая зона ЧАЭС (средние значения при $n = 3$)

Генетический горизонт	Мощность горизонта, см	рН		Гумус, %	Кислотность гидролитическая, мг-экв/100 г
		водный	солевой		
<i>Дерново-подзолистая сильноокультуренная песчаная на флювиогляциальных отложениях, подстилаемых красно-бурой опесчаненой мореной (уч. Д-5)</i>					
Апах	0-35	4,5	4,1	1,71	4,1
В1	35-55	5,5	4,9	0,71	1,4
В2	55-69	5,6	5,1	0,53	0,6
ВС	69-100	5,1	4,8	0,53	0,5
С	110-120	5,3	4,8	0,68	0,8
<i>Вторично-оподзоленная песчаная на флювиогляциальных отложениях (уч. К-2)</i>					
АЕ	5-8	5,1	4,2	1,71	3,7
В1	8-14	5,1	4,3	0,81	2,4
В2	14-25	4,9	4,3	0,78	2,3
Врелик.	25-42	4,8	4,5	0,43	1,3
ВС	45-75	5,1	4,7	0,38	0,8
С	75-125	5,6	5	0,28	0,5
<i>Дерново-подзолистая иллювиально-гумусовая песчаная на флювиогляциальных отложениях (уч. Д-1)</i>					
А	6-11	4,6	4,7	1,29	2,8
В1h	11-24	4,8	4,4	0,91	2,6
В2	24-40	5,2	4,6	0,75	2,3
ВС	40-70	5,2	4,7	0,75	1,1
С	70-150	5,8	5,2	0,46	0,7
<i>Дерново-подзолистая слабодифференцированная песчаная на флювиогляциальных отложениях (уч. Ш-1)</i>					
ОА	4-6	4,4	3,4	5,21	9,8
АЕ	6-10	4,4	3,5	2,21	5,2
В1	10-23	5,4	4,5	0,81	2,2
В2	23-40	4,8	4,5	0,72	1,9
ВС	40-70	4,8	4,6	0,46	1,5
С	70-110	4,7	4,9	0,53	1

Обменные катионы			ЕКО	Степень насыщенности, %	Питательные элементы		
Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺			P ₂ O ₅	K ₂ O	NH ₄ + NO ₃
мг-экв/100 г					мг/100 г		

Дерново-подзолистая сильноокультуренная песчаная на флювиогляциальных отложениях, подстилаемых красно-бурой опесчаненной мореной (уч. Д-5)

1,6	0,4	0,4	2,4	32,8	6,9	5,8	7,9
0,8	0,3	0,1	1,2	44	1,8	2,3	1,6
0,6	0,3	0	0,9	60	0,6	1,7	0,5
0,6	0,3	0	0,9	64,3	0,4	1,2	0,6
0,7	0,3	0,1	1,1	55,6	0,4	1,3	0,6

Вторично-оподзоленная песчаная на флювиогляциальных отложениях (уч. К-2)

0,4	0,2	0,4	1	13,9	3,7	4,1	3,5
0,5	0,1	0,4	1	20	3,9	2,2	0,9
0,4	0,1	0,4	0,9	17,9	3,7	1,5	0,7
0,3	0,1	0,3	0,7	23,5	3,2	1	0,4
0,3	0,1	0,2	0,6	33,3	2,2	0,9	0,3
0,6	0,2	Сл.	0,8	61,5	3,1	1,4	0,4

Дерново-подзолистая иллювиально-гумусовая песчаная на флювиогляциальных отложениях (уч. Д-1)

0,5	0,2	0,3	1	20	1,3	3,1	6,8
0,4	0,2	0,5	1,1	18,7	8,8	2,3	2,5
0,3	0,1	0,2	0,6	14,8	7,5	2,7	1,2
0,4	0,1	0,1	0,6	31,2	2,9	1,7	0,7
0,3	0,1	0	0,4	36,4	2,4	1,3	0,5

Дерново-подзолистая слабодифференцированная песчаная на флювиогляциальных отложениях (уч. Ш-1)

2,5	0,5	0,8	3,8	23,4	2,4	6,9	4,9
0,9	0,3	1	2,2	18,7	1,7	4,1	2,4
1	0,2	0,3	1,5	35,3	2,9	2	0,9
0,5	0,1	0,3	0,9	24	3,3	1,2	0,6
0,1	0,1	0,2	0,4	11,8	4,3	1,1	0,3
0,2	0,1	0,2	0,5	23,1	2	0,9	0,3

Таблица 13 (окончание)

Генетический горизонт	Мощность горизонта, см	рН		Гумус, %	Кислотность гидролитическая, мг-экв/100 г
		водный	солесвой		
<i>Лугово-болотная торфянисто-глеевая на флювиогляциальных отложениях (уч. Д-4)</i>					
T	7-13	5,3	4,4	9,3	12,2
Ag	13-23	5,5	5	3	3,8
B1g	23-46	5,7	5,1	1,09	1,5
B2g	46-60	5,6	5,3	0,8	1,1
BCg	60-90	5,5	4,9	0,57	0,8
G	90-115	5,2	4,5	0,45	0,7
<i>Аллювиальная болотная иловато-перегноино-глеевая на аллювиальных отложениях (уч. К-4)</i>					
Ad	0-5	4,9	4	13,1	15,5
AT	5-25	4,6	3,9	11,73	16,4
Bg	25-60	5,3	4,2	1,98	3,9
G	60-70	5,7	4,8	1,4	1
<i>Болотная низинная торфяно-глеевая на флювиогляциальных отложениях (уч. Д-3)</i>					
T	5-20	5,6	5,2	15,24	9,4
Ag	20-35	6,1	5,8	4,11	2,2
Bg	35-60	6,2	6	0,85	0,5
G	60-90	6,2	6,1	0,63	0,5

правленности процессов распределения вещества в конкретных условиях.

Азот в целом довольно равномерно распределен в исследуемых почвах, тяготея к органогенным горизонтам. В торфяных слоях его содержание резко увеличивается, благодаря лучшим условиям для жизнедеятельности аммонифицирующих и нитрифицирующих микроорганизмов. Содержание калия однозначно связано с количеством тонкодисперсных минеральных частиц, маркируя тем самым горизонты предположительного поглощения радиоцезия как его изотопного аналога. Кроме того, повышенное количество К в лесных подстилках и гумусо-аккумулятивных горизонтах, безусловно, свидетельствует о геохимической роли последних на пути внутрипрофильной миграции этих двух элементов.

Почвы лесов Украинского Полесья (30-километровой зоны ЧАЭС, Украина) представлены несколькими типами, характерными для данного региона. В соответствии с их генезисом и принятой классификацией также выделяются автоморфная и гидроморфная группы

Обменные катионы			ЕКО	Степень насыщенности, %	Питательные элементы		
Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺			P ₂ O ₅	K ₂ O	NH ₄ + NO ₃
мг-экв/100 г					мг/100 г		

*Лугово-болотная торфянисто-глеевая
на флювиогляциальных отложениях (уч. Д-4)*

7,8	0,6	0,2	8,6	40,8	Не опр.	23	42,8
2,8	0,2	0,1	3,1	44,1	40	4	12,6
1,6	0,1	0	1,7	53,1	14,7	1,3	4,4
1,4	0,2	0	1,6	59,2	12	2	4,8
1,4	0,1	0	1,5	65,2	17	4,3	3,2
1,2	0,1	0	1,3	65	15,5	5	3,9

*Аллювиальная болотная иловато-перегнойно-глеевая
на аллювиальных отложениях (уч. К-4)*

16,8	1,8	0,3	18,9	54,5	1,2	11,3	6,2
14,2	1,2	0,6	16	48,4	1,8	7	15,5
9,8	2,3	0,2	12,3	75,6	1,6	4,6	0,8
3,1	0,8	0	3,9	79,6	2,7	3	0,3

*Болотная низинная торфяно-глеевая
на флювиогляциальных отложениях (уч. Д-3)*

14,7	3	0,4	18,1	65,3	18,2	30,7	18,3
6,8	1,3	0	8,1	78,6	18	4,7	4,9
1,7	0,4	0	2,1	80,8	11,5	2,2	4,7
1,4	0,3	0	1,7	77,3	9,7	3,7	4,7

почв, включающие в первом ряду – дерново-подзолистые песчаные; во втором – болотные торфяно-глеевые, лугово-болотные торфянисто-глеевые и аллювиальные болотные иловато-перегнойно-глеевые. Перечисленные почвы, за исключением последней, сформированы на песчаных флювиогляциальных отложениях. Это обусловило их изначальную бедность биогенными элементами и основаниями, а также низкое плодородие.

В автоморфных почвах максимальное содержание гумуса в верхних горизонтах не превышает 5,2%, оставаясь в большинстве случаев на уровне 1,5–2% (табл. 13). Гумусоаккумулятивный горизонт в естественных почвах расположен непосредственно под слоем лесной подстилки и распространяется не глубже 10–15 см. При этом из всех представленных автоморфных почв, почвы ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС (уч. Ш-1) в самом верхнем подподстилочном горизонте содержат максимальное количество гумуса, а почвы дальней части зоны (уч. Д-1) – минимальное, что связано с различиями в их геохимическом

положении и характере растительности. Граница гумусо-аккумулятивного горизонта выражена нерезко, что, наряду с наличием определенного количества органического вещества по всему профилю, свидетельствует о незакрепленности гумуса и его относительно интенсивной нисходящей миграции. В профилях большинства почв признаки элювиально-иллювиальной дифференциации органического вещества выражены слабо.

Таким образом, автоморфные почвы лесов Украинского Полесья имеют зону, свободную для миграции радионуклидов по всей толще глубже 10–15 см. Перемещение радионуклидов в эту зону будет иметь следствием увеличение их миграционной активности и, соответственно, величин коэффициентов перехода в растения.

В гидроморфных почвах исследуемой территории содержание органического вещества значительно выше, чем в автоморфных, и может достигать 15% (см. табл. 13). Процесс торфообразования, обусловленный замедлением разложения органического вещества при переувлажнении, сопровождается образованием подвижных гумусовых веществ, глубоко проникающих в минеральные горизонты. Вследствие этого содержание гумуса по профилю падает постепенно, оставаясь довольно высоким вплоть до уровня грунтовых вод. Значимые отклонения от плавного характера падения содержания гумуса с глубиной наблюдаются только в аллювиальных почвах в связи с наличием погребенных гумусовых горизонтов.

Т.е. в гидроморфных почвах (за исключением аллювиально-болотных), как и в автоморфных, геохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов, помимо лесной подстилки, является лишь гумусо-аккумулятивный горизонт, отличающийся большой мощностью. Гумусированная толща может стать значительным препятствием на пути миграции радионуклидов в нижележащие части почвенного профиля. Присутствие в аллювиальной почве (уч. К-4) многочисленных гумусовых прослоек создает дополнительный барьер для передвижения радиоактивных веществ.

Автоморфные почвы этого региона характеризуются низкой величиной емкости катионного обмена (см. табл. 13). Для верхних горизонтов ЕКО невелика и составляет лишь 4–13 мг-экв/100 г. ППК характеризуется сильной ненасыщенностью основаниями – доля щелочных и щелочноземельных металлов в обменном комплексе составляет 14–32% или 0,6–3,0 мг-экв/100 г. Значительную долю в составе ППК этих почв занимает обменный алюминий. Следует отметить также низкие значения рН водной и солевой вытяжек, характеризующих актуальную и потенциальную кислотности почв, а также высокую гидролитическую кислотность (в верхних горизонтах – 2,8–9,8 мг-экв/100 г). Перечисленные показатели, наряду с чрезвычайной бедностью почв илистыми частицами, отрицательно сказываются на способности почв к катионному обмену, т.е. потенциальной возможности к удерживанию радионуклидов. Кислая реакция также способствует увеличению подвижности большинства радионуклидов в почве и более активному поступлению их в растения [8, 133, 211]. ЕКО и степень на-

сыщенности основаниями в гидроморфных почвах региона заметно выше, чем в автоморфных (см. табл. 13). Так, ЕКО достигает здесь 20–30 мг-экв/100 г, а содержание обменного кальция – 8–16 мг-экв/100 г. Это связано с аккумулятивным характером геохимического процесса на территориях, где формируются эти почвы. На фоне повышенной влажности и притока катионов металлов со смежных территорий здесь также интенсивно протекают гумусо-аккумулятивные процессы. В совокупности это приводит к тому, что степень насыщенности основаниями в рассматриваемых почвах достигает 40–60% в верхних горизонтах и 80% – в нижних.

Содержание доступных форм азота в большинстве автоморфных почв зоны низкое и коррелирует с содержанием гумуса (см. табл. 13).

Весьма невысока и обеспеченность этих почв калием, что в целом характерно для данной геохимической провинции [95]. Содержание калия составляет 3–7 мг/100 г и также зависит от содержания гумуса. Это связано с тем, что последний обуславливает величину емкости катионного обмена. Обеспеченность почв подвижным азотом и калием по глубине профиля изменяется однотипно для разных почв. Несколько иначе ведет себя подвижный фосфор. Величина этого показателя также невелика для данной группы почв и составляет 1,3–6,9 мг/100 г для естественных почв, однако колебания содержания фосфора по профилю мало зависят от содержания гумуса. Обедненность почв калием и кальцием ведет, как правило, к усилению поступления радионуклидов в растения вследствие ослабления конкуренции со стороны этих стабильных неизотопных аналогов ^{137}Cs и ^{90}Sr . Недостаток азотного питания также может неблагоприятно отражаться на величине коэффициентов перехода радионуклидов в растения.

Гидроморфные почвы, напротив, обладают высокими для данного региона показателями обеспеченности элементами питания.

В целом, оценивая гумусное состояние и комплекс физико-химических свойств почв загрязненных территорий России и Украины с точки зрения их потенциального влияния на миграцию радионуклидов стронция и цезия, необходимо отметить следующее: исследуемые почвы (кроме черноземов) оцениваются как кислые ненасыщенные, хорошо дренируемые, слабо удерживающие соединения различной природы.

Дерново-подзолистые и подзолистые песчаные почвы автоморфных участков, обладающие наименьшими среди всех изученных типов запасами гумуса и низким содержанием тонкодисперсных частиц, характеризуются наличием единственного геохимического барьера на пути вертикальной миграции радионуклидов – лесной подстилки. Именно эта часть профиля будет аккумулировать радионуклиды и сдерживать их вертикальную и горизонтальную миграцию. Однако степень подвижности радиоактивных элементов и их доступность для растений из горизонта подстилки должна быть высока в силу ее слабой погложительной способности как следствие кислой реакции среды. Представляется, что мобильность радиоцезия в этих почвах будет существенно ниже, чем мобильность радиостронция по ряду причин: во-первых, слабая степень оструктуренности и низкое содержание гумуса, а

также специфика минералогического состава облегчают фиксацию цезия глинистыми минералами в подподстилочном горизонте; во-вторых, низкая обеспеченность почв элементами минерального питания должна приводить к тому, что мигрирующий в профиле радиоцезий будет перехватываться корневыми системами растений и возвращаться в поверхностные горизонты с опадом. Так как радиостронций практически нацело сорбируется по обменному механизму, то следует ожидать, что миграционная способность ^{90}Sr в данных почвах будет относительно более высокой.

К особенностям органогенных почв, обуславливающим миграцию в них радионуклидов цезия и стронция, необходимо отнести следующие свойства: мощная толща торфа и органо-минеральных слоев со значительной долей песчаных примесей, с одной стороны, определяет высокую влагопроницаемость данных почв, а с другой – обуславливает их высокую обменную поглотительную способность. Отсюда следует, что радиоцезий в данных почвах должен быть относительно более подвижен, а радиостронций, напротив, менее подвижен, чем в почвах подзолистых. Под относительностью здесь имеется в виду то обстоятельство, что радионуклиды цезия могут проникать в более глубокие слои органогенных почв, не покидая профиля почвы в целом, т.е. их подвижность в пределах ландшафта может быть ниже, чем в случае почв подзолистого ряда.

2. РОЛЬ ЛЕСНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ В ПЕРВИЧНОМ РАСПРЕДЕЛЕНИИ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ

2.1. ДРЕВЕСНЫЙ ЯРУС И РАДИОАКТИВНЫЕ ВЫПАДЕНИЯ

Первым барьером на пути радиоактивных выпадений из атмосферы является растительный ярус наземных фитоценозов. При стабилизации или прекращении выброса растения препятствуют миграции радионуклидов за пределы зоны загрязнения, вовлекая их в биологический круговорот [246]. Первичное распределение радионуклидов, в основном, определяет дозовые нагрузки и радиационные эффекты в биологических объектах [119, 239], поэтому одной из важнейших задач при изучении последствий радиоактивного загрязнения наземных растительных экосистем является определение количественных показателей первичного распределения и последующей миграции радионуклидов в лесных насаждениях.

Радиоэкологические исследования в зонах радиационных аварий, проведенные непосредственно после радиоактивных выпадений, показали, что основная часть выпавших на лес радионуклидов задерживается кронами древесных растений. Коэффициент задерживания радионуклидов древесным ярусом варьирует от 20 до 100% в зависимости от целого комплекса факторов: видового состава и проективного покрытия фитоценозов, климатических условий года и периода вегетации (табл. 14). В наибольшей степени радионуклиды поглощаются кронами хвойных лесов, а также при нейтральных метеорологических условиях и в весенне-летний период максимального развития листовой поверхности у лиственных пород. В среднем коэффициент задерживания радиоактивных выпадений древесным ярусом можно принять равным степени сомкнутости крон. Исключение составляют лиственные леса в период, когда деревья лишены листьев. Задерживающая способность древесного яруса в этом случае оказывается примерно в 3 раза ниже [8, 66, 235 и др.].

Вторым растительным фильтром на пути радиоактивных выпадений является травянистая растительность, произрастающая под пологом леса. Ее задерживающая способность также зависит от целого ряда факторов (проективного покрытия, величины биомассы, строения поверхности листьев). По степени перехвата радионуклидов, в частности ^{137}Cs , для различных представителей напочвенного покрова был установлен следующий ряд: травянистые растения < лишайники <

мхи [8].

Еще одной особенностью в первичном распределении радионукли-

Таблица 14. Коэффициент задерживания радионуклидов древесным ярусом в лесах различных климатических зон земного шара [8]

Объект исследований	Форма выпадений	Коэффициент задерживания, %
Сосновый подрост в возрасте 6–10 лет, сомкнутость крон 1.0	Опрыскивание крон растворами ^{89}Sr	90–100
Сосновый лес в возрасте 60 лет, сомкнутость крон 0.9	Выпадение частиц с размерами до 50 мкм	80–100
Сосновый лес в возрасте 25 лет, сомкнутость крон 0.8	Выпадение частиц с размерами до 100 мкм	70–90
Сосновый лес в возрасте 30 лет, сомкнутость крон 0,8	Выпадение вторичных частиц, поднятых с поверхности земли ветром	40–60
Березовый лес в возрасте 40 лет в зимнее время, сомкнутость крон 0,8	Выпадение вторичных (почвенных) частиц, поднятых с поверхности земли ветром	20–25
Березовый лес в возрасте 35–40 лет в летнее время, сомкнутость крон 0,8	Глобальные выпадения после ядерных испытаний	20–60
Сосновый лес в возрасте 50–60 лет, сомкнутость крон около 1,0	То же	50–90
Тропический дождевой лес (Пуэрто-Рико, Центральная Америка)	"	100

дов является так называемый "опушечный" эффект. Он был отмечен на большей части зоны радиоактивного загрязнения Кыштымской аварии и проявился в повышенном отложении радионуклидов в кронах деревьев на опушках с наветренной стороны по отношению к источнику радиоактивного выброса [234]. Таким образом, лесные опушки, расположенные с подветренной стороны, экранируют прилегающие к ним безлесные участки от радиоактивных выпадений.

Чернобыльский выброс значительно отличался от других радиационных аварий. Время аварии и длительность выброса (около 11 дней), совпавшие с периодом активных ростовых процессов у большинства растений, оказали максимально негативное воздействие на лесные насаждения [101, 119, 224]. В этих условиях древесным ярусом лесных экосистем первоначально было задержано от 60 до 80% радиоактивных выпадений. Наибольший аккумулярующий эффект отмечался в хвойных насаждениях, у лиственных пород эта способность оказалась в 1,5–3 раза ниже [283]. Это связано и с тем, что данные породы в момент аварии были не облиственны.

Внутри полога древостоя выпавшие радионуклиды первоначально распределились следующим образом (табл. 15). В максимальной степени радионуклиды были аккумулярованы в хвое (листьях), в меньшей – в коре и ветвях и практически отсутствовали в древесине, что вполне

Таблица 15. Распределение радионуклидов в древостое лесов 30-километровой зоны ЧАЭС в июне 1986 г. (средние данные при $n = 12$), %

Хвоя (листва)	Окоренная древесина	Кора (проб- ка + луб)	Ветви		Всего
			мелкие	крупные	
49,3	1,8	29,7	11,9	7,3	100

закономерно, поскольку загрязнение в этот период было аэральным. По радионуклидному составу загрязнение растительного яруса полностью соответствовало составу выпадений.

Сразу после выпадений лесные массивы представляли собой источник вторичного загрязнения прилегающих территорий, что было связано с ветровым переносом радионуклидов из крон деревьев. Доказательством этого является пик концентрации радиоактивных аэрозолей в атмосфере, который в частности, был зафиксирован в 30-километровой зоне ЧАЭС после прекращения выпадений [34, 165, 218].

В зоне чернобыльской аварии "опушечный" эффект проявился неоднозначно. Повышенное отложение радиоактивных веществ наблюдалось в 30-километровой зоне на южной ветви радиоактивного следа (табл. 16). На западной ветви этот эффект был выражен значительно слабее. На больших расстояниях от источника, где выпадения были представлены мелкодисперсными частицами, поступающими на поверхность земли, в основном, в результате турбулентной диффузии, опушечный эффект был выражен слабо [348]. Как правило, данный эффект прослеживался на лесных опушках шириной 20–50 м, в отдельных случаях – 200–300 м [177], обращенных к источнику выброса (рис. 5). Повышенное накопление радионуклидов отмечалось и в зоне одиночно стоящих деревьев [228].

Таблица 16. Распределение радиоактивных выпадений на границе леса и луга (суммарная плотность загрязнения по данным на 1987 г.), кБк/м²

Район исследований	Луг	Опушка леса	Лес
6 км на юг от ЧАЭС	14210	19910	17 200
28 км на юг от ЧАЭС	1070	–	1300

На лесные массивы в целом выпало примерно на 20–30% больше радионуклидов, чем на необлесенные участки, а по данным других исследователей эти различия достигали более значительных величин [26, 45, 123, 214, 295, 296, 341]. Отмеченный факт хорошо согласуется с характером вертикального перемещения воздушных масс над лесом в весенне-летний период, распределением осадков и т.д. На лес, согласно многолетним наблюдениям, выпадает примерно на 15–30% больше

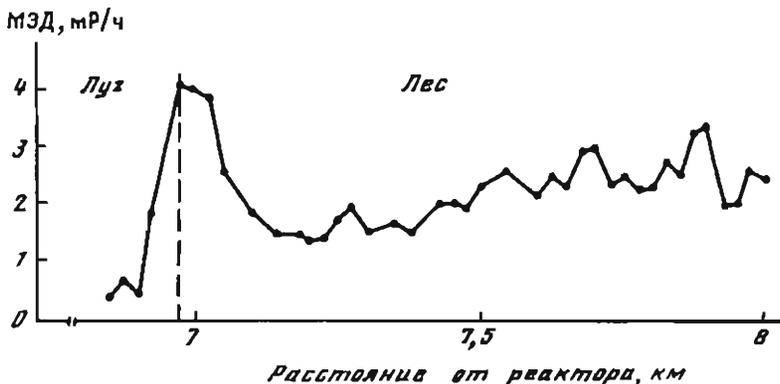


Рис. 5. Распределение мощности экспозиционной дозы на границе леса и луга

осадков, чем на незалесенные участки [253]. Вместе с тем имеются данные, свидетельствующие об отсутствии повышенной аккумуляции радионуклидов в лесах [49]. Однако мы считаем этот вопрос дискуссионным, поскольку факт увеличения количества осадков над лесом является установленным и статистически достоверным.

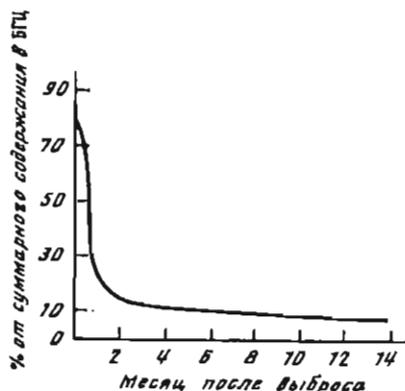
2.2. ПЕРВИЧНОЕ ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Сразу после выпадений связь радиоактивных частиц с поверхностью растений очень слабая, они легко сдуваются ветром, смываются атмосферными осадками [8]. Длительность их пребывания в кронах деревьев, как было установлено, меньше, чем в других компонентах лесных экосистем [291].

В силу того, что загрязнение было внешним, большое влияние на поведение радионуклидов оказывали физико-химические формы выпадений. Так, с максимальной интенсивностью процессы самоочищения протекали в ближней части 30-километровой зоны, где выпали более крупные радиоактивные частицы. Это дает основание утверждать, что на степень удержания радионуклидов древесным ярусом влиял размер частиц, что было ранее доказано в модельных экспериментах с применением частиц-имитаторов [243, 354]. Однако до сих пор механизм удержания радиоактивных частиц на поверхности растений не имеет однозначного толкования.

Продолжавшиеся после аварии активные ростовые процессы также способствовали быстрому самоочищению крон от радиоактивных примесей. Радионуклиды в этом случае удалялись вместе с опадающими на поверхность почвы покровными чешуйками почек, листьев, коры и

Рис. 6. Динамика самоочищения древесного яруса в начальный период после радиоактивных выпадений



побегов в процессе их роста. Динамика процессов самоочищения древесного яруса, особенно в ближней части 30-километровой зоны, была осложнена растянутым периодом выпадений, которые продолжались около 11 дней [99, 210]. По нашим оценкам, в лесных насаждениях, не пострадавших от острого радиационного воздействия, период самоочищения надземной части загрязненных древостоев, в течение которого 50% общего количества радионуклидов из крон переместилось на поверхность лесной подстилки, составил от трех недель до одного месяца, а с учетом радиоактивного распада — около двух недель [234, 239].

Наиболее интенсивно процессы самоочищения древесного яруса протекали в первые месяцы после аварии. Это во многом определялось периодом года, размерами радиоактивных частиц, климатическими условиями, а также типом БГЦ. В результате уже к августу 1986 г. в кронах деревьев в целом осталось около 10–15% суммарной активности (рис. 6).

Вариации данной величины зависели от видового состава и полноты древостоя. При значительном преобладании в составе древостоя березы вклад растительного яруса в общее загрязнение БГЦ доходил до 18% (табл. 17).

По интенсивности самоочищения основные лесообразующие породы образовали следующий ряд: осина > дуб > сосна > ольха > береза. Вместе с тем загрязнение структурных компонентов различных пород, в частности ассимилирующих органов и коры, менялось неоднозначно (табл. 18).

Неадекватность изменения содержания радионуклидов в листьях и коре при самоочищении древостоя связана с особенностями строения поверхности данных органов у различных пород (наличием и липкостью органических выделений, микротопографией поверхности листа, строением внешнего слоя коры), влияние которых на сорбционные свойства известно [98, 243], а также интенсивностью перераспределения радионуклидов из кроны деревьев и частично перераспределением внутри растения.

Отмечается также тенденция к поверхностному перераспределению радионуклидов по стволу деревьев, в результате чего их комлевая и срединная части оказываются более загрязненными по сравнению с привершинной. Интенсивность данного перераспределения, несомненно, зависит от строения поверхности внешнего слоя коры. В

Таблица 17. Распределение загрязнения по компонентам лесных биогеоценозов 30-километровой зоны ЧАЭС (август 1986 г.; средние значения при $n = 12$), %

Древесина	Кора	Хвоя (листья)	Ветви		Подстилка	Минеральная толща	Всего в БГЦ
			мелкие	крупные			
<i>Березово-сосново-дубовое насаждение</i>							
0,1	3,3	1,6	6,5	1,1	86,4	0,9	100
<i>Дубово-березовое насаждение с примесью сосны и осины</i>							
0,2	3,7	9,5	3,2	1,2	80,5	1,9	100
<i>Сосново-березово-ольховое насаждение с примесью дуба</i>							
0,1	2,1	7,2	1,4	0,9	87,3	1,0	100

Таблица 18. Распределение загрязнения по структурным частям лесобразующих пород дальней части 30-километровой зоны ЧАЭС (август 1986 г.; средние значения при $n = 9$), кБк/кг сырой массы

Порода	Хвоя (листья)	Окоренная древесина	Кора (пробка + луб)	Ветви	
				мелкие	крупные
Сосна	185,0	0,37	129,5	225,7	29,6
Береза	392,2	0,74	37,0	66,6	25,9
Дуб	48,1	1,48	66,6	155,4	22,2
Осина	11,1	0,37	103,6	14,8	7,4
Ольха	296,0	0,74	29,6	48,1	18,5

Таблица 19. Вклад структурных компонентов в общее загрязнение основных лесобразующих пород 30-километровой зоны ЧАЭС (август 1986 г., средние значения при $n = 9$), %

Порода	Хвоя (листья)	Окоренная древесина	Кора (пробка + луб)	Ветви		Всего
				мелкие	крупные	
Сосна	27,7	0,9	46,6	15,4	9,4	100
Береза	59,5	1,3	12,6	15,3	11,3	100
Дуб	9,3	5,6	60,1	6,2	18,8	100
Осина	3,7	1,1	86,2	3	6	100
Ольха	66,5	1,9	17,2	6,1	8,3	100

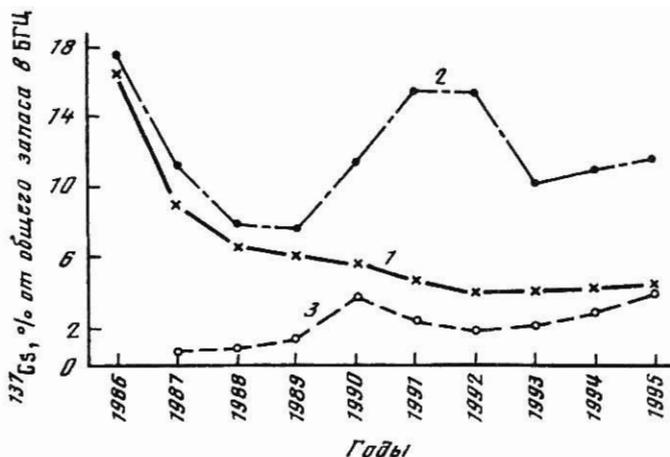


Рис. 7. Динамика содержания ^{137}Cs в надземной фитомассе лесных БГЦ

1 – хвойно-широколиственный лес, элювиальный ландшафт; 2 – черноольшатник, аккумулятивный ландшафт; 3 – широколиственно-сосновый лес, элювиальный ландшафт, ближняя зона выпадений

максимальной степени такое перераспределение наблюдается у сосны, кора которой на большей части ствола характеризуется минимальными сорбционными свойствами среди исследуемых пород. Наименьшее перераспределение радионуклидов по стволу отмечается у ольхи черной и дуба [45].

В рассматриваемый период основной вклад в общее загрязнение растительного яруса вносили структуры, подвергшиеся внешнему загрязнению (кора, хвоя/листья). Вклад окоренной древесины, несмотря на ее биомассу, не превышал единиц процента (табл. 19).

Обобщенный анализ процессов, происходивших в начальный послеварийный период (до августа 1986 г.), свидетельствует, что его можно охарактеризовать как период интенсивного механического перераспределения радионуклидов из растительного яруса на поверхность почвы. В это время удельная активность последнего определяется только поверхностным загрязнением, а радионуклидный состав соответствует таковому радиоактивных выпадений. Динамика содержания радионуклидов во всех БГЦ однозначна и определяется процессами механического самоочищения древесного яруса. Этот период выделяется как первый в многолетней динамике содержания радионуклидов в растительном ярусе (рис. 7).

В последующем были выделены еще 2 периода.

Второй – с осени 1986 г. по 1988/89 г. – период биологического самоочищения и нарастания роли корневого поступления. В этот временной отрезок динамика содержания радионуклидов в растительном ярусе характеризуется дальнейшим уменьшением их количества в результате биологического самоочищения, интенсивность которого с го-

дами снижается на фоне нарастания корневого поступления, о чем свидетельствует возрастание доли изотопов Cs и Sr в радионуклидном составе загрязнения по сравнению с таковым радиоактивных выпадений.

Третий – с 1989 г. по настоящее время – период определяющей роли корневого поступления и достижения квазиравновесного состояния в системе "почва–растение". В это время динамика содержания радионуклидов в различных БГЦ неоднозначна. В ценозах на автоморфных почвах элювиальных ландшафтов в результате уменьшения биологической доступности радионуклидов в почвах происходит дальнейшее снижение вклада растительного яруса в общее загрязнение БГЦ; на гидроморфных почвах аккумулятивных ландшафтов, напротив, наблюдается накопление радионуклидов в растительном ярусе вследствие усиления корневого поступления и, соответственно, рост вклада растительного яруса в общее загрязнение БГЦ. Более сложной динамикой характеризуются ценозы ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС, где выпали крупные труднорастворимые частицы топливной компоненты. Здесь динамика длительное время в основном определяется процессами диспергации и изменения растворимости этих частиц.

3. НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ РАЗЛИЧНЫМИ ВИДАМИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ И ГРИБАМИ В ЛЕСНЫХ БГЦ

В научной литературе имеется достаточно обширный материал по накоплению радионуклидов в структурных частях древостоев в условиях глобальных выпадений и послеаварийных ситуаций [8, 132, 145, 159, 201, 232, 235, 237, 248, 339, 350]. Имеющиеся данные характеризуются значительной вариабельностью, что в целом свидетельствует о наличии большого числа факторов, влияющих на поступление радионуклидов в растения. Показано, что факторами, обуславливающими накопление радионуклидов, являются плотность загрязнения территории, условия произрастания, видовые особенности растений и ряд других [98, 128, 146, 150, 161, 175, 219, 232, 241, 247, 249, 274, 277, 280]. Однако результаты этих работ без уточнения и дополнения не могут быть использованы для прогнозирования ситуации, складывающейся в лесных биогеоценозах, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС. Предшествующие исследования в основном были посвящены изучению закономерностей миграции ^{90}Sr , тогда как в выпадениях при аварии на ЧАЭС доминирует ^{137}Cs . Кроме того, отличными были физико-химические формы выпадений, а регионы, подвергшиеся загрязнению в результате чернобыльского выброса, по лесорастительным условиям сильно отличаются от таковых в условиях Кыштымской аварии. В последнее время появилось достаточно большое количество публикаций и монографий, посвященных и региональным особенностям поведения радионуклидов чернобыльского выброса в природных экосистемах, в т.ч. и лесах [69, 98, 119, 120, 175, 267]. Вместе с тем интегральные показатели биогеохимического круговорота радионуклидов чернобыльских выпадений в лесных экосистемах территорий различных почвенно-климатических зон остаются неизученными.

3.1. РАДИОНУКЛИДЫ В ДРЕВЕСНОМ ЯРУСЕ

РАДИОНУКЛИДНЫЙ СОСТАВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ЕГО ДИНАМИКА

Радионуклидный состав загрязнения структурных частей древостоя и его динамика определяются целым рядом факторов: периодом радиоактивного распада радионуклидов, входивших в состав выброса, формой их соединений в составе выпадений, видовыми особенностями растений и тем, каким путем были загрязнены те или иные компоненты.

Таблица 20. Радионуклидный состав загрязнения растений на территории Европейской части СНГ в июне 1986 г., %

Радионуклид	30-километровая зона [16]	Средний по РФ [167]	Радионуклид	30-километровая зона [16]	Средний по РФ [167]
^{95}Zr , ^{95}Nb	28,8	2	^{137}Cs , ^{137}Ba	3,3	25
^{103}Ru , ^{103}Rh	17		^{140}Ba , ^{140}La	2	7,5
^{106}Ru , ^{106}Rh	9,2	27,0*	^{141}Ce	8	
^{131}I	<1,8	23,3	^{144}Ce , ^{144}Pr	30	2,2*
^{134}Cs	0,9	13			

*Сумма изотопов.

При аэральном поступлении радионуклидный состав загрязнения структурных органов растений, экспонированных к выпадениям, первоначально идентичен таковому выпавшей радиоактивной смеси (табл. 20).

В условиях чернобыльского выброса на этом этапе в составе загрязнения растительного покрова присутствовали практически все радионуклиды, которые были представлены в выпадениях: ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{95}Nb , ^{95}Zr . Структурные компоненты, загрязнение которых возможно лишь в результате транспорта радионуклидов с поверхности загрязненных органов или через корневые системы, содержали лишь только изотопы цезия, причем в незначительных количествах [277].

В последующем динамика радионуклидного состава загрязнения древостоя была неоднозначна (рис. 8–10). В структурных частях, экспонированных к радиоактивным выпадениям, она характеризуется снижением доли короткоживущих и нарастанием доли долгоживущих биологически значимых изотопов цезия и стронция. В результате такие радионуклиды, как ^{95}Nb и ^{95}Zr (период полураспада 35 и 64 дня, соответственно), не фиксируются на территории РФ уже начиная с 1987 г., а на участках 30-километровой зоны ЧАЭС – с 1989 г. ^{144}Ce и ^{106}Ru (с периодом полураспада 284 и 367 дней, соответственно) перестали регистрироваться в лесах РФ спустя 2–3 года, а в ближней зоне через 5–6 лет после выпадений. Следует отметить, что для активно растущих компонентов (ассимилирующих органов и мелких ветвей) изменение радионуклидного состава происходит наиболее быстро. В них на большей части территории уже через 2 года после выпадений суммарная гамма-активность практически на 100% определяется только ^{134}Cs и ^{137}Cs . Продолжительней всего (в течение 5–6 лет) короткоживущие радионуклиды регистрируются в наружной коре (пробке) деревьев, что, несомненно, связано с особенностями ее строения. Для структурных компонентов другой группы (древесина, кора) изменения в радионуклидном составе в многолетнем ряду заключаются в основном в изменении соотношения ^{137}Cs к ^{134}Cs и ^{90}Sr .

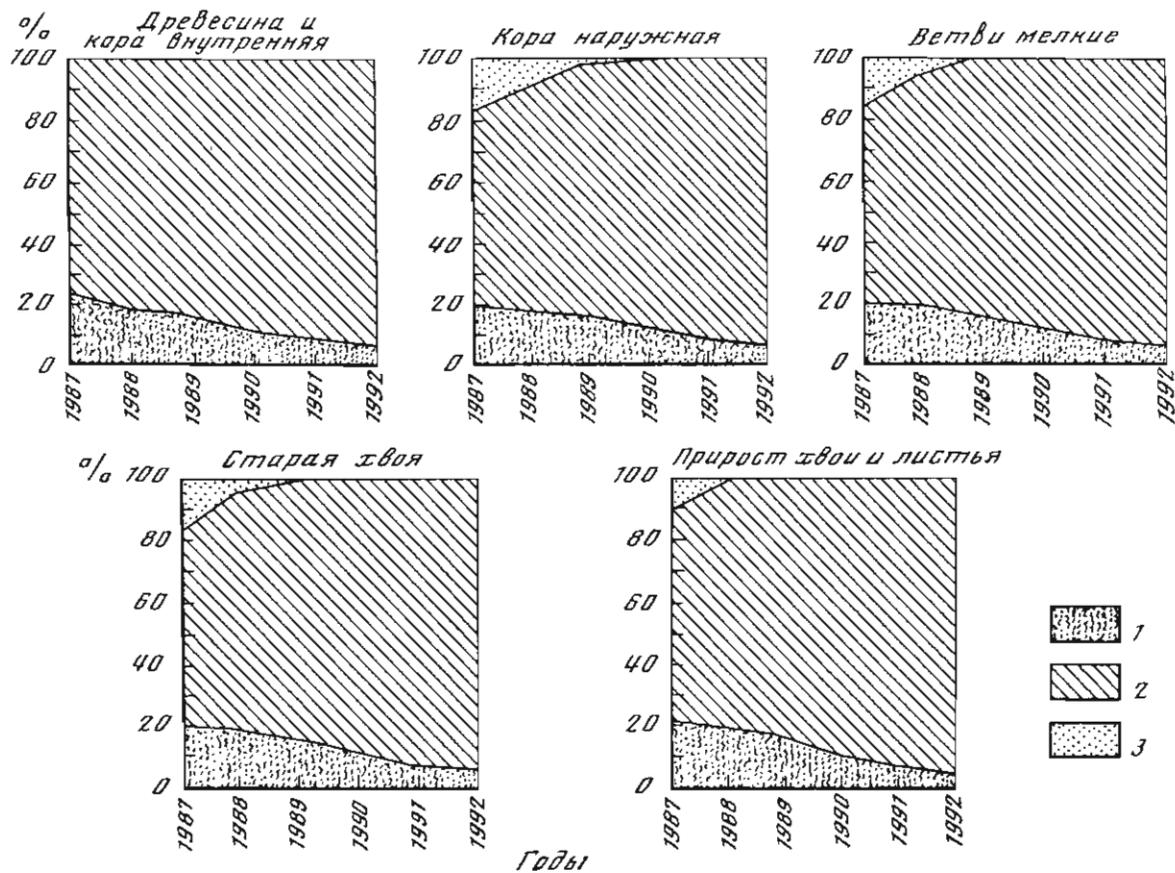


Рис. 8. Динамика радионуклидного состава загрязнения компонентов древесного яруса в Тульской обл. (средние данные при $n = 10-15$)

1 - ^{134}Cs ; 2 - ^{137}Cs ; 3 - ^{106}Ru

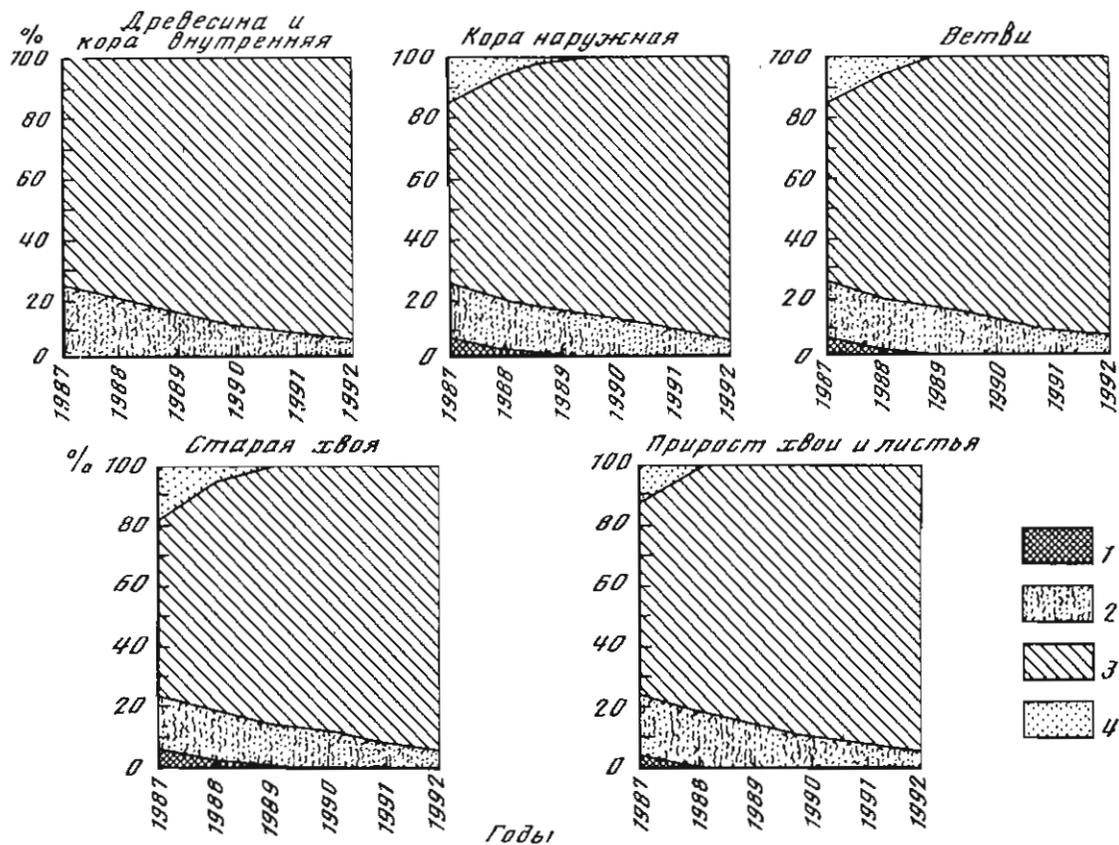


Рис. 9. Динамика радионуклидного состава загрязнения компонентов древесного яруса в Брянской обл. (средние данные при $n = 10-15$)

1 - ^{144}Cs ; 2 - ^{134}Cs ; 3 - ^{137}Cs ; 4 - ^{106}Ru

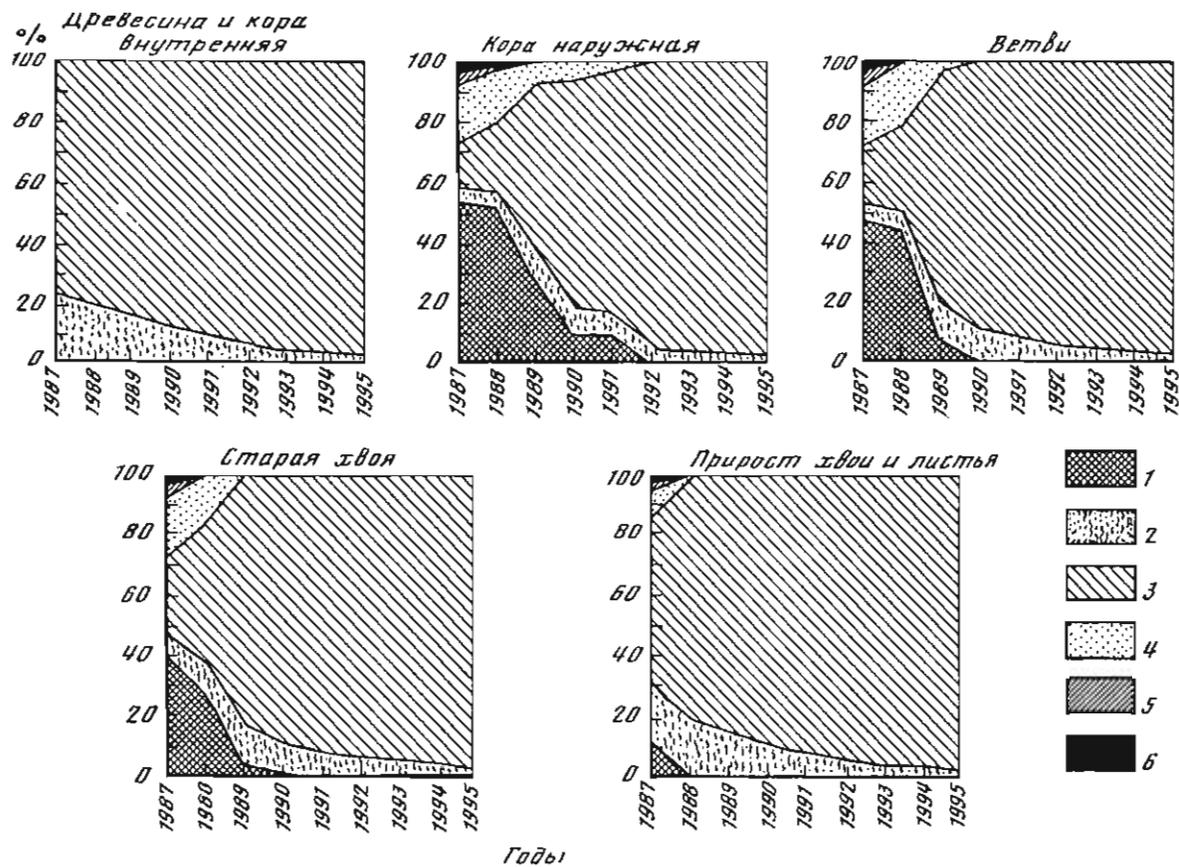


Рис. 10. Динамика радионуклидного состава загрязнения компонентов древесного яруса в 30-километровой зоне ЧАЭС (Украина) (средние данные при $n = 10-15$)

1 – ^{144}Cs ; 2 – ^{134}Cs ; 3 – ^{137}Cs ; 4 – ^{106}Ru ; 5 – ^{95}Nb ; 6 – ^{95}Zr

Таким образом, спустя 2–3 года после выпадений единственными биологически значимыми радионуклидами, содержащимися в древесной растительности загрязненных территорий, становятся ^{137}Cs (период полураспада 30,2 лет) и ^{90}Sr (период полураспада 27,7 лет).

Значимое влияние на динамику радионуклидного состава загрязнения растительного яруса оказывает дисперсность частиц в выпадениях. Мелкодисперсные частицы прочно сорбируются наружной корой ствола и ветвей, хвоей. Это способствует более длительному пребыванию в составе загрязнения растительного покрова таких радионуклидов, как ^{144}Ce . Крупнодисперсные же частицы слабо удерживаются кронами, что достаточно быстро приводит к абсолютному доминированию в радионуклидном составе загрязнения фитоценозов радионуклидов цезия и стронция (ближняя часть 30-километровой зоны ЧАЭС). По этой же причине определенную роль в динамике радионуклидного состава играет и видовой состав древостоя. Наиболее долго радионуклиды внешнего загрязнения закрепляются на глубоко-рассеченной коре дуба и ольхи и комлевой части ствола сосны и березы. Хвоя сосны удерживает внешнее загрязнение до момента своего полного обновления – через 2–3 года.

Несомненное влияние на рассматриваемый показатель оказывают пространственно-временные вариации соотношения процессов корневого поступления цезия и стронция и биологического самоочищения древостоя. На участках ближней зоны выпадений (5–10 км от ЧАЭС) процессы самоочищения происходят быстрее, а динамика корневого поступления, напротив, характеризуется нарастанием ее интенсивности. Здесь, по сравнению с удаленными от источника выброса территориями, отмечается более интенсивное увеличение доли ^{137}Cs и ^{90}Sr и снижение доли ^{144}Ce и ^{106}Ru в незащищенных от выпадений структурных частях древостоя.

Таким образом, радионуклидный состав загрязнения растительного яруса определяется периодом полураспада радиоактивных элементов, скоростью процессов поверхностного самоочищения и корневого поступления в растения. В условиях чернобыльского выброса биологически значимыми радионуклидами, определяющими загрязнение растительного покрова через 2–3 года после выпадений в ближней зоне и 1–2 года на удаленных территориях, становятся ^{137}Cs и ^{90}Sr .

ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ^{137}Cs И ^{90}Sr ПО СТРУКТУРНЫМ КОМПОНЕНТАМ ДРЕВОСТОЯ

На территориях, подвергшихся загрязнению, удельная активность компонентов древостоя, как и плотность загрязнения, варьирует в широком диапазоне величин (3–4 математических порядка). Поэтому при определении общих закономерностей поведения радионуклидов в структуре биогеоценозов усреднение показателей концентрации (Бк/кг) неправомерно и показатели удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr

Таблица 21. Ряды относительного распределения ^{137}Cs в структурных компонентах древостоев лесов автоморфных ландшафтов

Район	Порода	Ряды относительного распределения
<i>По данным на 1986 г.</i>		
30-километровая зона ЧАЭС	Сосна	В.М.>Х.>К.Н.>В.Кр.>К.В.>Др
	Береза	Л.>В.М.>К.Н.>В.Кр.>К.В.>Др.
	Дуб	В.М.>К.Н.>В.Кр.>Л.>К.В.>Др.
	Осина	Л.>В.М.>К.Н.>В.Кр.>К.В.>Др.
	Ольха	Л.>В.М.>К.Н.>В.Кр.>К.В.>Др.
<i>По данным на 1992 г.</i>		
30-километровая зона ЧАЭС Брянская обл. РФ Калужская обл. РФ Тульская обл. РФ	Сосна	К.Н.>Х.>К.В.>В.М.>В.Кр.>Др.
		Х.>К.Н.>К.Н.>В.М.>В.Кр.>Др.
		Х.>К.Н.>К.В.>В.М.>В.Кр.>Др.
		К.Н.>Х.>К.В.>В.М.>В.Кр.>Др.
30-километровая зона ЧАЭС Брянская обл. РФ Калужская обл. РФ Тульская обл. РФ	Береза	К.Н.>Л.>В.М.>В.Кр.>К.В.>Др.
		К.Н.>Л.>В.М.>В.Кр.>К.В.>Др.
		К.Н.>Л.>В.М.>В.Кр.>К.В.>Др.
		К.Н.>Л.>В.М.>В.Кр.>К.В.>Др.
30-километровая зона ЧАЭС Брянская обл. РФ Калужская обл. РФ Тульская обл. РФ	Дуб	К.Н.>Л.>В.Кр.>К.В.>В.М.>Др.
		К.Н.>Л.>В.Кр.>К.В.>В.М.>Др.
		К.Н.>В.Кр.>Л.>К.В.>В.М.>Др.
		К.Н.>В.Кр.>Л.>К.В.>В.М.>Др.
30-километровая зона ЧАЭС Брянская обл. РФ Калужская обл. РФ	Осина	К.Н.>Л.>К.В.>В.М.>В.Кр.>Др.
		К.Н.>Л.>К.В.>В.М.>В.Кр.>Др.
		К.Н.>Л.>К.В.>В.М.>В.Кр.>Др.
30-километровая зона ЧАЭС Калужская обл. РФ	Ольха	К.Н.>Л.>В.М.>К.В.>В.Кр.>Др.
		К.Н.>Л.>В.М.>К.В.>В.Кр.>Др.
<p><i>Примечание.</i> Х. – хвоя текущего года; Л. – листья; К.Н. – кора наружная; К.В. – кора внутренняя; В.Кр. – ветви крупные; В.М. – ветви мелкие; Др. – древесина.</p>		

целесообразнее представлять в виде рядов относительного распределения (табл. 21). Такое представление результатов дает возможность оперирования большими выборками данных (по всей территории) и выявления на этой основе достаточно обоснованных закономерностей распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr по структурным органам пород.

В обобщенном виде можно констатировать, что на большей части загрязненной территории центральных районов Русской равнины максимальная концентрация ^{137}Cs отмечается в коре, затем (в порядке убывания) в ассимилирующих органах, ветках и минимальная – в древесине. В то же время внутри этих рядов наблюдаются определенные вариации, которые свидетельствуют о сложности механизмов перераспределения радионуклидов по структурным компонентам различных пород и зависимости данных процессов от физиологических особенностей вида, типа радиоактивных выпадений, почвенно-экологических условий и временного фактора.

На этапе аэрального загрязнения (1986 г.) максимальная концентрация ^{137}Cs практически у всех пород наблюдается в ассимилирующих органах и ветках мелких; кора наружная и ветви крупные загрязняются в меньшей степени (см. табл. 21, рис. 11). Минимальная удельная активность отмечается в коре внутренней и древесине [226].

У ассимилирующих органов различных пород концентрация ^{137}Cs возрастает в ряду: береза>ольха>осина>сосна>дуб, что связано с формой и особенностями микротопографии поверхности листа (хвои), липкостью органических и неорганических выделений и т.п. [98, 243] и степенью развития ассимилирующих органов в момент выпадений (у дуба и осины листовая поверхность в этот период была недостаточно развита). Последнее инверсно отразилось на загрязнении других структур. Так, у дуба и осины максимальная удельная активность в этот период наблюдалась у коры наружной и ветвей, в то время как у ольхи и особенно березы загрязнение этих компонентов оказалось минимальным.

Спустя 2 месяца после выпадений максимальная прочность связи радиоактивных частиц с поверхностью ассимилирующих органов наблюдается у березы и ольхи; с ветвями мелкими – у сосны и дуба; с корой наружной – у дуба и осины. Несомненно, характер первичной аккумуляции радионуклидов сказывается на интенсивности их внекорневого перераспределения и, следовательно, на уровнях загрязнения древесины и внутренних слоев коры (см. рис. 11).

Морфо-физиологические особенности продолжают сказываться на удельной активности структурных компонентов древостоя и в последующем, хотя степень их проявления нивелируется. Это можно проследить на примере изменения содержания ^{137}Cs в коре наружной. Через год после выпадений удельная активность коры древесных пород на всей загрязненной территории становится доминирующей среди других структур, хотя уровни загрязнения в значительно большей степени зависят от строения ее поверхности (рис. 11). Более высокая концентрация ^{137}Cs отмечается у пород, имеющих шероховатую и трещиноватую поверхность, таких как дуб, осина, ольха и в определенной степени липа [8, 306]. Меньшей удерживающей способностью характеризуются виды с относительно гладкой или чешуйчатой корой: береза, ель, сосна. Последнее, возможно, также связано с более интенсивным естественным самоочищением коры хвойных пород. Спустя 2–

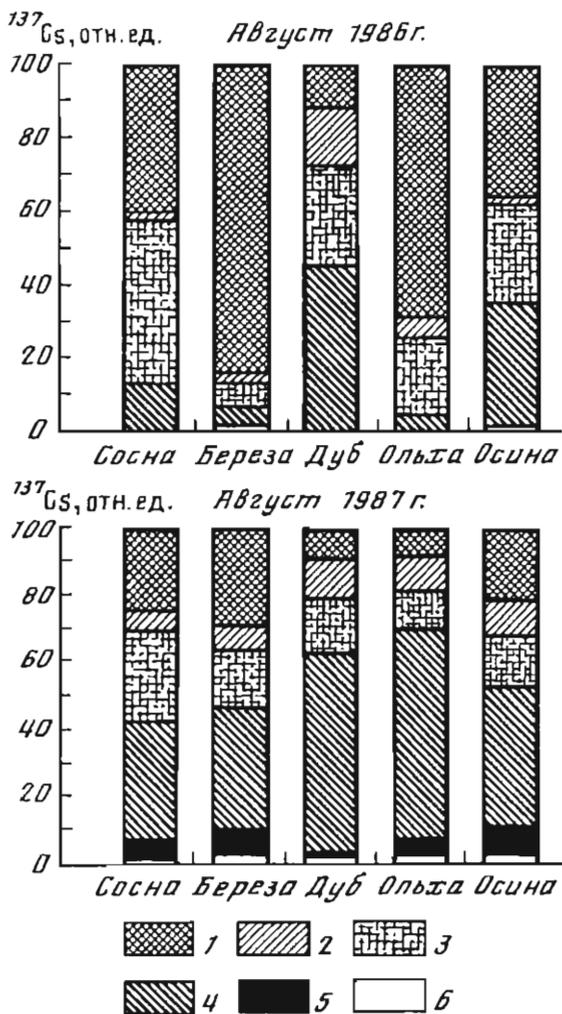


Рис. 11. Относительная концентрация ^{137}Cs в структурных органах различных древесных пород лесов 30-километровой зоны ЧАЭС (Украина)

1 – листья/хвои; 2 – ветви крупные; 3 – ветви мелкие; 4 – кора наружная; 5 – кора внутренняя; 6 – древесина

3 года после выпадений корневое поступление становится процессом, определяющим загрязнение растительного яруса. В этот период распределение ^{137}Cs по компонентам древостоя определяется динамикой соотношения процессов биологического накопления радионуклидов и самоочистки растений и, соответственно, факторами их

определяющими, в частности, почвенно-экологическими условиями формами радиоактивных выпадений и биологическими особенностями вида.

На участках с гидроморфными и полугидроморфными почвами, а также на территории, где выпали относительно крупные частицы топливной компоненты – в зоне пролонгированного поступления биологически доступных форм соединений радионуклидов – в корнеобитаемую толщу на первое место по степени загрязнения ^{137}Cs у большинства пород выходят ассимилирующие органы и кора внутренняя (рис. 12). В противоположность этому, на участках автоморфных ландшафтов с низкой интенсивностью корневого поступления радионуклидов на протяжении всего послеварийного периода максимальное загрязнение в составе древостоев остается у коры наружной (рис. 12). Наиболее ярко отмеченные особенности проявляются на черноземных почвах тяжелого гранулометрического состава (Тульская обл. РФ), характеризующихся минимальной доступностью ^{137}Cs [133, 233]. В этих условиях практически у всех древесных пород загрязнение коры наружной в несколько раз превышает удельную активность других компонентов (рис. 13). Последнее, возможно, также обусловлено меньшей интенсивностью процессов самоочищения при газо-аэрозольном загрязнении древостоев на данных площадях по сравнению с участками, где выпадения были представлены топливной компонентой.

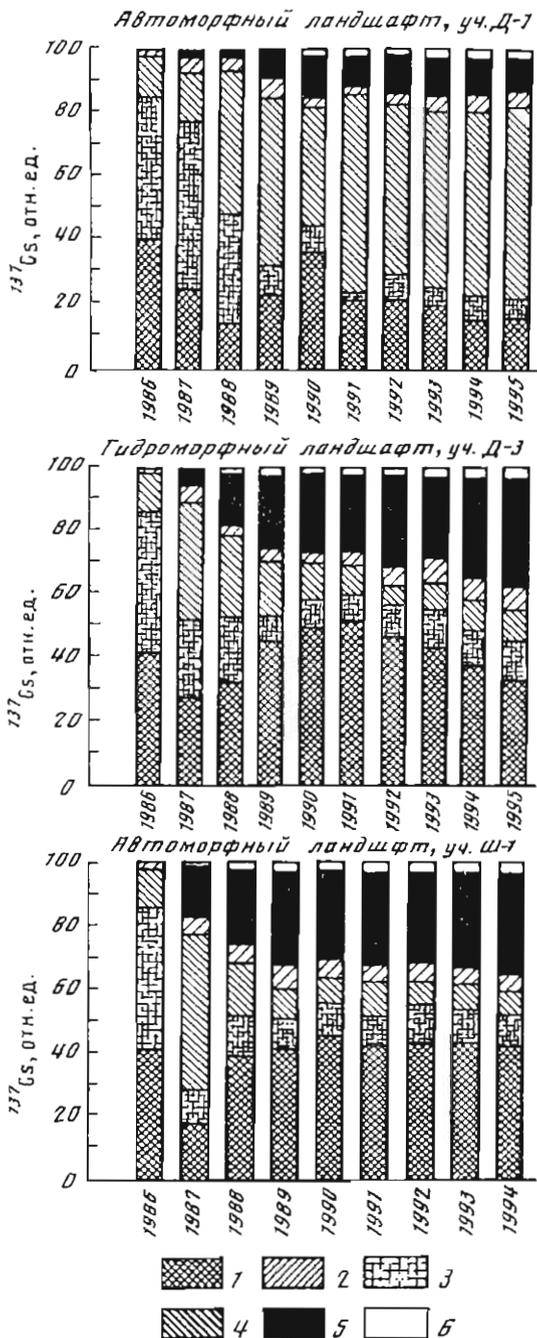
Среди исследуемых пород на этом этапе (корневого пути загрязнения) можно выделить группы с достаточно близким распределением ^{137}Cs по компонентам древостоя. Это, во-первых, хвойные породы: сосна и ель. У них наиболее загрязнены ассимилирующие органы и внутренние слои коры; минимально – древесина и кора наружная (см. рис. 13). Для лиственных пород, напротив, характерно меньшее накопление ^{137}Cs в ассимилирующих органах и коре внутренней, но большее – в коре наружной, а также ветвях. Особняком от всех пород стоит липа. Она практически не накапливает ^{137}Cs в древесине и коре внутренней, мало – в листьях; ее загрязнение в наибольшей степени определяется активностью наружных слоев коры. Возможно, это связано с высокой удерживающей способностью техногенных выпадений корой наружной этой породы [134] и очень слабым накоплением ^{137}Cs корневым путем, поскольку липа, как правило, развивается на автоморфных плодородных почвах.

В целом в перераспределении ^{137}Cs по компонентам древесного яруса по истечении 5–6 лет после выпадений наступает состояние, близкое к квазиравновесному, о чем свидетельствует стабильность выявленных рядов относительного распределения ^{137}Cs для различных регионов России и Украины. Это равновесие, очевидно, будет сохраняться достаточно долго, хотя в абсолютных величинах содержания ^{137}Cs по структурным органам, несомненно, будут наблюдаться определенные колебания, обусловленные в большей степени многолетней динамикой корневого поступления ^{137}Cs и ^{90}Sr в растения.

Накопление древесным ярусом другого биологически значимого радионуклида чернобыльского выброса – ^{90}Sr – первоначально опре-

Рис. 12. Динамика относительной концентрации ^{137}Cs в структурных органах сосны на участках 30-километровой зоны ЧАЭС (Украина)

- 1 – листья/хвоя;
- 2 – ветви крупные;
- 3 – ветви мелкие;
- 4 – кора наружная;
- 5 – кора внутренняя;
- 6 – древесина



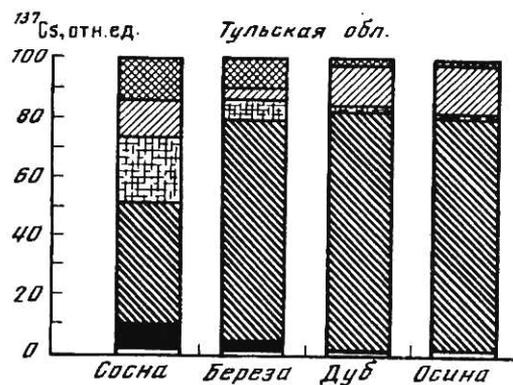
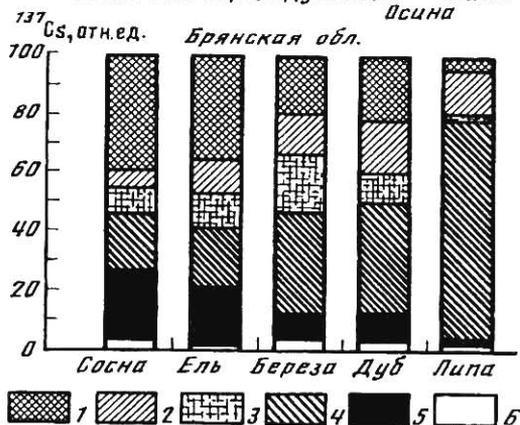


Рис. 13. Относительная концентрация ^{137}Cs в структурных органах различных пород в лесах Российской Федерации (по данным на 1992 г.)

- 1 – листья/хвоя;
- 2 – ветви крупные;
- 3 – ветви мелкие;
- 4 – кора наружная;
- 5 – кора внутренняя;
- 6 – древесина



деляется теми же факторами, что и ^{137}Cs , и соответствует ему. Однако в последующем, на этапе доминирования корневого поступления, особенности распределения ^{90}Sr в растениях обозначаются более ярко, о чем свидетельствуют ряды относительного накопления этого радионуклида (табл. 22).

Таблица 22. Ряды относительного распределения ^{90}Sr в структурных компонентах древостоев лесов элювиальных ландшафтов (по данным на 1992 г.)

Район	Порода	Ряды относительного распределения
30-километровая зона ЧАЭС	Сосна	К.В.>К.Н.>В.М.>В.Кр.>Ст.Х.>Х.>Др.>Ш.
Брянская обл. РФ		К.В.>К.Н.>В.М.>В.Кр.>Ст.Х.>Х.>Др.>Ш.
Тульская обл. РФ		К.Н.>В.М.>В.Кр.>Ст.Х.>К.В.>Х.>Др.>Ш.
30-километровая зона ЧАЭС	Береза	Л.>В.М.>К.Н.>В.Кр.>К.В.>Др.
Брянская обл. РФ		Л.>В.М.>К.В.>В.Кр.>К.Н.>Др.
Тульская обл. РФ		Л.>К.Н.>К.В.>В.М.>В.Кр.>Др.
30-километровая зона ЧАЭС	Дуб	К.Н.>К.В.>В.М.>В.Кр.>Л.>Др.
Брянская обл. РФ		К.Н.>К.В.>В.М.>В.Кр.>Л.>Др.
Тульская обл. РФ		К.Н.>К.В.>В.М.>В.Кр.>Л.>Др.
Брянская обл. РФ	Ель	К.В.>К.Н.>В.М.>В.Кр.>Ст.Х.>Х.>Др.>Ш.
30-километровая зона ЧАЭС	Осина	К.Н.>Л.>В.М.>В.Кр.>К.В.>Др.
30-километровая зона ЧАЭС	Ольха	К.Н.>К.В.>В.М.>Л.>В.Кр.>Др.

Примечание. Х. – хвоя текущего года; Ст.Х. – хвоя прошлых лет; Л. – листья; К.Н. – кора наружная; К.В. – кора внутренняя; В.Кр. – ветви крупные; В.М. – ветви мелкие; Др. – древесина; Ш. – шишки.

В общем плане ^{90}Sr более равномерно распределен по всем структурным компонентам древесных пород; не отмечается, как это характерно для ^{137}Cs , абсолютного доминирования концентрации ^{90}Sr в каком-либо органе, даже если в ряду относительного распределения этот структурный компонент выходит на первое место. Последнее очень важно для коры наружной. У ряда пород, таких как береза, сосна, ель, загрязнение коры наружной в любых почвенно-экологических условиях не является абсолютно преобладающим (рис. 14). Особенностью распределения ^{90}Sr по структурным компонентам на этапе корневого поступления может считаться его большее относительное содержание в коре внутренней и древесине. Это проявляется в древостоях лесов территорий, значительно удаленных от источника выброса (Калужская и Брянская обл. РФ) и наиболее ярко на черноземных почвах (Тульская обл.). Очевидно, что интенсивность потребления ^{90}Sr растениями значительно выше, чем ^{137}Cs , а влияние почвенно-экологических условий на его подвижность, напротив, ниже, чем это проявляется для ^{137}Cs [131].

Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесине ствола. Исследованиями распределения радиоуглерода и трития было показано, что эти радионуклиды, как и их стабильные аналоги, включаются в ткани древесины и в дальнейшем слабо подвержены влиянию обменных процессов [35]. Включение основных дозообразующих радионуклидов чернобыльского выброса ^{137}Cs и ^{90}Sr , как и их неизотопных аналогов К

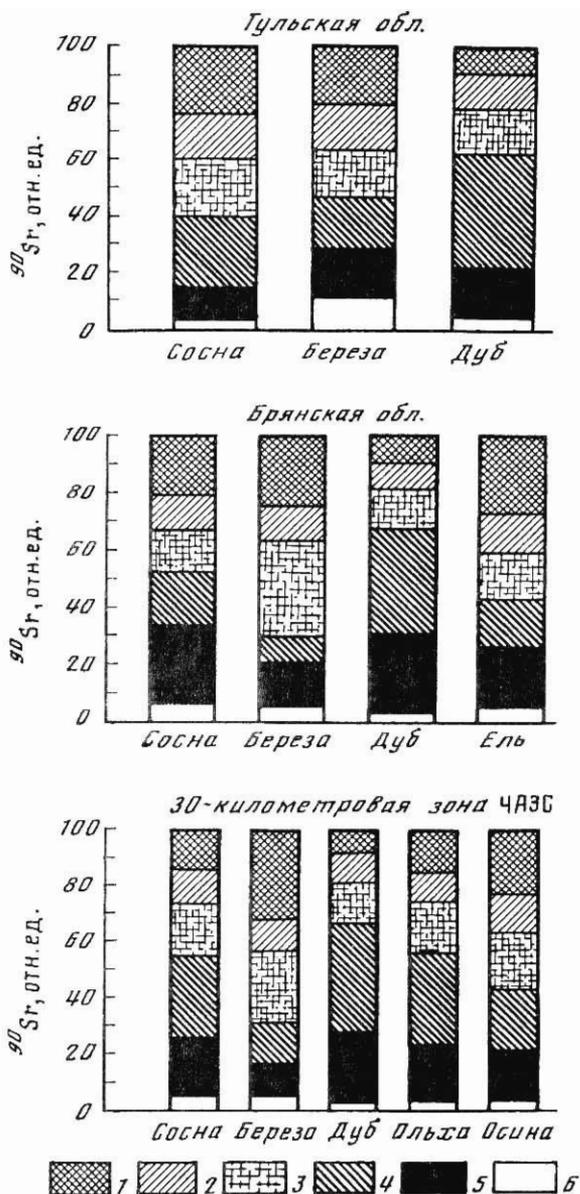


Рис. 14. Относительная концентрация ^{90}Sr в структурных органах различных пород лесов России и Украины (по данным на 1992 г.)

- 1 – листья/хвоя;
- 2 – ветви крупные;
- 3 – ветви мелкие;
- 4 – кора наружная;
- 5 – кора внутренняя;
- 6 – древесина

и Са, в биологические структуры растения также очевидно, поскольку оно определяется процессами метаболизма. Важную информацию о миграции элементов внутри древесных пород несут в себе годовичные кольца древесины. В общем плане установлено, что концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в радиальном направлении (по годовичным кольцам) и по высоте (от

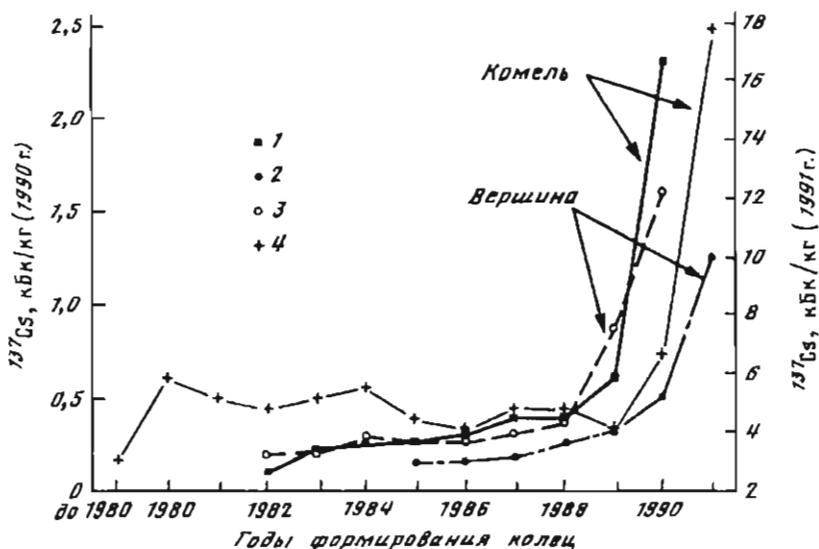


Рис. 15. Распределение ^{137}Cs по годичным кольцам сосны по данным на 1990 г. (1, 2) и 1991 г. (3, 4)

комля к вершине) стволовой части дерева изменяется [8, 98, 251, 347]. Однако закономерности, выявленные различными исследователями, зачастую имеют взаимоисключающий характер. Для избежания этого требуется более детальная оценка данных характеристик с учетом вклада структур ствола (пробка, луб, древесина) в аккумуляцию радионуклидов в древесной растительности в целом.

Как правило, загрязнение стволовой древесины в радиальном направлении (по годичным кольцам) изменяется следующим образом. В наибольшей степени радионуклидами загрязнено внешнее кольцо текущего года формирования, что, видимо, обусловлено интенсивно идущими здесь ростовыми процессами и поступлением радионуклидов с вертикальным потоком минеральных солей, мигрирующих по камбию ствола дерева. Подтверждением может служить то, что в каждом последующем году абсолютный максимум концентрации радионуклидов перемещается в новое формирующееся кольцо (рис. 15), а также бо льшая концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в этом кольце у комля, т.е. в той части, где наблюдается и максимальная удельная активность внутренней коры.

Вместе с тем анализ радиального распределения показывает, что радионуклидами чернобыльского выброса загрязнены, хотя и в значительно меньшей степени, годичные кольца, сформированные в доаварийный период. Попадание туда радионуклидов происходит, видимо, с акропетальным током минеральных солей (нисходящая ветвь биологической миграции), а также по смоляным ходам (у сосны) из-за существ-

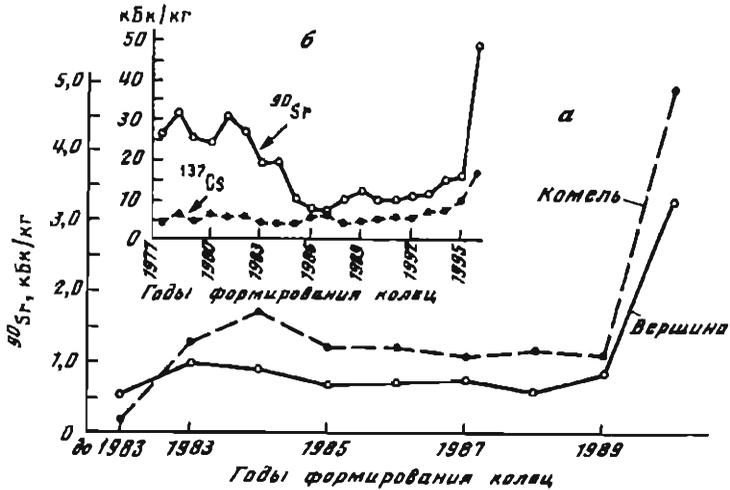


Рис. 16. Распределение ^{90}Sr по годичным кольцам сосны по данным автора (а) и работе М. Бузынного [35] (б)

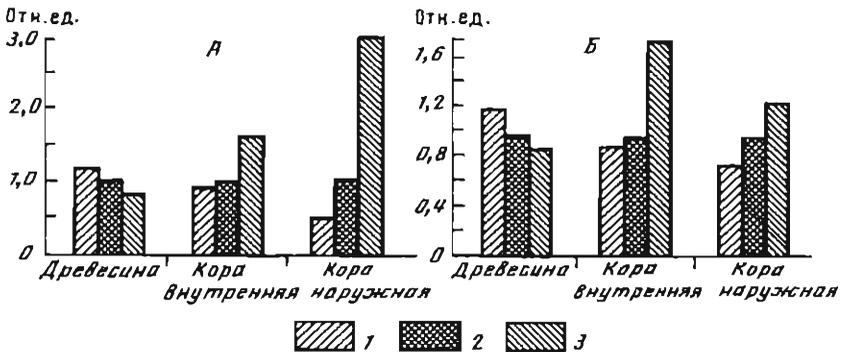


Рис. 17. Изменение содержания ^{137}Cs в структурных частях стволов деревьев, произрастающих в условиях автоморфных (А) и гидроморфных (Б) ландшафтов

1 - вершина; 2 - середина ствола; 3 - комель

вующего в радиальном направлении градиента концентрации элементов, в том числе и радионуклидов, в мигрирующих по стволу дерева растворах. Наиболее значимое нарастание концентрации ^{137}Cs и в особенности ^{90}Sr отмечается в кольцах, прилегающих к центральной (ядровой) части древесины ствола. Причем в комлевой части дерева это проявляется более отчетливо (рис. 15, 16).

Таблица 23. Соотношение ядровой и заболонной древесины в различных частях ствола сосны обыкновенной

Возраст	Часть ствола	Годичные* кольца	Масса** (<i>m</i>), г	% от <i>m</i> выпила	Содержание ¹³⁷ Cs, Бк/г
70 лет	Вершина	83–85***	60	11,8	2,9
		86–91	451	88,2	5
		В целом	512	100	5
	Комель	22–79***	1176	51,7	3,1
		80–84	485	21,3	4,8
		85–91	614	27	5,9
	В целом	2275	100	4,2	

*Годы формирования.

**Масса годичных колец выпила в пересчете на вещество, высушенное при $t = 105^\circ\text{C}$.

***Ядровая древесина.

На характер радиального распределения радионуклидов в древесине оказывают влияние особенности ее строения. У ядровых пород (сосна, дуб) различия в загрязнении ядровой и заболонной частей древесины более значимы. В максимальной степени это проявляется у дуба. У других пород (береза, ольха и др.) снижение концентрации ¹³⁷Cs в древесине доаварийного периода образования также наблюдается, но выражено слабее, чем у сосны и, в особенности, дуба [98].

Анализ распределения радионуклидов по высоте ствола показывает, что концентрация ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в кольцах одного года формирования снижается от комля к вершине (см. рис. 15, 16). Причем распределение ⁹⁰Sr характеризуется большим изменением градиента концентрации в этом направлении. Вместе с тем, средневзвешенная концентрация ¹³⁷Cs в древесине в целом в различных частях ствола (вершина, комель) изменяется в обратном направлении, т.е. практически у всех пород окоренная древесина большее количество ¹³⁷Cs содержит в вершинной части и меньшее – в комлевой (рис. 17). Кратность этих различий зависит от изменения толщины по длине ствола, видовых особенностей строения древесины и долевого вклада годовых колец прироста 1986–1995 гг. в общую массу древесины (табл. 23), поскольку, как было показано, годовые кольца, сформированные до аварии, в особенности у ядровых пород, загрязнены меньше, чем образованные в послеаварийные годы [98, 347]. В этой связи оказывают влияние также некоторые видовые особенности ряда пород. Так, у ольхи черной, относящейся к безъядровым породам, загрязнение древесины по всей высоте ствола примерно одинаково, тогда как у ядровых (дуба и сосны) пород изменение наиболее отчетливо.

Изменение степени загрязнения коры внутренней по длине ствола, как правило, сходно с таковым в годичных кольцах древесины (см. рис. 15, 17). Больше содержание ¹³⁷Cs у различных пород отмечается в комлевой части и меньшее – в вершинной. Причины таких различий

Таблица 24. Относительное содержание ^{137}Cs в различных частях ствола основных лесообразующих пород (по данным на 1993 г.)

Древесные породы	Древесина			Кора внутренняя			Кора наружная		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Ель	1,45	1	1	1,11	1	1,24	1,91	1	1,06
Береза	1,32	1	1,02	0,96	1	0,85	0,68	1	1,15
Дуб	1,37	1	0,91	0,83	1	1,1	1,08	1	0,58
Осина	1,35	1	0,56	1,22	1	1,12	0,4	1	0,35
Ольха	1,17	1	1,16	0,76	1	0,96	0,51	1	0,41

Примечание. 1 – вершина; 2 – середина; 3 – комель. За единицу принято содержание ^{137}Cs в средней части ствола соответствующих пород.

пока не совсем ясны. Можно лишь сказать, что загрязнение коры внутренней определяется только корневым поступлением радионуклидов и, видимо, связано с особенностями вертикального передвижения веществ по растению, хотя в какой-то степени, оно может быть обусловлено и загрязнением наружных слоев коры. Наибольшие различия в загрязнении коры внутренней в различных частях ствола отмечаются в гидроморфных ландшафтах, характеризующихся максимальной интенсивностью корневого поступления радионуклидов в растения (см. рис. 17).

Неоднозначным изменением концентрации ^{137}Cs в различных частях ствола характеризуется и кора наружная (см. рис. 17, табл. 24). У пород с относительно гладкой или чешуйчатой поверхностью коры (береза, сосна) ббльшая концентрация ^{137}Cs отмечается в комлевой части и меньшая – в верхней части ствола. Это можно объяснить повышенной сорбционной способностью мощных омертвевших слоев коры (пробки) в нижней части ствола и дополнительным загрязнением комля радионуклидами за счет поступления их по стволу с кроновыми и стволовыми водами. У пород с трещиноватой и шероховатой поверхностью коры, видимо обладающей более высокой сорбционной способностью и сдерживающей вертикальную миграцию радионуклидов (дуб, ольха, липа), повышенное их накопление наблюдается в центральной части ствола.

Распределение ^{137}Cs в корнях. Анализ распределения радионуклидов по компонентам древесного яруса без учета подземных органов является неполным. Более того, имеются сведения, что основное количество радионуклидов сосредоточено в корневой системе растений [146, 207].

Исследования распределения ^{137}Cs в корнях сосны обыкновенной показывают, что средневзвешенная концентрация данного радионуклида в подземной части в 1,5–2 раза выше, чем в надземной (табл. 25), что отмечали и другие авторы [207].

Таблица 25. Содержание и распределение ^{137}Cs в корнях сосны обыкновенной (по данным на 1994 г.), кБк/кг сухой массы

Слой (см), часть	Диаметр корней, мм				
	0-1	2-3	3-10	10-20	20-30
<i>Корни без разделения на структурные части</i>					
0-10	6,9	3	0	0	0
10-20	5	2	Не опр.	Не опр.	Не опр.
20-30	2,6	2,3	"	"	"
30-70	2,2	1,6	"	"	"
10-70	Не опр.	Не опр.	1,4	0,8	0,7
<i>Отдельные структурные части корней (глубина 10-70 см)</i>					
Древесина	Не опр.	Не опр.	Не опр.	0,5	0,3
Камбий	"	"	"	1,5	1,8
Кора на- ружная	"	"	"	1,4	1,4(4,3)*

*Содержание ^{137}Cs в корнях диаметром 0-30 мм.

Распределение ^{137}Cs по структурным частям корней (древесина, кора) более однородно, чем в ветвях и стволе дерева, хотя тенденция изменения концентрации радионуклида в аналогичных структурах подземной и надземной частей одна и та же: минимально загрязнена древесина и максимально камбий и кора наружная. Удельная активность корней сосны меняется в зависимости от глубины их залегания в почвенном профиле, диаметра и структурной части. Наибольшей величины она достигает в корнях, развивающихся в верхних почвенных слоях, а также в тонких сосущих корешках диаметром 1-2 мм; в крупных корнях и с глубиной концентрация ^{137}Cs в подземных органах уменьшается в несколько раз, что обусловлено увеличением доли минимально загрязненной структурной части корня - древесины и соответствующим изменением концентрации ^{137}Cs в корнеобитаемой толще почв. Вместе с тем активность корней превосходит удельную активность минеральных слоев корнеобитаемой толщи, причем эти различия нарастают с глубиной: от 2-кратного превышения в слое 0-10 см до 100-кратного в слое 30-70 см. Отсюда очевидна роль корневых систем в миграции радионуклидов в почвенном профиле.

Заключая анализ закономерностей распределения основных дозообразующих радионуклидов чернобыльского выброса по структурным компонентам древостоев, можно констатировать следующее.

В первый период после выпадений на всей территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению, распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr по различным органам сходно и определяется одинаковыми факторами. Удельная активность компонентов, экспонированных к выпадениям, в особенности ассимилирующих органов и ветвей мелких, превосходит таковую всех других структур. Уровни загрязнения обусловлены

фенофазой развития, формой строения и микротопографией поверхности органов, экспонированных к выпадениям, а также наличием поверхностных выделений. Через год после аварии общность в распределении ^{137}Cs и ^{90}Sr по структурным частям древесных растений сохраняется, но среди компонентов древостоя по уровню загрязнения на первое место выходит кора наружная, а в ряду пород – виды с трещиноватой и шероховатой поверхностью коры: дуб, ольха, липа. В последующем, на 2–3-й год после выпадений распределение радионуклидов по структурным компонентам меняется неоднозначно. Удельная активность ^{90}Sr в органах, загрязнение которых определяется корневым поступлением и которые первоначально практически не были загрязнены, возрастает почти на всей исследуемой территории. Перераспределение же в этот период ^{137}Cs по компонентам меняется по-разному в зависимости от почвенно-экологических условий и форм радиоактивных выпадений. На автоморфных почвах, в особенности тяжелого гранулометрического состава (черноземах), определяющая роль коры наружной в загрязнении древостоев в целом не только сохраняется, но и нарастает. Напротив, на гидроморфных и полугидроморфных почвах, а также на участках ближней части 30-километровой зоны, где в основном выпали частицы топливной компоненты, возрастает удельная активность структур, загрязнение которых определяется корневым поступлением (кора внутренняя, древесина, ассимилирующие органы), а роль компонентов, первоначально экспонированных к выпадениям и максимально загрязненных, заметно снижается.

Таким образом, на всей территории радиоактивного загрязнения основным процессом, обуславливающим перераспределение ^{90}Sr по структурным компонентам, является корневое поступление; для ^{137}Cs такими процессами на автоморфных почвах, особенно тяжелого гранулометрического состава, на протяжении всего послеаварийного периода является динамика процессов биологического самоочищения от внешнего загрязнения; на гидроморфных и полугидроморфных почвах – корневое поступление ^{137}Cs .

В древесине ствола ^{137}Cs и ^{90}Sr мигрируют как в вертикальном, так и в радиальном направлениях. Причем ^{90}Sr характеризуется большей миграционной подвижностью и аккумуляцией в древесине доаварийного периода образования. Изменение по высоте ствола удельной концентрации радионуклидов в годичных кольцах и их средневзвешенной концентрации в целом в древесине имеет инверсный характер. Выраженность отмеченных изменений концентрации зависит от химической природы радионуклида и видовых особенностей строения древесины. В наибольшей степени среди радионуклидов они проявляются у ^{90}Sr , а в ряду пород – у дуба, затем сосны и в минимальной степени – у ольхи черной.

Распределение активности в надземной и подземной частях древесных растений сходно: максимально загрязнены кора наружная и камбий, минимально – древесина; однако средневзвешенная удельная активность корней в 1,5–2 раза превосходит таковую надземных веге-

тативных органов. В наибольшей степени загрязнены мелкие сосущие корешки диаметром 1–2 мм и корни, расположенные в поверхностных слоях почвенного профиля; с глубиной концентрация ^{137}Cs в подземных органах уменьшается в несколько раз. Удельная активность корней выше концентрации радионуклидов в минеральной толще почв, с глубиной эти различия резко нарастают.

ПРОСТРАНСТВЕННАЯ НЕОДНОРОДНОСТЬ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ

При оценке роли растений в поведении радионуклидов в окружающей среде, а также при определении степени и прогнозировании динамики загрязнения лесохозяйственной продукции необходимо учитывать, что содержание радионуклидов в растениях характеризуется значительной пространственной вариабельностью.

В пределах одного экотопа с одновидовым составом древостоя (*Pinus sylvestris* L.) кратность различий по концентрации ^{137}Cs между структурными компонентами достигает двух математических порядков. Вместе с тем коэффициент варьирования содержания ^{137}Cs в различных органах сосны обыкновенной изменяется в относительно узких пределах – от 60 до 70%. (Несколько повышенным коэффициентом варьирования характеризуются лишь генеративные органы – шишки второго года, табл. 26). В целом же коэффициент варьирования удельной активности древостоя в 2–3 раза превышает таковой в почве, где он составляет около 30% [344]. Это указывает на то, что накопление радионуклидов в растениях даже в пределах ограниченного участка в большей степени определяется разнообразием почвенно-экологических условий, а не колебаниями величин плотностей загрязнения. В целом в пределах указанной величины варьирования содержания ^{137}Cs исследуемые компоненты можно ранжировать следующим образом: шишки > > кора наружная > кора внутренняя > хвоя прошлых лет > древесина > > ветви крупные > ветви мелкие > прирост текущего года.

В отличие от ^{137}Cs содержание ^{90}Sr в структурных компонентах сосны характеризуется большей неоднородностью (см. табл. 26). Это может быть связано с двумя причинами: с большей биологической доступностью ^{90}Sr (повышенная аккумуляция радионуклидов в растениях сопровождается ростом величины коэффициента V), а также с методическими особенностями анализа ^{90}Sr . Практически для всех органов коэффициент варьирования удельной активности ^{90}Sr в 1,5–2 раза выше, чем у ^{137}Cs . Только в шишках второго года, накапливающих минимальное количество ^{90}Sr , величина V находится на уровне вариаций содержания ^{137}Cs . В целом же структурные компоненты по размаху величины варьирования содержания в них ^{90}Sr образуют почти инверсный по отношению к ^{137}Cs ряд.

Показатели варьирования содержания радионуклидов меняются и по высоте ствола. Величина V повышается от вершины к комлю (табл. 27), что связано с нарастанием в этом направлении влияния на

Таблица 26. Статистические показатели содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в органах сосны обыкновенной на участках 30-километровой зоны ЧАЭС (по данным на 1992 г.), кБк/кг

Компоненты дровостоя	n	M	$\pm m$	max	min	G	$V, \%$
^{137}Cs							
Древесина	42	5,01	0,47	10,3	0,52	3,08	61,5
Кора внутренняя	42	53,09	5,2	152,9	8,88	33,76	63,6
Кора наружная	42	38,6	4	114,7	18,87	25,94	67,2
Ветви крупные	41	10,92	1,14	35,5	2,22	7,3	66,9
Ветви мелкие	41	19,53	1,8	44,4	3,15	11,51	58,9
Хвоя прошлых лет	42	17,71	1,77	48,1	2,63	11,49	64,9
Прирост текущего года	42	64,74	5,76	144,3	10,73	35,35	57,7
Шишки	31	46,07	6,47	136,9	8,14	36,01	78,2
^{90}Sr							
Древесина	42	5,91	1,17	35,5	0,67	7,56	127,8
Кора внутренняя	42	29,35	4,64	155,4	4,11	30,1	102,6
Кора наружная	42	21,31	3,98	99,9	3,03	25,81	121,1
Ветви крупные	42	12,25	2	51,8	1,71	12,95	107,5
Ветви мелкие	42	15,73	3,18	92,5	0,59	20,58	130,8
Хвоя прошлых лет	42	15,15	3,4	88,4	1,04	22,03	145,5
Прирост текущего года	39	12,14	2,91	77,7	0,67	18,17	149,7
Шишки	26	0,6	0,08	1,67	0,08	0,39	65,8

Примечание. n – объем выборки; M – среднее арифметическое; G – стандартное отклонение; $\pm m$ – ошибка среднего; $V, \%$ – коэффициент варьирования; max, min – максимальные и минимальные значения.

Таблица 27. Статистические показатели содержания ^{137}Cs в древесине и коре внутренней на разной высоте ствола сосны обыкновенной (по данным на 1992 г.), кБк/кг

Структурные компоненты	n	M	$\pm m$	max	min	G	$V, \%$
Древесина							
вершина	38	5,55	0,54	11,8	0,74	3,36	60,5
середина	42	4,83	0,47	10,3	0,48	3,07	63,5
комель	40	4,17	0,45	9,6	0,35	2,87	68,7
Кора внутренняя							
вершина	38	44,49	4,55	114,7	7,77	28,02	63
середина	42	40,15	3,89	114,7	7,03	25,22	62,8
комель	40	75,75	8,08	229,4	11,84	51,08	67,4

Примечания. Усл. обознач. те же, что в табл. 26.

загрязнение древесины ее ядровой части. Как известно, ядровая древесина загрязнена в наименьшей степени, а ее долевого вклад в общее загрязнение ствола меняется в зависимости от диаметра и возраста древостоя.

ВЗАИМОСВЯЗЬ МЕЖДУ СТРУКТУРНЫМИ ЧАСТЯМИ ДРЕВОСТОЯ ПО СОДЕРЖАНИЮ ^{137}Cs И ^{90}Sr

Высокая неоднородность накопления радионуклидов растениями предопределяет необходимость больших выборок данных (даже для ограниченных территорий) для различного рода научных, экспертных и прогнозных оценок. Это связано со значительными материальными затратами и при динамических наблюдениях практически нереализуемо, поскольку сопряжено с систематической вырубкой модельных деревьев и нарушением структуры биогеоценоза.

Решение поставленных задач возможно на основе установления взаимосвязей между компонентами структуры фитомассы древостоя по содержанию радионуклидов и выявления органов и тканей, которые в наибольшей степени отражают загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr других структур.

Корреляционно-регрессионный анализ связей между отдельными компонентами сосны обыкновенной по содержанию радионуклидов показал высокую степень взаимосвязи между содержанием ^{137}Cs в тканях и органах сосны. Исключением являются кора наружная и ветки крупные, для которых характерны минимальные коэффициенты корреляции. Данная взаимосвязь может быть описана регрессионным уравнением вида:

$$y = a_0 + a_1 \cdot x,$$

где a_0 и a_1 – коэффициенты, значения которых представлены в табл. 28.

В наибольшей степени с содержанием ^{137}Cs во всех структурных органах сосны, в том числе и древесине, коррелирует его количество в приросте хвои текущего года и коре внутренней ($r > 0,9$), поэтому при мониторинговых наблюдениях динамику загрязненности компонентов древесного яруса можно проводить на основании содержания ^{137}Cs в ассимилирующих органах текущего года формирования, тем более, что отбор проб данного компонента позволяет получить большой объем выборки без значительных затрат, не нарушая естественного функционирования ценоза.

Взаимосвязь между содержанием ^{90}Sr для большинства органов и тканей также довольно тесная (см. табл. 28). Однако для данного радионуклида максимальными коэффициентами корреляции ($r = 0,8-0,9$) характеризуются кора наружная и хвоя прошлых лет. Последнее, по-видимому, объясняется тем, что, в отличие от ^{137}Cs , ^{90}Sr аккумулируется в клеточных оболочках растений как и его неизотопный аналог – Са. Он достаточно тесно связан с тканью оболочки и трудно выщелачивается. Т.е. ^{90}Sr характеризуется относительным накоплением в

Таблица 28. Коэффициенты корреляции и уравнения регрессии между содержанием ^{137}Cs и ^{90}Sr в отдельных органах структуры фитомассы сосны обыкновенной ($n = 53$), и Ки/кг

Компоненты структуры фитомассы и части ствола		Коэффициент корреляции	Коэффициенты уравнения регрессии $y = a_0 + a_1 \cdot x$		
y	x		a0	a1	
^{137}Cs					
Прирост	Древесина				
	вершина	0,87	9,8	0,08	
	середина	0,81	7,15	0,06	
	комель	0,89	-7,08	0,07	
	ствол в целом	0,84	17,14	0,07	
	Кора внутренняя				
	вершина	0,9	-16,13	0,75	
	середина	0,9	-25,35	0,69	
	комель	0,86	-86,26	1,37	
	ствол в целом	0,78	176,4	0,73	
	Кора наружная				
	вершина	0,9	25,41	0,25	
	середина	0,58	259,6	0,15	
	комель	0,24	NS	NS*	
	ствол в целом	0,71	652,5	0,25	
	Хвоя прошлых лет		0,93	-15,14	0,29
	Шишки		0,88	-185,6	0,91
Ветви мелкие		0,89	23,75	0,31	
Ветви крупные		0,36	90,56	0,15	
^{90}Sr					
Хвоя прошлых лет	Прирост	0,69	0,73	0,13	
	Древесина	0,93	2,67	0,18	
	Кора наружная	0,77	0,66	0,09	
	Кора внутренняя	0,69	0,51	0,08	
	Ветви мелкие	0,77	0,72	0,09	
	Ветви крупные	0,88	0,52	0,04	
	Шишки	0,44	7,38	3,1	
Кора наружная	Древесина	0,95	2,84	0,3	
	Ветви крупные	0,83	1,65	0,18	
	Кора внутренняя	0,67	0,58	0,1	

* Коэффициенты уравнения регрессии, адекватно описывающие данную зависимость, не рассчитывали, поскольку корреляция между содержанием ^{137}Cs в этих компонентах невысокая.

"стареющих" органах, и его содержание в этих компонентах с достаточной достоверностью может служить показателем загрязнения других структур за исключением физиологически активно растущих: прироста текущего года и генеративных органов. Взаимосвязь с этими компонентами по содержанию ^{90}Sr всех других структур минимальна и зачастую незначима.

Таким образом, содержание радионуклидов в различных структурных компонентах древостоя характеризуется высокой степенью взаимосвязи. Индикаторными органами, характеризующими загрязнение древесных пород в целом, являются совершенно разные компоненты: для ^{137}Cs – наиболее физиологически активно растущие (ассимилирующие органы текущего года формирования); для ^{90}Sr – омертвевшие и стареющие (кора наружная и хвоя прошлых лет). На основании особенностей взаимосвязи между содержанием радионуклидов в компонентах лесного фитоценоза ^{90}Sr отнесен к нуклидам "остаточного" накопления, а ^{137}Cs – "динамического". Соответственно, правомерно ожидать различий в многолетней динамике содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесине, а именно: для ^{90}Sr в наибольшей степени будет отмечаться кумулятивный эффект, для ^{137}Cs данный эффект, по-видимому, проявляться не будет.

КОЭФФИЦИЕНТЫ ПЕРЕХОДА ^{137}Cs И ^{90}Sr В КОМПОНЕНТЫ ДРЕВЕСНОГО ЯРУСА, ПРЕДЕЛЫ ИХ ВАРЬИРОВАНИЯ И ДИНАМИКА

В условиях широкого диапазона плотностей загрязнения территории (4 математических порядка по ^{137}Cs и 3 – по ^{90}Sr) характеристика пространственной неоднородности накопления радионуклидов растениями на основании абсолютных показателей величин их концентраций малоинформативна. Факт влияния плотности загрязнения на накопление радионуклидов в растениях очевиден и не представляет особого научного интереса. Значительно больший научный и практический интерес представляют данные по нормированным концентрациям или так называемым коэффициентам перехода (КП) радионуклидов в растения. Величина этого показателя характеризует, в основном, различия в биологической доступности радионуклидов в лесных экосистемах и рассчитывается по формуле:

$$\text{КП} = \frac{\text{удельная активность растений (Бк/кг)}}{\text{плотность загрязнения почв (Бк/м}^2\text{)}}.$$

При расчете КП содержание радионуклидов в растении приводится к единице плотности загрязнения, что нивелирует влияние последней и позволяет выявить зависимость накопления радионуклидов от почвенно-экологических условий, видовых особенностей растений и других факторов.

Анализ диапазонов колебаний коэффициентов перехода радионуклидов показал их широкое варьирование на всех уровнях организации

Таблица 29. Диапазоны колебаний КП ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурные компоненты древостоя лесов (на 1992 г.), $n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$

Регион	КП ^{137}Cs	КП ^{90}Sr
<i>Древесина</i>		
Тульская обл. (Россия)	0,05–0,1	0,6
Калужская обл. (Россия)	0,05–7,4	Не опр.
Брянская обл. (Россия)	0,15–4,4	1,5–12,1
Киевская обл. (Украина)	0,05–6,1	0,1–3,7
СНГ	0,05–7,4	0,1–12,1
<i>Кора внутренняя</i>		
Тульская обл. (Россия)	0,1–0,4	2,5
Калужская обл. (Россия)	0,4–44	Не опр.
Брянская обл. (Россия)	0,7–22	8,6–43,7
Киевская обл. (Украина)	0,1–87	1,6–18,4
СНГ	0,1–87	1,6–43,7
<i>Кора наружная</i>		
Тульская обл. (Россия)	1,9–13,2	5,2
Калужская обл. (Россия)	1,6–15,6	Не опр.
Брянская обл. (Россия)	1,2–21,6	4,9–52,6
Киевская обл. (Украина)	0,8–30,6	0,4–36,7
СНГ	0,8–30,6	0,4–52,6
<i>Ветви крупные</i>		
Тульская обл. (Россия)	0,2–2,3	3,3
Калужская обл. (Россия)	0,2–10,1	Не опр.
Брянская обл. (Россия)	0,3–11,7	2,3–31,4
Киевская обл. (Украина)	0,3–13	0,3–20,2
СНГ	0,2–13	0,3–31,4
<i>Ветви мелкие</i>		
Тульская обл. (Россия)	0,06–0,4	4,3
Калужская обл. (Россия)	0,3–28,8	Не опр.
Брянская обл. (Россия)	0,2–17,7	3,6–79,2
Киевская обл. (Украина)	0,3–34,2	0,3–25,1
СНГ	0,06–34,2	0,3–79,2
<i>Хвоя прошлых лет</i>		
Тульская обл. (Россия)	0,2	3,3
Калужская обл. (Россия)	0,2–14,3	Не опр.
Брянская обл. (Россия)	0,2–32,2	1,9–8,1
Киевская обл. (Украина)	0,2–21,9	0,1–5,7
СНГ	0,2–32,2	0,1–8,1

Таблица 29 (окончание)

Регион	КП ^{137}Cs	КП ^{90}Sr
<i>Прирост хвои/листья</i>		
Тульская обл. (Россия)	0,1–0,6	1,5
Калужская обл. (Россия)	0,5–48,6	Не опр.
Брянская обл. (Россия)	0,5–37,4	2,3–67,6
Киевская обл. (Украина)	0,3–111,0	0,2–32,2
СНГ	0,1–111,0	0,2–67,6
<i>Генеративные органы</i>		
Тульская обл. (Россия)	0,5–1,7	0,6
Калужская обл. (Россия)	1,2–37,8	Не опр.
Брянская обл. (Россия)	0,9–39,4	0,5–2,2
Киевская обл. (Украина)	1,6–88,5	0,02–0,6
СНГ	0,5–88,8	0,02–2,2

выборки: в пределах экотопа – почвенно-климатической зоны – территории загрязнения в целом, а также и среди структурных компонентов древесных пород. В этом же направлении наблюдается увеличение размаха варьирования КП (табл. 29). Так, в пределах одной почвенно-климатической зоны и по территории загрязнения в целом диапазон колебаний рассматриваемого показателя более, чем в 10 раз превышает таковой на мезоуровне (в пределах участков). По следу радиоактивного загрязнения в направлении от Украинского Полесья (30-километровая зона ЧАЭС) к лесостепи наблюдается тренд снижения размаха колебаний КП с резким падением этих величин в черноземной зоне. Последнее связано с соответствующим утяжелением гранулометрического состава, увеличением количества глинистых минералов в почвах, а также со снижением пестроты почвенного покрова (обусловленной, в первую очередь, изменением гидрологического режима) в указанном направлении. Все это свидетельствует о том, что вариации величин КП в основном определяются разнообразием почвенно-экологических условий. Сопоставляя размах варьирования КП ^{137}Cs в различные компоненты древесного яруса, можно отметить, что наибольшими величинами данного показателя характеризуются те компоненты, загрязнение которых целиком определяется корневым поступлением ^{137}Cs : ассимилирующие органы (листья и хвоя), кора внутренняя, а также древесина. Это свидетельствует об их высокой чувствительности к вариациям биологической доступности ^{137}Cs в почвах.

Минимальным и относительно близким в различных зонах размахом колебаний КП характеризуется кора наружная. Это говорит о слабой зависимости ее загрязнения от биологической доступности ^{137}Cs в почве и большей – от внешнего загрязнения по сравнению с другими структурными частями древостоя.

Для ^{90}Sr характерен более узкий диапазон колебаний и более

Таблица 30. Диапазоны колебаний КП ^{137}Cs и ^{90}Sr в различные виды древостоя лесов (на 1992 г.), $\text{л} \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$

Радио- нуклиды	Сосна	Ель	Береза	Дуб	Осина	Ольха	Лиственница
<i>Древесина</i>							
^{137}Cs	0,04–6,1	0,05–1,5	0,05–7,4	0,1–4,7	0,02–1,9	0,5–2,7	0,2
^{90}Sr	0,03–3,3	Не опр.	0,3–12,1	0,02–2,8	0,2–1,9	0,2–1,0	Не опр.
<i>Кора внутренняя</i>							
^{137}Cs	0,4–87,0	2,2–24,8	0,3–23,0	0,2–19,8	0,09–13,2	5,4–10,4	0,5
^{90}Sr	0,2–18,2	Не опр.	0,4–36,6	2,6–43,7	2,2–18,4	1,8–7,6	0,5
<i>Кора наружная</i>							
^{137}Cs	1,0–18,1	3,4–20,0	0,8–11,8	12,5–28,6	5,7–30,6	9,2–37,3	9,9–11,6
^{90}Sr	0,4–37,3	Не опр.	0,5–24,8	1,2–20,3	1,8–33,3	4,0–12,4	Не опр.
<i>Ветви крупные</i>							
^{137}Cs	0,2–8	0,7–11,7	0,2–10,3	0,6–10,3	0,3–3,8	3,5–8,9	1,2–2,1
^{90}Sr	0,2–8,8	Не опр.	0,6–31,4	1,0–4,7	1,3–20,2	1,7–2,8	Не опр.
<i>Ветви мелкие</i>							
^{137}Cs	0,2–28,8	1,0–12,5	0,4–34,2	0,2–17,6	0,06–6,5	5,8–13,5	0,3
^{90}Sr	0,3–98,0	Не опр.	1,2–79,2	1,2–8,5	2,6–25,1	2,6–5,9	Не опр.
<i>Хвоя (прирост)/листья</i>							
^{137}Cs	0,4–111,0	1,6–25,7	0,5–55,3	0,3–37,5	0,1–24,3	4,9–13,1	0,5–0,6
^{90}Sr	0,08–15,5	2,5–67,6	0,8–2,4	Не опр.	2,4–32,2	1,7–5,7	Не опр.
<i>Генеративные органы</i>							
^{137}Cs	0,9–88,5	1,2–2,4	Не опр.	Не опр.	Не опр.	Не опр.	Не опр.
^{90}Sr	0,02–2,2	Не опр.	0–0,9	"	"	"	"

высокие величины граничных (max, min) и средних значений КП по сравнению с таковыми для ^{137}Cs . Последнее говорит о большей подвижности и меньшем влиянии на его биологическую доступность неоднородности почвенно-экологических условий. Обращает на себя внимание нарастание доступности ^{90}Sr по мере удаления от источника выброса, что, несомненно, связано с исходными различиями в формах нахождения радионуклидов в выпадениях: значительная часть Sr, в отличие от Cs, поступила в составе труднорастворимых частиц диспергированного топлива. Влияние этого фактора на поведение ^{90}Sr может сказываться в течение 10 и более лет [111]. Т.е. физико-химическая форма выпадений оказывает более длительное и значимое влияние на биологическую доступность ^{90}Sr , чем это отмечается для ^{137}Cs . Среди структурных компонентов древостоя максимальным диапазоном колебаний КП ^{90}Sr характеризуются листья и ветви и минимальным – кора внутренняя. Это также свидетельствует о высокой чувствительности ассимилирующих органов к вариациям биологической доступности стронция в почве.

У разных пород диапазон варьирования КП ^{137}Cs и ^{90}Sr неодинаков (табл. 30). Наблюдается положительная корреляция КП радионуклидов с ареалом распространения видов. Наибольший диапазон варьирования КП отмечается для пород, ареал распространения которых достаточно широк. К ним можно отнести березу и сосну. Минимальным варьированием характеризуются виды с ограниченным ареалом распространения, такие как ольха черная, липа и дуб. Как известно, эти породы произрастают преимущественно на почвах, богатых элементами питания, а ольха – в условиях повышенного увлажнения. Нужно отметить также неоднозначность в накоплении ^{137}Cs и ^{90}Sr различными породами. Так, береза бородавчатая характеризуется почти в 2 раза большим КП ^{90}Sr в отличие от КП ^{137}Cs и практически максимальными величинами КП ^{90}Sr по сравнению с другими породами. Ольха черная, напротив, имеет почти в два раза меньшие величины КП ^{90}Sr по сравнению с КП ^{137}Cs и минимальные в ряду различных пород (см. табл. 30). Это, видимо, обусловлено видовыми особенностями растений, в частности ольхи черной, а также относительно более низкой, чем Cs, подвижностью ^{90}Sr на торфяных почвах.

Содержание радионуклидов характеризуется не только значительной пространственной, но и временно й (сезонной и многолетней) изменчивостью [135].

Сезонная динамика накопления радионуклидов (^{137}Cs) в приросте сосны (как индикаторного органа загрязнения древостоя в целом) характеризуется практически однонаправленным изменением концентрации ^{137}Cs в сторону снижения от весны к осени (рис. 18). Наиболее отчетливо это проявляется у молодых особей и в несколько сглаженной форме у полновозрастных растений. Последнее, несомненно, обусловлено различиями в динамике интенсивности ростовых процессов и поглощении химических элементов у молодых и зрелых пород. Максимальные величины указанных различий наблюдаются в начальные периоды вегетации, затем они заметно сглаживаются.

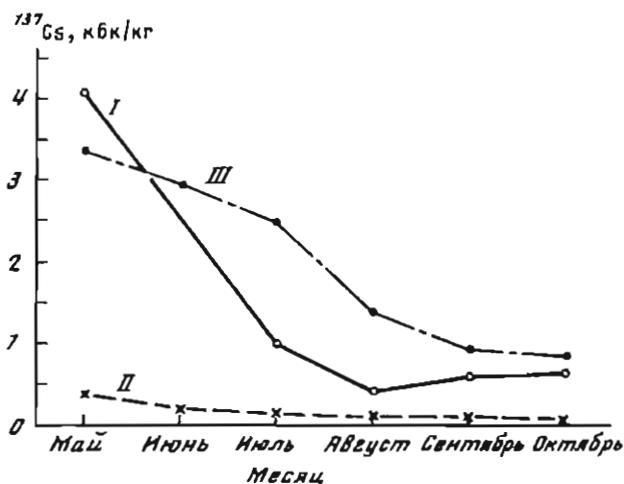


Рис. 18. Сезонная динамика содержания ^{137}Cs в приросте сосны разного возраста

I – уч. Д-1, 20-летняя сосна ($\sigma = 185$ кБк/м²); II – уч. Д-1, 60-летняя сосна ($\sigma = 185$ кБк/м²); III – уч. К-2, 60-летняя сосна ($\sigma = 1480$ кБк/м²)

Отмеченные особенности сезонной динамики позволяют констатировать, что в лесных экосистемах интенсивность биогеохимических процессов, определяющих поведение радионуклидов в системе "почва–растение", нестабильна и изменяется в годовом цикле. Максимальная интенсивность этих процессов отмечается весной, к осени она затухает.

Многолетняя динамика. При аэральном поступлении радиоактивных элементов загрязнение растительного яруса в многолетнем ряду резко меняется. В первые поставарийные годы отмечается наиболее существенное снижение. Например, в луговых ценозах ближней зоны ЧАЭС за 3–5 лет концентрация ^{137}Cs в растениях по сравнению с начальным периодом снижается в десятки и сотни раз [255, 256]. В последующем данный процесс замедляется, и динамика приобретает более сложный характер. Это связано с перераспределением радионуклидов в почвенном профиле и системе "твердая–жидкая часть почв", т.е. с входжением радионуклидов в ППК. В случае с ^{137}Cs последнее приводит к его необменному закреплению глинистыми минералами [29]. На этом этапе многолетняя динамика содержания радионуклидов в древесном ярусе в целом определяется соотношением двух основных процессов: естественного самоочищения и корневого поступления радионуклидов в растения, интенсивность протекания которых зависит от целого ряда факторов: физико-химической формы и дисперсности радиоактивных выпадений, видового состава древостоя, почвенно-экологических и метеорологических условий. Вследствие этого, многолетняя динамика

КП радионуклидов в лесную растительность на территории зоны радиоактивного загрязнения характеризуется значительными колебаниями по отдельным годам и имеет неоднозначный тренд изменения в различных ценозах. В общем плане в лесных экосистемах выделяются три типа динамики КП ^{137}Cs в древесные растения (рис. 19, 20).

I тип – с выраженным трендом снижения КП ^{137}Cs в растительность в многолетнем ряду. Такая динамика наблюдается в ценозах на автоморфных почвах элювиальных ландшафтов. Очевидно, что в этом случае тренд снижения КП ^{137}Cs определяется однонаправленным влиянием на данный показатель процессов самоочищения древесного яруса и снижением биологической доступности радионуклидов вследствие их необменного закрепления твердой фазой почв. Подтверждением этому служит наиболее ярко выраженный характер данной динамики на черноземных почвах, где закрепление ^{137}Cs в межпакетном пространстве глинистых минералов протекает с максимальной интенсивностью [122]. Колебания исследуемого показателя по отдельным годам в многолетнем ряду видимо связаны с варьированием суммы осадков за вегетационный период, что приводит к сдвигу равновесия в системе "твердая–жидкая часть почв" в ту или иную сторону и, соответственно, изменению биологической доступности радионуклидов;

II тип – с выраженным трендом нарастания КП ^{137}Cs в растительность. Указанная динамика отмечается в ценозах на гидроморфных почвах аккумулятивных ландшафтов и в лесах ближней зоны выпадений. В данном случае нарастание КП ^{137}Cs в многолетнем ряду обусловлено доминированием процесса корневого поступления в растения над процессами их самоочищения. В различных ландшафтах ситуация, обуславливающая наличие биологически доступного ^{137}Cs в почвах, определяется разными причинами: а) в аккумулятивных ландшафтах – поступлением радионуклида с прилегающих территорий, а также его перераспределением в корнеобитаемой толще органо-генных почв при практически полном отсутствии необменного закрепления ^{137}Cs в этих условиях; б) на участках ближней зоны выпадений ЧАЭС рост КП ^{137}Cs связан с пролонгированным поступлением радионуклидов в жидкую часть почв в процессе разрушения частиц топливной компоненты и перехода радионуклидов в подвижное состояние при выщелачивании их из этих частиц. Колебания же КП ^{137}Cs по отдельным годам обусловлены климатическими условиями, которые в данном случае влияют на интенсивность процессов выщелачивания радионуклидов;

III тип – с невыраженным трендом изменения КП ^{137}Cs , где их динамика характеризуется значительными колебаниями по отдельным годам относительно некоторой средней величины. Данный тип многолетней динамики КП ^{137}Cs наблюдается в БГЦ на полугидроморфных почвах переходных (транзитно-аккумулятивных) ландшафтов и в ценозах ближней 10–15-километровой зоны выпадений. Невыраженный тренд изменения КП ^{137}Cs предопределен уравнивающим взаимовлиянием перечисленных выше процессов, в частности поступлением

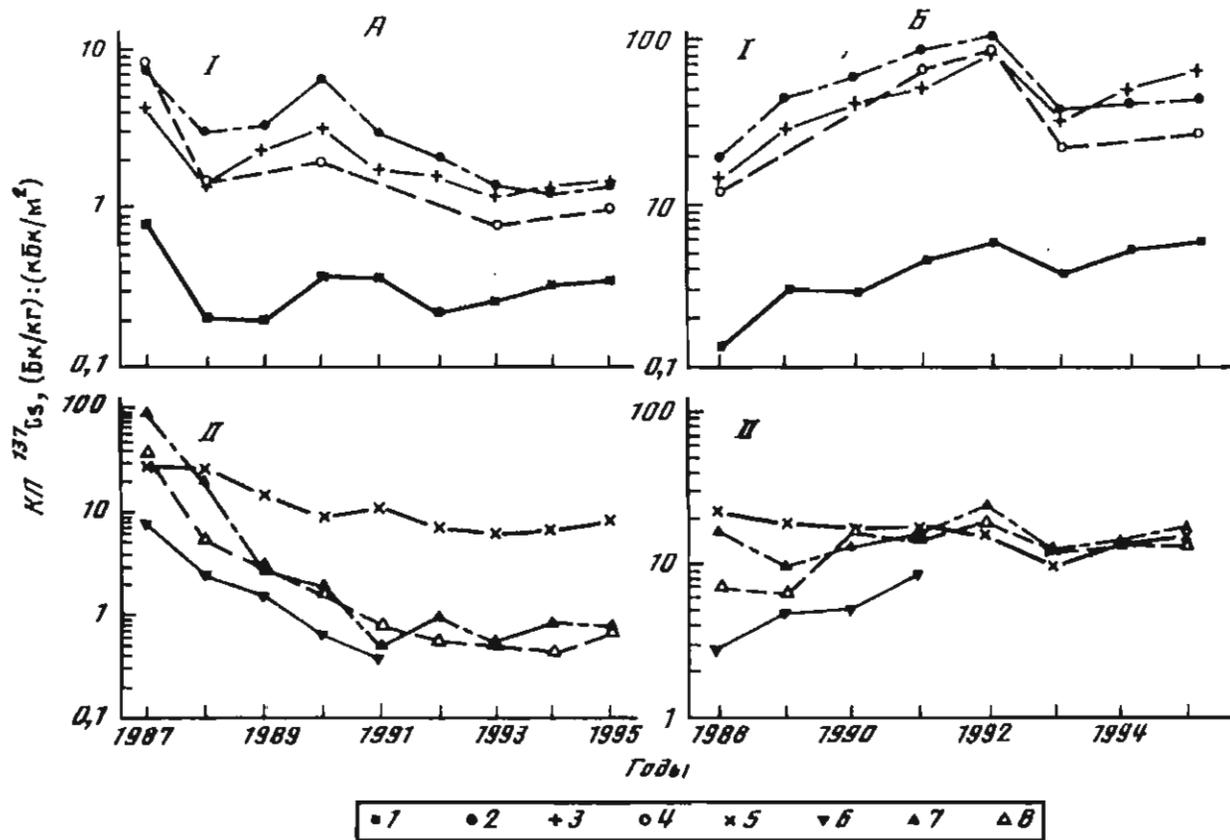


Рис. 19. Динамика КП ^{137}Cs в компоненты сосны, не подверженные (I) и подверженные (II) внешнему загрязнению, на автоморфных подзолистых (А) и гидроморфных торфяно-глеевых (Б) почвах

I – древесина; 2 – прирост; 3 – кора внутренняя; 4 – шишки; 5 – кора наружная; 6 – ветви крупные; 7 – ветви мелкие; 8 – хвоя прошлых лет

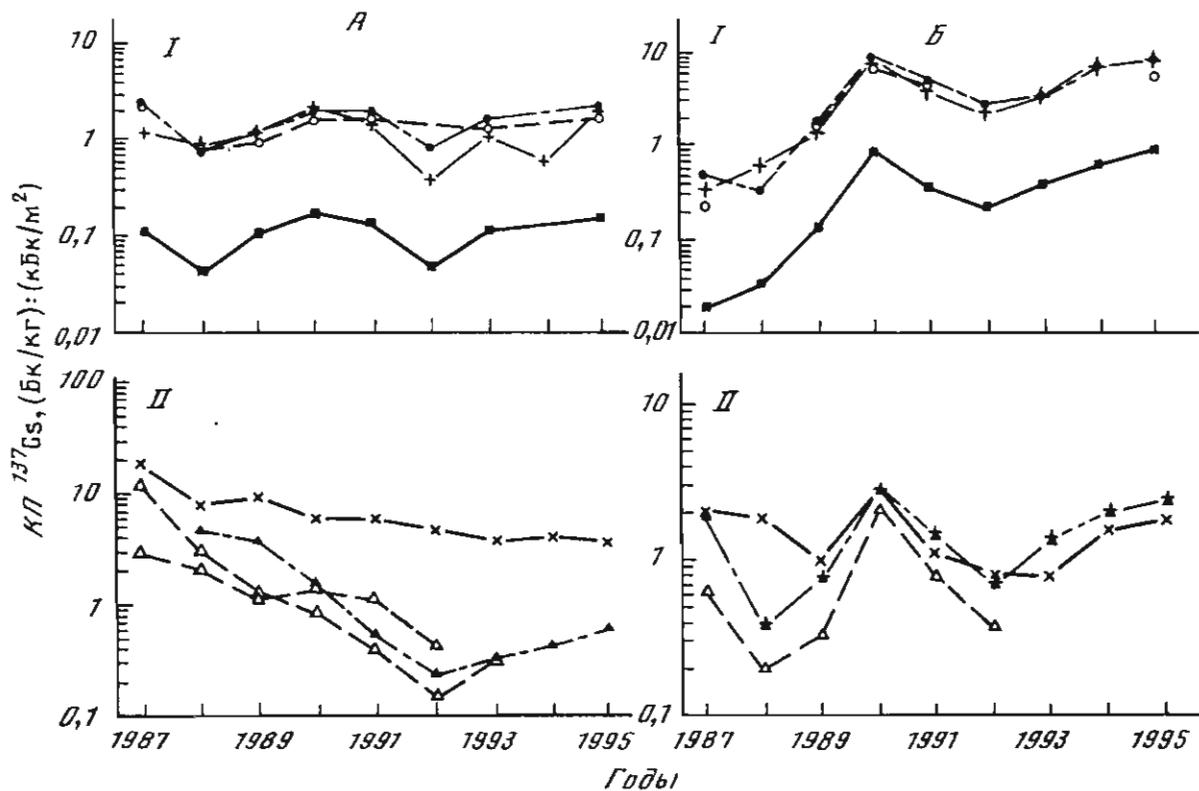


Рис. 20. Динамика КП ^{137}Cs в компоненты сосны, не подверженные (I) и подверженные (II) внешнему загрязнению, на автоморфных подзолистых почвах транзитно-аккумулятивных ландшафтов средней (5–10 км) (А) и ближней (Б) частях 30-километровой зоны ЧАЭС

Усл. обознач. см. на рис. 19

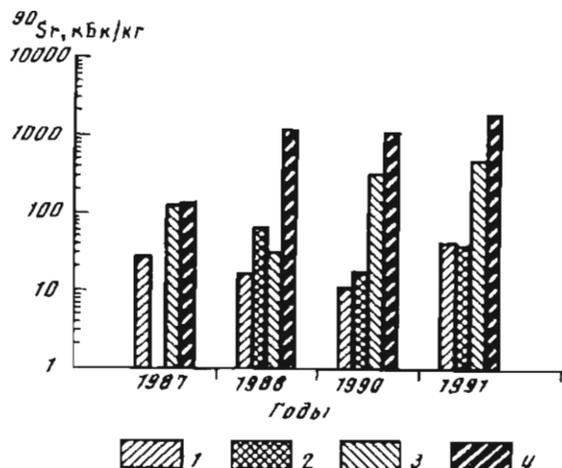
радионуклидов с прилегающих территорий, а также из разрушающихся частиц топливной компоненты и их необменным закреплением твердой фазой почв. Т.е. в рассматриваемых условиях влияние данных процессов нивелируется в результате их равного, но противоположно направленного действия. Частные колебания по отдельным годам обусловлены вариациями количества осадков.

Компоненты древостоя по формам кривых многолетней динамики КП в них ^{137}Cs делятся на две группы. В первую группу объединяются структуры, загрязнение которых практически полностью определяется корневым поступлением. Это – внутренние слои коры (камбий), ассимилирующие органы текущего года формирования, генеративные органы и древесина. Динамика КП ^{137}Cs в компоненты этой группы в зависимости от местоположения участка характеризуется вышеописанными типами. Ко второй группе относятся структурные органы, изменение концентрации радионуклидов в которых в первую очередь определяется внешним загрязнением и процессами механического и биологического самоочищения. К данной группе можно отнести наружные слои коры, ветви, хвою прошлых лет формирования. Для этих компонентов, в основном, характерно экспоненциальное снижение величин КП ^{137}Cs в многолетнем ряду в течение 5–6 лет с момента выпадений и незначительное изменение в последующем. Последнее свидетельствует о смене ведущего процесса, определяющего загрязнение компонентов в эти годы. Исключением являются ценозы, где в многолетнем ряду наблюдается рост корневого поступления радионуклидов в растения. В этих условиях в зависимости от интенсивности данного процесса наблюдается следующее: 1) динамика КП ^{137}Cs в компоненты второй группы повторяет таковую в структурах, загрязнение которых определяется корневым поступлением. Это наблюдается в том случае, когда процессы корневого поступления доминируют над всеми другими процессами; 2) изменение КП ^{137}Cs характеризуется невыраженным трендом с колебаниями по отдельным годам относительно некоторой средней величины. Последнее происходит, когда наблюдается относительная нивелировка интенсивности процессов корневого поступления в растительность и самоочищения древесного яруса.

Многолетняя динамика КП ^{90}Sr в древесную растительность заметно отличается от таковой ^{137}Cs (рис. 21), причем со временем различия усиливаются. Это связано с тем, что в начальный период биологическая доступность ^{137}Cs на большей части территории была выше, чем ^{90}Sr и, следовательно, КП ^{137}Cs в растения были больше. В последующем биологическая доступность ^{137}Cs падает, тогда как ^{90}Sr возрастает как в ряду автоморфных почв: дерново-подзолистые – черноземы, так и в ряду гидроморфных почв: дерново-подзолистые – глеевые – перегнойно-глеевые – торфяные. При этом воздействие почвенных свойств на биологическую доступность ^{90}Sr , в отличие от ^{137}Cs , выражено слабее, а в ряде случаев является даже противоположным. Так, рассматриваемый показатель для ^{90}Sr в автоморфных почвах в многолетнем ряду нарастает, а в торфяниках, напротив, даже несколько снижается, что, видимо, обусловлено различиями в кислотности

Рис. 21. Динамика содержания ^{90}Sr в древесине сосны на различных участках 30-километровой зоны ЧАЭС

1 – уч. Д-1; 2 – уч. Д-3;
3 – уч. К-2; 4 – уч. Ш-1



и степени насыщенности ППК рассматриваемых почв Са – неизотопным аналогом ^{90}Sr . Возможно, это связано также и со способностью ^{90}Sr (как и Са) прочно связываться с органическим веществом почв, что не характерно для ^{137}Cs .

Динамика пределов варьирования КП ^{137}Cs в лесную растительность. Более наглядно многолетнюю динамику КП ^{137}Cs в древесный ярус отражают такие статистические показатели как пределы (max, min) и размах варьирования (max – min) (рис. 22). Они характеризуются неодинаковой динамикой. Для структурных компонентов, удельная активность которых в значительной степени определяется поверхностным загрязнением – кора наружная, ветви мелкие и хвоя прошлых лет – размах варьирования КП ^{137}Cs в древесный ярус в первые послеаварийные годы максимален, затем к 3–4 году отмечается его резкое падение и последующая стабилизация на определенном уровне с незначительными колебаниями по отдельным годам. Очевидно, такой характер динамики обусловлен изменением со временем степени влияния двух факторов, определяющих накопление радионуклидов в рассматриваемых структурах: внешнего загрязнения и корневого поступления. В начальный период (2–3 года) доминирующее воздействие оказывают внешнее загрязнение и интенсивность процессов дезактивации. В последующие годы на естественное самоочищение накладываются процессы корневого поступления и перераспределения радионуклидов по компонентам древостоя.

Структурные компоненты, загрязнение которых, в основном, происходит в результате корневого потребления – кора внутренняя, прирост текущего года – отличаются 3–5-кратным превышением размаха варьирования КП ^{137}Cs (rV). По динамике КП ^{137}Cs и факторам, ее обуславливающим, к данной группе примыкает и древесина, хотя среди всех структурных компонентов она характеризуется минимальным

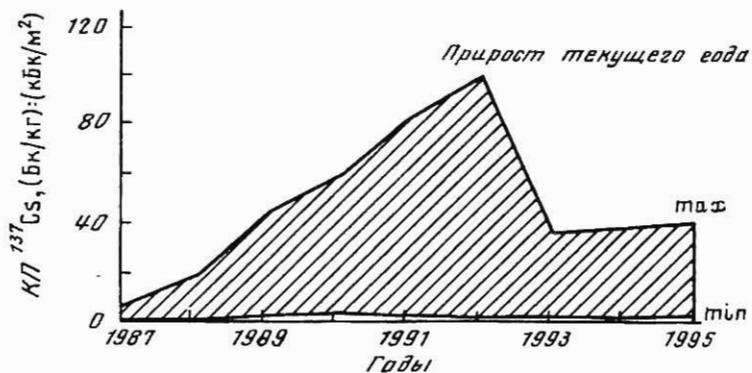
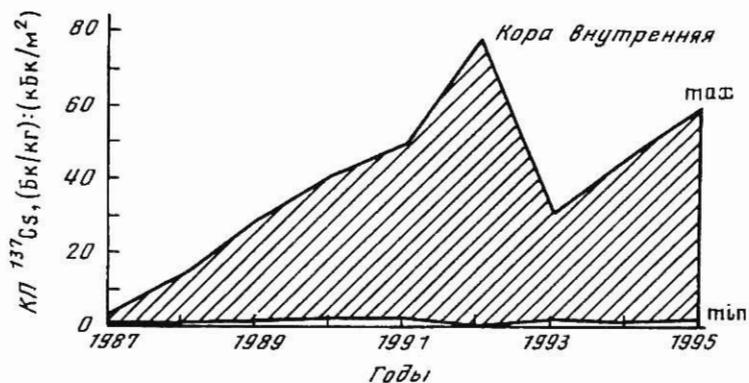
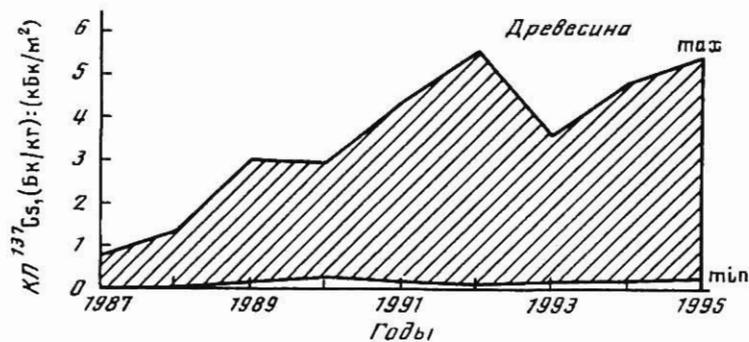


Рис. 22. Пределы и размах варьирования КП ^{137}Cs в структурные компоненты сосны на территории 30-километровой зоны ЧАЭС, Украина

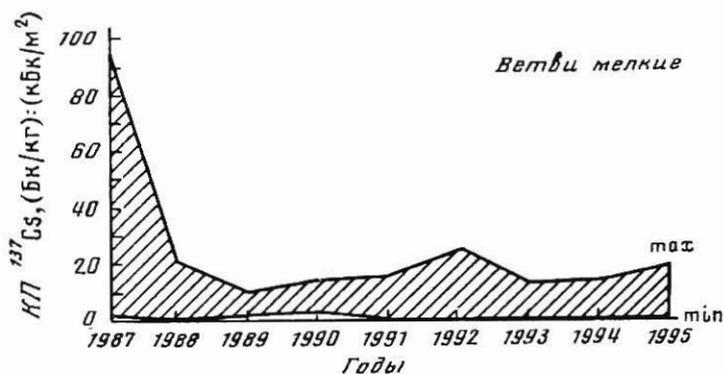
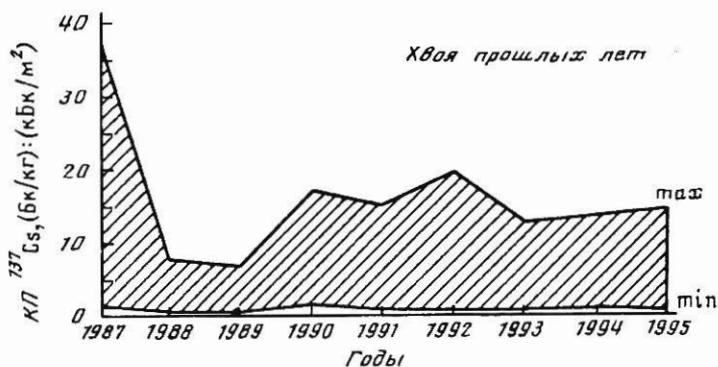
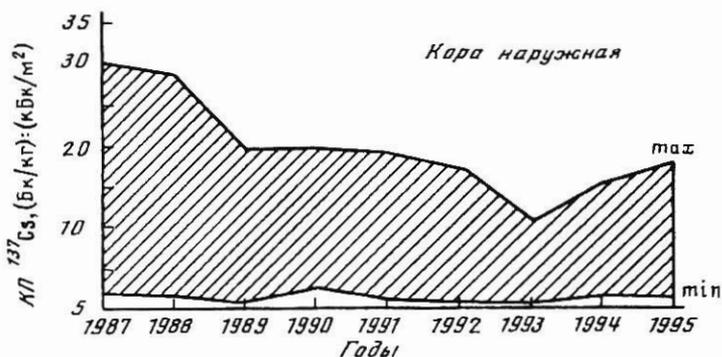


Рис. 22 (окончание)

размахом варьирования КП ^{137}Cs . Для всех указанных структур в многолетней динамике отмечается резкое нарастание rV от минимальных значений в первые послеаварийные годы до максимальных в 1992 г., после чего в динамике наблюдается сначала сужение диапазона rV , а затем дальнейшее его расширение. Очевидно, что это определяется

динамикой интенсивности корневого поступления радионуклидов в растения в многолетнем ряду и нарастанием влияния на КП ^{137}Cs почвенно-экологических условий. Колебания же rV по отдельным годам в основном обусловлены воздействием на биологическую доступность радионуклидов климатических условий года.

КП ^{90}Sr характеризуется меньшим размахом варьирования и близостью диапазонов колебаний как в пределах ограниченных площадей на мезоуровне, так и на макроуровне – в пределах территорий, охватывающих несколько почвенно-климатических зон. Причина заключается в относительно слабом влиянии на КП ^{90}Sr почвенно-экологических условий и воздействии одного фактора – первичной неоднородности форм выпадений.

ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ ФАКТОРОВ НА КП ^{137}Cs И ^{90}Sr В РАСТЕНИЯ

Физико-химическая форма выпадений. Дисперсность частиц, физико-химическая форма выпадений и растворимость являются факторами, определяющими исходное распределение выпадений по компонентам растительного яруса, их биологическую доступность растениям и ее вариации в последующем. В ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС, где выпали более крупные топливные частицы, КП радионуклидов были существенно ниже, чем на территориях, удаленных на 30–500 км. Максимальная кратность различий составляла для древесины сосны – 25 и для лиственных пород – 10. Несомненно, это обусловлено различиями в биологической доступности радионуклидов в составе выпадений. На близких расстояниях от ЧАЭС, особенно в направлении ветрового потока, выпали частицы размером до 100 мкм, на более удаленных территориях – 0,1–0,2 мкм. Отсюда очевидно, что естественная дезактивация крон древесных растений происходит тем быстрее, чем ближе лесной массив расположен к источнику выброса. Следовательно, контакт частиц с поверхностью растений в ближней зоне более кратковременный, а отток радионуклидов в древесину – меньше. Кроме того, радионуклиды, вылавшие в этой зоне, находятся преимущественно в слаборастворимой форме, что также обуславливает малую значимость внекорневого поступления радионуклидов в растения. Более высокая кратность различий в КП радионуклидов у хвойных пород (сосны) по сравнению с лиственными в этот период может быть связана и с тем, что в ближней зоне сосна, как радиочувствительная порода, подверглась сильному воздействию облучения, что привело к снижению оттока радионуклидов из хвои в древесину.

В целом влияние физико-химической формы выпадений наиболее значимо проявляется в пределах 30-километровой зоны ЧАЭС. С увеличением расстояния от источника выброса влияние данного фактора ослабевает. Так, доступность радионуклидов цезия в составе выпавшей смеси с увеличением расстояния от ЧАЭС с 5 до 30 км возрастает в 5–10 раз, при дальнейшем увеличении расстояния эти изменения мало значимы. В динамике различия в КП ^{137}Cs , обусловленные формой

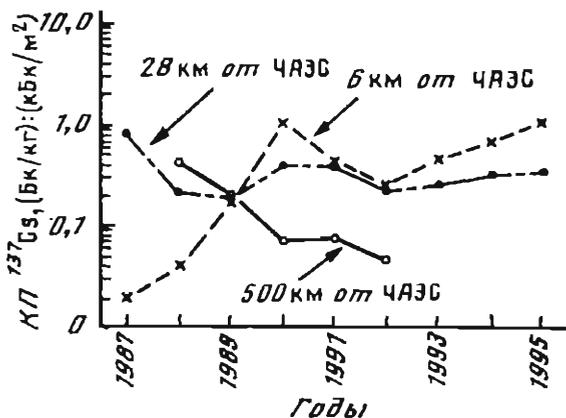


Рис. 23. Динамика КП ^{137}Cs в древесину сосны автоморфных ландшафтов на разном удалении от ЧАЭС

выпадения радиоактивных частиц, заметно сглаживаются вследствие деструкции этих частиц, выщелачивания из них радионуклидов и включения их в биологический круговорот. Первоначально (1986 г.) различия в КП ^{137}Cs достигают 10-кратных, а по истечении двух лет они снижаются до 2–3-кратных величин. Через 4 года после аварии биологическая доступность радиоцезия практически по всей территории зоны загрязнения выравнивается. Достоверные различия в содержании ^{137}Cs наблюдаются только по наружной коре, удельная активность которой у всех пород выше в дальней части зоны в результате того, что самоочищение поверхности растений на этих территориях идет медленнее, чем в ближней зоне. В настоящее время КП ^{137}Cs в растения в ближней части зоны по абсолютной величине превосходят таковые в дальней части (рис. 23). Это дает основание утверждать, что влияние физико-химических форм выпадений на КП ^{137}Cs в растения сохраняется достаточно долго, хотя степень этого влияния со временем существенно снижается. Более высокая биологическая доступность ^{137}Cs в ближней части зоны по сравнению с дальней, при прочих равных условиях, может быть обусловлена лишь только постоянным пополнением его доступных форм за счет высвобождения их из состава частиц радиоактивных выпадений. Последнее подтверждается степенью влияния рассматриваемого фактора на динамику КП ^{90}Sr в растения, произрастающие в различных частях зоны. Как известно, ^{90}Sr , в отличие от ^{137}Cs , практически полностью выпал в составе частиц топливной компоненты [92, 111]. Вследствие этого в первый период после выпадений КП ^{90}Sr были значительно ниже, чем ^{137}Cs . В последующем (до 1990 г.), в динамике этих радионуклидов наблюдается рост КП в растения. Однако если для ^{137}Cs выраженный максимум величины КП отмечается к 4–5 году, то у КП ^{90}Sr экстремумов в динамике не наблюдается. Она описывается экспоненциальной функцией

Таблица 31. Влияние степени увлажнения на коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурные компоненты древостоя лесов Калужской и Брянской обл., л · 10⁻³ м²/кг

Ландшафт	Радио-нуклиды	Дре-веси-на	Кора		Ветви		Листья (хвоя)	Генера-тивные органы
			внут-рен-няя	на-руж-ная	круп-ные	мелкие		
<i>Сосна</i>								
Автоморф-ный	^{137}Cs	0,07	0,56	1,14	0,26	0,4	1,11/0,17*	Не опр.
	^{90}Sr	0,61	3,64	2,17	3,8	6,1	1,6/2,3	"
Гидроморф-ный	^{137}Cs	3,96	44	10,9	7,97	17,5	48,6/14,5	37,8
	^{90}Sr	0,51	2,5	3,05	1,35	2,2	0,94/0,57	0,4
<i>Береза</i>								
Автоморф-ный	^{137}Cs	0,11	0,38	5,95	0,95	1,47	1,73	Не опр.
	^{90}Sr	2,25	6,36	9,1	6,42	13,4	19,8	"
Гидроморф-ный	^{137}Cs	7,39	23	8,53	10,1	34,2	67	"
	^{90}Sr	2,13	5,67	8,76	6,7	19,6	18,6	"

* Числитель – прирост хвои текущего года; знаменатель – хвоя прошлых лет.

и, соответственно, можно говорить лишь о снижении интенсивности нарастания КП и некоторой их стабилизации в многолетнем ряду. Такая динамика КП ^{137}Cs и ^{90}Sr , несомненно, отражает соотношение интенсивностей процессов их выщелачивания из топливных частиц и необменного закрепления почвой. Очевидно, что снижение КП ^{137}Cs , начиная с 1990 г., свидетельствует лишь о доминировании процессов его необменного закрепления почвой. В противоположность этому динамика КП ^{90}Sr в основном определяется процессами его выщелачивания из выпавших топливных "горячих" частиц, поскольку способность данного нуклида к необменному закреплению почвой значительно слабее по сравнению с ^{137}Cs . В ближней зоне выпадений процессы выщелачивания и в будущем достаточно долго будут определять динамику КП радионуклидов в растениях.

Гидрологические условия. Из комплекса почвенно-экологических факторов водный режим по степени влияния на неоднородность накопления радионуклидов в растениях занимает особое положение.

Растения, произрастающие в условиях повышенного увлажнения (т.е. в понижениях, нижних частях склонов, склоновых террасах и, в

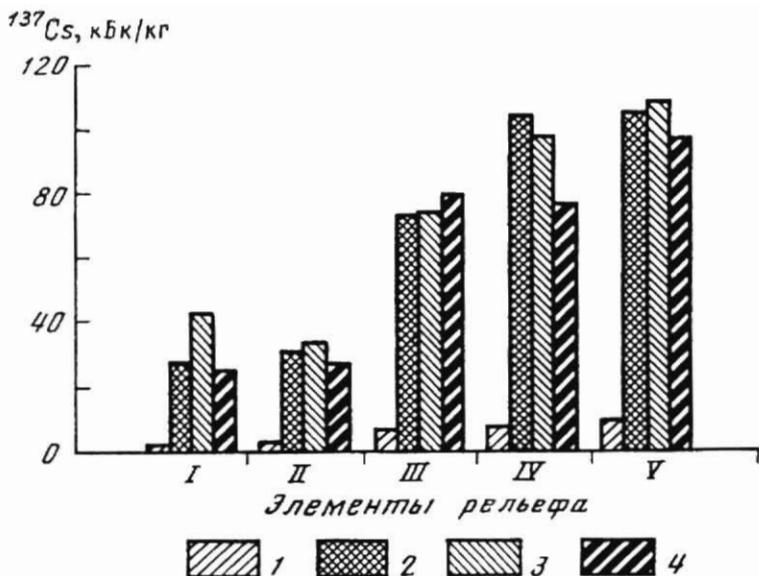


Рис. 24. Содержание ^{137}Cs в структурных органах сосны в зависимости от рельефа

Элементы рельефа: I – водораздел; II – верхняя часть склона; III – склоновая терраса; IV – нижняя часть склона; V – центр понижения. Структурные органы сосны: 1 – древесина; 2 – кора внутренняя; 3 – прирост; 4 – шишки

особенности, в гидроморфных ландшафтах), накапливают радионуклидов значительно больше, чем те же виды, но произрастающие на более возвышенных участках мезорельефа и в автоморфных ландшафтах. Различия в коэффициентах перехода ^{137}Cs достигают 70-кратной величины (табл. 31, рис. 24). Это связано с несколькими причинами:

1) с большей биологической доступностью ^{137}Cs в почвах аккумулятивных ландшафтов. В этих условиях формируются в основном гидроморфные почвы с торфяным горизонтом, где ^{137}Cs необменно практически не закрепляется и почти все его формы являются доступными для растений;

2) с повышенной активностью ростовых процессов у растений, произрастающих на участках с дополнительным притоком влаги (см. рис. 24). Установлено, что угнетенные деревья накапливают ^{137}Cs значительно меньше, чем активнорастущие [89];

3) с дополнительным поступлением легкодоступного для растений ^{137}Cs с мигрирующей по склону влагой в пониженные участки, а также развитием на этих элементах рельефа глеевых процессов и подкислением среды, обуславливающих повышение подвижности элементов, в т.ч. и ^{137}Cs [132, 133].

Еще одной особенностью содержания ^{137}Cs в древостое на гидро-

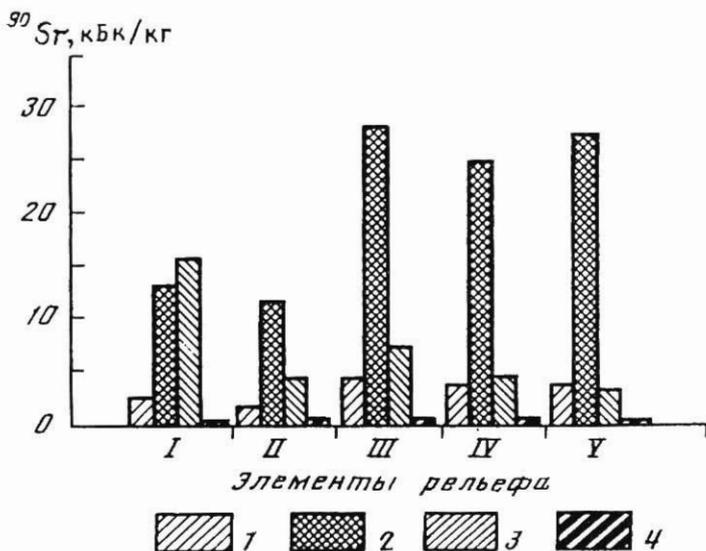


Рис. 25. Содержание ^{90}Sr в структурных органах сосны в зависимости от рельефа

Усл. обознач. см. на рис. 24

морфных участках является значительное накопление его не только в древесине и других структурных органах, но и в коре наружной. Последнее однозначно свидетельствует о ее вторичном загрязнении в условиях интенсивного корневого поступления радионуклидов при отсутствии внешнего загрязнения.

По сравнению с ^{137}Cs коэффициенты перехода ^{90}Sr в растительность на автоморфных ландшафтах в 2–10 раз выше, а на гидроморфных, напротив, в 4–40 раз ниже. Т.е. влияние гидрологических условий на накопление ^{90}Sr древесными растениями менее значимо и не столь однозначно, как это отмечается для ^{137}Cs (табл. 31). На ландшафтном уровне различий в КП ^{90}Sr в компоненты древостоя в большинстве случаев нет или они статистически незначимы, а порой даже имеют противоположный характер по сравнению с таковыми ^{137}Cs . На уровне мезорельефа влияние рассматриваемого фактора проявляется более заметно, но так же неоднозначно (рис. 25).

Для большинства структур повышенное накопление ^{90}Sr отмечается на склоновой террасе и затем несколько снижается при движении вверх и вниз по склону. Исключением является кора внутренняя, у которой максимум накопления ^{90}Sr совпадает с таковым у ^{137}Cs в рассматриваемом ряду, а также прирост, у которого абсолютный максимум накопления ^{90}Sr приходится на участки, приуроченные к водоразделам. Однозначное объяснение отмеченным особенностям накопления ^{90}Sr структурными компонентами древостоя, произ-

Таблица 32. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в структурные части сосны, произрастающей на различных типах почв (по данным на 1992 г.), $n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$

Тип почвы	Древесина	Кора		Ветви		Хвоя	Генеративные органы
		внутренняя	наружная	крупные	мелкие		
Чернозем оподзоленный	0,02	0,32	0,95	0,17	0,31	0,47/0,14*	Не опр.
Дерново-подзолистая	0,53	6,81	2,69	1,5	2,24	7,83/2,01	4,73
Торфянисто-подзолистая оглеенная	3,4	22	9,5	6,1	14	39,0/9,5	Не опр.
Торфяно-глеевая	3,96	44	10,9	7,97	17,5	48,6/14,3	37,84

* Числитель – прирост хвои текущего года; знаменатель – хвоя прошлых лет.

растающего в условиях различных элементов мезорельефа, дать трудно. Здесь очевидно влияние совокупности факторов, обуславливающих КП ^{90}Sr в растительность. Это проявление дискриминационных свойств отдельных структур растений по отношению к ^{90}Sr (шишки и прирост); влияние органического вещества на подвижность ^{90}Sr ; процессов перераспределения по склону и их соотношение с процессами выноса ^{90}Sr за пределы корнеобитаемой толщи, а также неоднозначное влияние реакции почвенной среды (повышение pH до некоторых пределов приводит к увеличению подвижности ^{90}Sr). В исследуемых условиях при определенном сочетании указанных факторов главную роль могут играть различные факторы, обозначить которые без специальных исследований достаточно трудно.

Тип почв. На загрязненной территории наибольшей доступностью радионуклидов характеризуются торфяно-глеевые почвы, затем (по мере убывания величин КП) торфянисто-подзолистые оглеенные, дерново-подзолистые и черноземы оподзоленные, у которых отмечаются минимальные значения КП ^{137}Cs (табл. 32). Причины высокой доступности ^{137}Cs в почвах повышенного увлажнения уже анализировались.

В почвах гидроморфного ряда доступность ^{137}Cs растениям увеличивается параллельно с ростом мощности и выраженности органического горизонта. Особое место среди этих почв занимают аллювиальные торфяно-болотные и иловато-перегнойно-глеевые разновидности, в которых отмечаются значительно меньшие (в 2–3 раза) величины КП ^{137}Cs в древесные растения, чем у других гидроморфных почв. Указанные различия объясняются тем, что аллювиальные почвы, имея по режиму увлажнения и содержанию органического вещества

Таблица 33. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в древесную растительность (сосна) различных типов фитоценоза, $\text{л} \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$

Тип фитоценоза	Древесина	Кора		Ветви		Хвоя (листья)	Генеративные органы
		внутренняя	наружная	крупные	мелкие		
Широколиственный-хвойный лес	0,07*	0,56	1,14	0,26	0,4	1,11/0,18**	–
	0,17	2,1	2,49	0,53	0,81	2,73/0,91	–
Сосняк	0,53	6,81	2,69	1,52	2,23	7,71/2,01	4,68
	0,9	9,99	9,36	3,75	4,45	11,4/2,3	–

* Верхняя строка – min, нижняя – max значения.

** Числитель – прирост хвои текущего года, знаменатель – хвоя прошлых лет.

сходство с другими почвами болотного ряда, более насыщены основаниями и калием и отличаются менее кислой реакцией среды. Это связано со спецификой процессов почвообразования, протекающих в поймах. Ежегодное затопление той или иной части поймы приводит к дополнительному привносу веществ, осаждению их в виде наилок и к обогащению органогенных горизонтов минеральными примесями, содержащими большое количество иловатых фракций [76]. Все это в совокупности и обуславливает усиление необменной сорбции и снижение доступности ^{137}Cs в почвах пойменных болот.

Среди минеральных почв автоморфных ландшафтов достаточно высокими КП ^{137}Cs в растения характеризуются дерново-подзолистые песчаные разновидности, широко распространенные на загрязненных территориях Брянской и Калужской обл. РФ. Минимальные КП ^{137}Cs в растения, как уже отмечалось, в целом имеют черноземы. Это связано с тем, что данные почвы в основном характеризуются тяжелым гранулометрическим составом, обогащены глинистыми минералами, т.е. минералами, способными к необменному закреплению радионуклидов. Кроме того, активное биогенное перемешивание почвенной массы мезофауной, населяющей черноземы, приводит к снижению удельной активности наиболее насыщенных корнями верхних слоев этих почв [280].

Тип фитоценоза. Другим не менее значимым фактором, определяющим величины коэффициентов перехода ^{137}Cs в растения, является тип фитоценоза (табл. 33). В одновидовых фитоценозах (сосняках, ельниках), как правило, наблюдаются в 5–10 раз большие КП ^{137}Cs во все структурные компоненты древостоя, чем в лиственно-хвойных лесах, где коэффициенты перехода ^{137}Cs в структурные компоненты древесной растительности минимальны. Объясняется это тем, что почвы данных лесов в относительно большей степени насыщены основаниями, больше содержат обменного калия, а также характеризуются менее кислой реакцией среды. В лиственно-хвойных лесах с

маломощной подстилкой отмечается более быстрая миграция ^{137}Cs в минеральную толщу почв. В этих условиях вероятность необменного закрепления цезия значительно возрастает и, следовательно, снижается его доступность для растений. Почвы же чистых сосняков и ельников сильно выщелочены и обеднены калием, они характеризуются относительно более кислой реакцией среды [33]. В этих ценозах аккумулярующая роль лесной подстилки наиболее выражена, что способствует вовлечению ^{137}Cs в биологический круговорот. Отмеченная общая закономерность повышения коэффициентов перехода ^{137}Cs в древесной одновидовых ценозов прослеживается для всех его структурных компонентов, включая и кору наружную. При этом наибольший рост КП, и в довольно близких соотношениях, отмечается в листьях (хвое) и древесине, т.е. органах, в наибольшей степени реагирующих на изменение биологической доступности радионуклидов.

Вид растений. Растения имеют неодинаковую способность к усвоению различных по доступности форм соединений элементов, в том числе и ^{137}Cs . Встречаются растения, которые могут усваивать труднодоступные формы, а также виды-накопители, проявляющие селективность в поглощении тех или иных химических элементов [10, 57, 161, 305]. Анализируя с этой точки зрения значения КП в древесный ярус, можно сказать, что в ряду пород одного типа БГЦ со смешанным видовым составом и сформированным в автоморфных условиях межвидовые вариации накопления ^{137}Cs сильно маскируются варьированием, обусловленным неоднородностью почвенно-экологических условий. Как уже отмечалось, в зависимости от вариаций условий местообитания КП ^{137}Cs в растения могут изменяться почти в 100 раз, а кратность межвидовых различий по рассматриваемому показателю не превышает нескольких единиц. В целом видовые различия в загрязнении древесных пород определяются как физиологическими особенностями растений (т.е. их селективностью в отношении поглощения отдельных элементов), так и строением поверхности наружного слоя коры.

В определенной степени физиологические особенности пород в накоплении радионуклидов может отражать степень загрязнения их древесины, поскольку она (при прочих равных условиях) определяется способностью вида к корневому поглощению элементов. Спустя 4–5 лет после выпадений в этом плане могут быть использованы и ассимилирующие органы. Так, по концентрации ^{137}Cs в древесине и ассимилирующих органах среди пород, произрастающих в пределах одного экотопа, выделяются осина и дуб (табл. 34). Они накапливают в древесине примерно в 3–4 раза больше ^{137}Cs , чем такие породы, как сосна и ель. Повышенное содержание ^{137}Cs наблюдается также у березы, хотя отличия по этому показателю у березы по сравнению с елью и сосной меньше, чем у дуба. Максимальные величины накопления ^{137}Cs отмечаются в древесине ольхи черной (дополнительно введена в видовой ряд автоморфных БГЦ как широко распространенная, но произрастающая в специфических почвенно-экологических условиях породе). По концентрации данного нуклида она превосходит дуб в 3 раза, а другие породы – почти в 10 раз. В этой связи однозначно можно

Таблица 34. Содержание ^{137}Cs в структурных частях древостоя различных пород в широколиственно-хвойных лесах автоморфных ландшафтов* (средние данные при $n = 3-5$), кБк/кг абсолютно сухой массы

Древесные породы	Древесина	Кора		Ветви		Хвоя (листья)	Генеративные органы
		внутренняя	наружная	крупные	мелкие		
Сосна	0,05	0,51	0,65	0,18	0,25	0,8/0,11**	Не опр.
Ель	0,03	0,63	2,76	2,16	2,79	1,04/0,46	0,77
Береза	0,06	0,21	2,56	0,41	0,62	0,74	0,80
Дуб	0,18	0,69	7,77	1,54	0,68	1,48	Не опр.
Осина	0,23	2,10	5,59	1,25	1,75	2,70	"
Липа	0,07	0,19	5,07	0,47	0,13	0,21	"
Ольха	0,56	2,15	3,64	1,39	2,31	2,64	"

* Плотность загрязнения участка равна 370–555 кБк/м².

** Числитель – прирост хвои текущего года; знаменатель – хвоя прошлых лет.

сказать, что различия в накоплении ^{137}Cs рассматриваемыми породами обусловлены неодинаковыми причинами: у дуба – физиологическими особенностями этого вида, например, повышенным накоплением калия, у ольхи – спецификой условий произрастания. Последнее подтверждает тот факт, что содержание ^{137}Cs в ольхе меньше, чем в сосне и березе, произрастающих вместе с ней на участках гидроморфных ландшафтов.

Высокое накопление ^{137}Cs в осине на участках автоморфных ландшафтов, скорее всего, связано с совокупным влиянием физиологических

Таблица 35. Влияние возраста сосны и березы на содержание ^{137}Cs в их структурных органах, кБк/кг абсолютно сухой массы

Возраст, лет	Древесина	Кора		Ветви		Хвоя (листья)	Генеративные органы
		внутренняя	наружная	крупные	мелкие		
<i>Сосна</i>							
45	0,04	0,20	0,39	0,03	0,09	0,29/0,06*	0,16
12	0,10	0,57	0,45	0,14	0,31	0,84/0,23	Не опр.
<i>Береза</i>							
45	0,12	0,30	0,22	0,56	0,43	0,75	Не опр.
12	0,59	1,70	0,32	1,45	2,62	2,89	"

* Числитель – прирост хвои текущего года; знаменатель – хвоя прошлых лет.

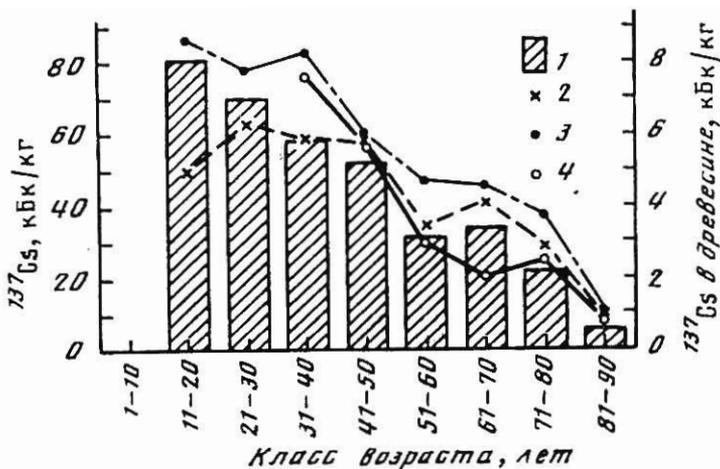


Рис. 26. Содержание ^{137}Cs в структурных частях сосны разного возраста

1 — древесина; 2 — кора внутренняя; 3 — прирост; 4 — шишки

особенностей и условий произрастания. Данный вид приурочен, в основном, к местам с повышенным увлажнением.

Видовые особенности растений сказываются и на накоплении ^{137}Cs в других структурных компонентах древостоя. Это можно наблюдать на примере изменения содержания ^{137}Cs в коре наружной. Ее удельная активность на участках автоморфных ландшафтов по-прежнему в основном определяется исходным внешним загрязнением и зависит от строения поверхности коры. Более высокая концентрация ^{137}Cs отмечается у пород, имеющих шероховатую и трещиноватую поверхности, таких как дуб, осина, липа и, в определенной степени, ольха [306]. Значительно меньшими КП характеризуются виды с относительно гладкой корой: береза, ель. Минимальные же КП отмечаются у сосны. Последнее также связано с интенсивным естественным самоочищением сосновой коры вследствие отшелушивания верхних, наиболее загрязненных ее слоев. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в другие структурные компоненты древостоя, исключая кору внутреннюю, определяются совокупным влиянием внешнего и корневого загрязнения.

Таким образом, древесные породы, произрастающие в относительно сходных условиях, по величине КП можно расположить в следующий убывающий ряд: осина > дуб > береза > сосна > липа > ель.

Возраст древостоя. Сравнение содержания ^{137}Cs в структурных компонентах древесных пород (сосны и березы) разного возраста, а также значений КП ^{137}Cs в эти компоненты показывает, что практически все структурные органы молодых деревьев (за исключением коры наружной) загрязнены в большей степени, чем полновозрастных (табл. 35, рис. 26). В целом кратность различий КП ^{137}Cs у молодых и

Таблица 36. Зависимость содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурных частях древостоя сосны (y) от класса возраста (x)

Фракция фитомассы	Уравнение	r	R^2	σ^2	m
^{137}Cs					
Древесина	$y = e^{(6,16-0,032 \cdot x)}$	-0,90	80,69	5,48	0,42
Кора внутренняя	$y = e^{(7,96-0,021 \cdot x)}$	-0,80	63,40	2,88	0,42
наружная	$y = e^{(7,30-0,0088 \cdot x)}$	-0,76	58,28	0,56	0,20
Ветви крупные	$y = e^{8,81 \cdot x^{-0,87}}$	-0,95	90,66	2,05	0,18
мелкие	$y = e^{(7,07-0,022 \cdot x)}$	-0,81	66,21	3,03	0,41
Хвоя прошлых лет	$y = e^{(6,99-0,023 \cdot x)}$	-0,82	67,70	3,41	0,43
текущего года	$y = e^{(8,37-0,024 \cdot x)}$	-0,87	75,91	3,22	0,36
Генеративные органы	$y = e^{(9,05-0,040 \cdot x)}$	-0,95	89,40	3,16	0,29
^{90}Sr					
Древесина	$y = e^{11,39 \cdot x^{-1,76}}$	-0,99	97,28	7,79	0,19
Кора внутренняя	$y = e^{12,13 \cdot x^{-1,50}}$	-0,97	93,13	5,95	0,26
наружная	$y = e^{11,74 \cdot x^{-1,49}}$	-0,91	82,71	6,58	0,44
Ветви крупные	$y = e^{11,83 \cdot x^{-1,67}}$	-0,97	93,77	7,32	0,28
мелкие	$y = e^{11,81 \cdot x^{-1,58}}$	-0,97	93,36	6,54	0,27
Хвоя прошлых лет	$y = e^{12,68 \cdot x^{-1,86}}$	-0,94	87,65	9,70	0,45
текущего года	$y = e^{9,62 \cdot x^{-1,03}}$	-0,79	63,13	4,16	0,51

Примечание. r – коэффициент корреляции; R^2 – достоверность; σ^2 – сумма квадратов отклонений; m – стандартная ошибка корреляции.

полновозрастных древесных растений достигают 3–8-кратных величин в зависимости от вида и структурного органа.

Очевидно это связано с повышенной физиологической активностью и относительно более высоким вкладом активнорастущих тканей в фитомассу у молодых деревьев по сравнению со старыми. Как известно, химические элементы (в т.ч. и радионуклиды) из почвы поступают преимущественно в меристематические ткани. Кроме того, молодые деревья характеризуются более поверхностным размещением корневых систем в почве, основная масса сосущих корней этих растений приурочена к почвенным слоям, где длительное время содержится основное количество радионуклидов.

Между классами возраста и средним содержанием радионуклидов в отдельных компонентах деревьев (сосны обыкновенной) установлены корреляционные зависимости и подобраны регрессионные уравнения, наиболее достоверно аппроксимирующие выявленные связи (табл. 36, рис. 27). Аналогичные зависимости выявлены между содержанием ^{137}Cs и ступенями толщины древостоя. В целом влияние возраста и ступеней толщины на накопления ^{137}Cs в компонентах древесных растений в большинстве случаев с высокой достоверностью описывается функцией типа $y = e^{a-bx}$ с соответствующими коэффициентами для различных ком-

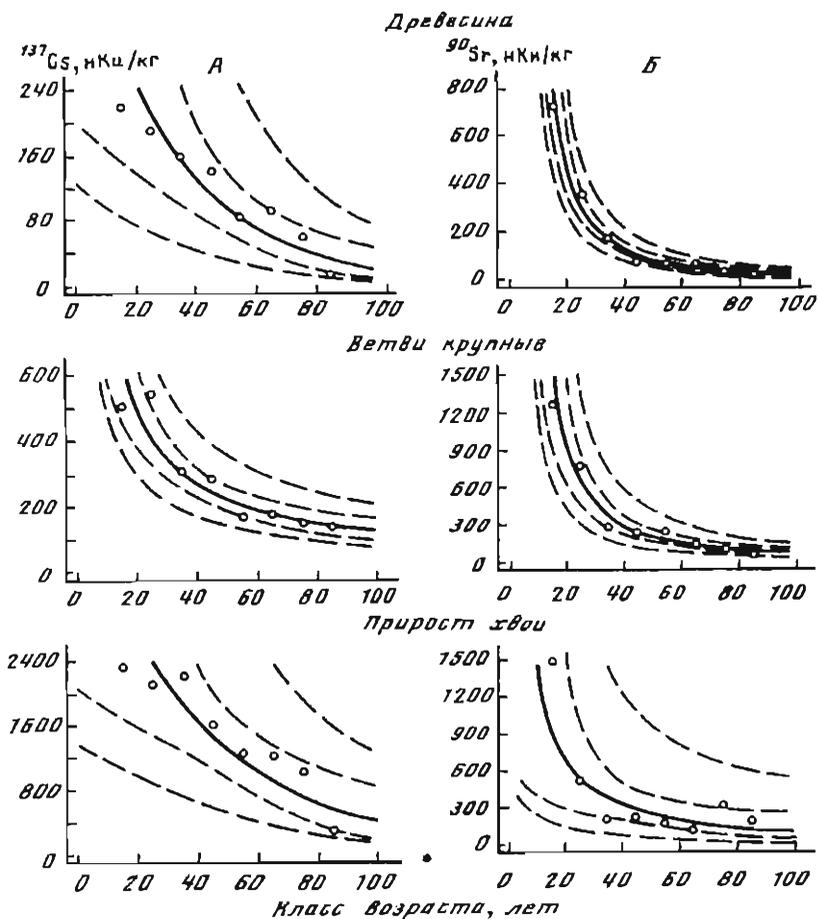


Рис. 27. Регрессионные кривые зависимости концентрации ^{137}Cs (А) и ^{90}Sr (Б) в структурных частях древостоя от класса возраста

понентов. Из числа исследуемых структур наиболее тесная связь между рассматриваемыми таксационными показателями и содержанием ^{137}Cs отмечается для древесины, ветвей крупных, прироста и генеративных органов; менее значимая характерна для таких компонентов, как кора наружная, хвоя прошлых лет и кора внутренняя (см. табл. 36, рис. 27).

Содержание ^{90}Sr как и ^{137}Cs в структурных частях древостоя разного класса возраста неодинаково (рис. 28). В большинстве случаев эта взаимозависимость с высокой степенью достоверности аппроксимируется экспоненциальным уравнением типа $y = e^a \cdot x^b$ (см. табл. 36, рис. 27). Теснота связи для ^{90}Sr между исследуемыми параметрами даже несколько выше, чем для ^{137}Cs , за исключением прироста и генеративных органов, у которых зависимость концентрации ^{90}Sr от возраста

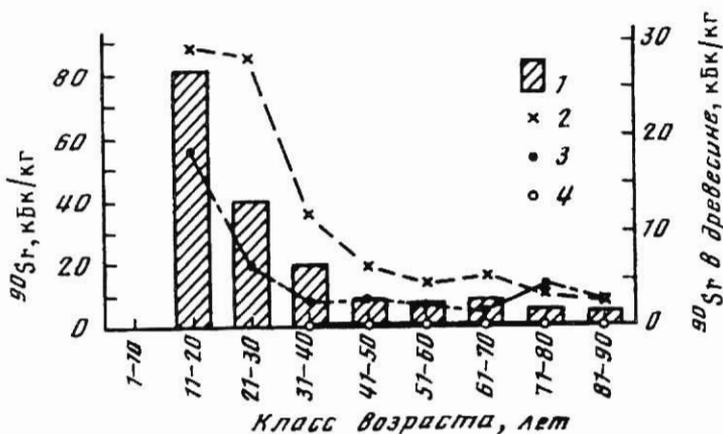


Рис. 28. Содержание ^{90}Sr в компонентах древостоя сосны разного возраста

1 — древесина; 2 — кора внутренняя; 3 — прирост; 4 — шишки

древостоя минимальна. Последнее, видимо, обусловлено дискриминационным отношением этих компонентов к ^{90}Sr .

Климатические условия. Корреляционный анализ показал наличие связи между количеством осадков, выпавших за период вегетации, и КП ^{137}Cs в древесный ярус в многолетнем ряду (табл. 37). Максимальная теснота этой связи наблюдается в хвойных ценозах с невыраженным типом динамики КП, где как отмечалось, интенсивность процессов необменного закрепления радионуклидов твердой частью почв и поступления их из радиоактивных частиц в жидкую часть почв в среднем снивелирована. Соответственно, если учесть, что по степени воздействия на биологическую доступность радионуклидов в почвах указанные процессы близки, то становится понятным причина максимального влияния, которое оказывают метеорологические условия отдельных лет на подвижность радионуклидов в почвах данной территории. Несколько меньшие, но также довольно высокие коэффициенты корреляции отмечаются для древостоев широколиственно-хвойных лесов ближней части зоны, где процессы выщелачивания радионуклидов из частиц обеспечивают их пролонгированное поступление в корнеобитаемую толщу. В дальней части зоны, где биологическую доступность ^{137}Cs определяют процессы его необменного закрепления, величины r для всех структур минимальны, за исключением окоренной древесины.

На участках гидроморфных ландшафтов коррелятивная зависимость между рассматриваемыми показателями отсутствует. Очевидно, это связано с высокой (даже в сухие годы) обеспеченностью влагой растений, произрастающих в таких условиях.

Для структурных частей сосны наибольшими коэффициентами корреляции характеризуются те органы, загрязнение которых опреде-

Таблица 37. Коэффициенты корреляции между суммой осадков за вегетационный период и величинами КП ^{137}Cs в структурные органы сосны в многолетнем ряду

Структурные компоненты	Коэффициенты корреляции (r)
<i>Хвойно-широколиственный лес, элювиальный ландшафт дальней части 30-километровой зоны (уч. Д-1)</i>	
Древесина (окоренная)	0,6
Кора внутренняя	0,16
Кора наружная	0,03
Прирост текущего года	0,13
Хвоя прошлых лет	0,02
Ветви мелкие	0,03
<i>Черноольшатник, аккумулятивный ландшафт дальней части 30-километровой зоны (уч. Д-3)</i>	
Древесина (окоренная)	0,06
Кора внутренняя	0,06
Кора наружная	0,04
Прирост текущего года	0,21
Хвоя прошлых лет	0,04
Ветви мелкие	0,09
<i>Сосняк разнотравно-зеленомошный, транзитно-аккумулятивный ландшафт средней части 30-километровой зоны (уч. К-2)</i>	
Древесина (окоренная)	0,84
Кора внутренняя	0,89
Кора наружная	0,01
Прирост текущего года	0,76
Хвоя прошлых лет	0,17
Ветви мелкие	0,03
<i>Широколиственно-сосновый лес, элювиальный ландшафт ближней части 30-километровой зоны (уч. Ш-1)</i>	
Древесина (окоренная)	0,61
Кора внутренняя	0,56
Кора наружная	0,52
Прирост текущего года	0,52
Хвоя прошлых лет	0,44
Ветви мелкие	0,6

ляется корневым путем. Это – древесина, кора внутренняя, прирост текущего года. Напротив, минимальные, зачастую незначимые величины r отмечаются для компонентов, удельная активность которых обусловлена внешним загрязнением. Исключение составляют ценозы ближней части зоны, где коэффициенты корреляции и для этих структур довольно высоки.

Заключая анализ факторов, определяющих переход радионуклидов в растительность лесных БГЦ, можно констатировать следующее.

Биологическая доступность радионуклидов и, соответственно, накопление их в древостое обусловлены целым комплексом факторов, степень влияния которых неодинакова. Наибольшее влияние на накопление ^{137}Cs древесным ярусом оказывает тип почвы и ее гидрологический режим, затем тип фитоценоза и возраст древостоя; меньшее значение имеет видовая принадлежность растений. Кратность различий в накоплении ^{137}Cs в зависимости от этих факторов составляет в среднем 100; 10; 4; 1,5 раза, соответственно. Для КП ^{90}Sr влияние большинства факторов, за исключением возраста, менее значимо.

ВКЛАД СТРУКТУРНЫХ ЧАСТЕЙ В СУММАРНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ДРЕВОСТОЯ И ЕГО ДИНАМИКА

Как отмечалось, первоначально вклад древесного яруса в общее загрязнение БГЦ составлял 60–90%, и основную роль в загрязнении играли структурные части, экспонированные к выпадениям: кора наружная, ветки, ассимилирующие органы. В результате биологического самоочищения спустя два–три месяца после выпадений в древостое остается не более 20%, а через год около 5% выпавших радионуклидов. В последующем в процессе нарастания корневого потребления радионуклидов их запасы в компонентах древостоя все в большей степени начинают зависеть от физиологического статуса и ценотического положения растительного сообщества. В зависимости от этих факторов в надземной части древесного яруса содержится от единиц до 26% от суммарного загрязнения БГЦ. В среднем в пределах Европейской части СНГ рассматриваемый показатель колеблется в интервале 2–4%. Максимальными же указанными величинами характеризуются культуры сосны 30–40-летнего возраста на гидроморфных торфяных почвах территорий, значительно удаленных от источника выброса (Ирландия) [36, 73, 89, 135, 277–280, 337]. Практически все исследователи едины во мнении, что со временем основные запасы радионуклидов в надземной части растительного яруса, как и основные запасы биомассы, сосредотачиваются в древесине. Однако столь однозначное трактование роли различных структур в загрязнении древостоя не совсем правомерно. Относительное распределение радионуклидов по компонентам древостоя, так же как и их накопление (запасы), определяется лесорастительными условиями, физиологическими особенностями различных пород и характеризуется сложной пространственно-временной изменчивостью.

Древесина основной вклад в загрязнение древостоя вносит только на территориях, отличающихся высокими КП ^{137}Cs в растительность, т.е. на гидроморфных и полугидроморфных почвах, а также на участках ближней зоны выпадений, где отмечается пролонгированное поступление из топливных частиц доступного для растений радиоцезия в корнеобитаемую толщу почв. На автоморфных почвах удаленных территорий основной вклад в загрязнение надземной части древесного яруса вносит кора наружная (рис. 29). При этом в ряду почв автоморфных ландшафтов вклад данного компонента нарастает по мере

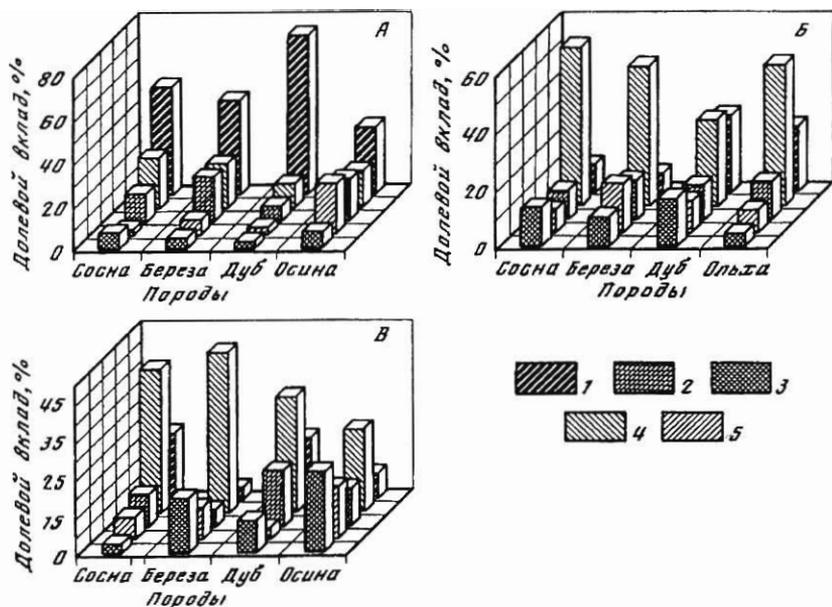


Рис. 29. Вклад структурных органов в загрязнение различных пород на элювиальных (А), аккумулятивных (Б) ландшафтах и в ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС (В) (средние данные за 1988–1992 гг.)

1 – кора наружная; 2 – ассимилирующие органы; 3 – кора внутренняя; 4 – древесина; 5 – ветви

утяжеления гранулометрического состава почв, достигая максимума в ценозах на черноземах тяжелосуглинистых. Величина рассматриваемого показателя также сильно зависит от строения поверхности коры древесных пород. В этой связи наибольший вклад в суммарное загрязнение среди всех пород вносит шероховатая, глубококорассеченная кора дуба (рис. 29).

Динамика вклада. В динамике отмеченные особенности вклада структурных компонентов в суммарное загрязнение надземной части древостоя в зависимости от лесорастительных условий нарастают (рис. 30). На гидроморфных и полугидроморфных почвах, а также на участках ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС долевой вклад древесины в загрязнение экспоненциально растет, что, несомненно, обусловлено высокими коэффициентами перехода и динамикой корневого накопления цезия в древесине в этих условиях. На автоморфных песчаных почвах, особенно на черноземах, нарастает долевой вклад органов, экспонированных к выпадениям, несмотря на отсутствие в настоящее время значимого аэриального поступления радиоактивных веществ. Последнее объясняется снижением со временем корневого поступления цезия вследствие его необменного закрепления в данных почвах и, соответственно, относительного уменьшения его накопления

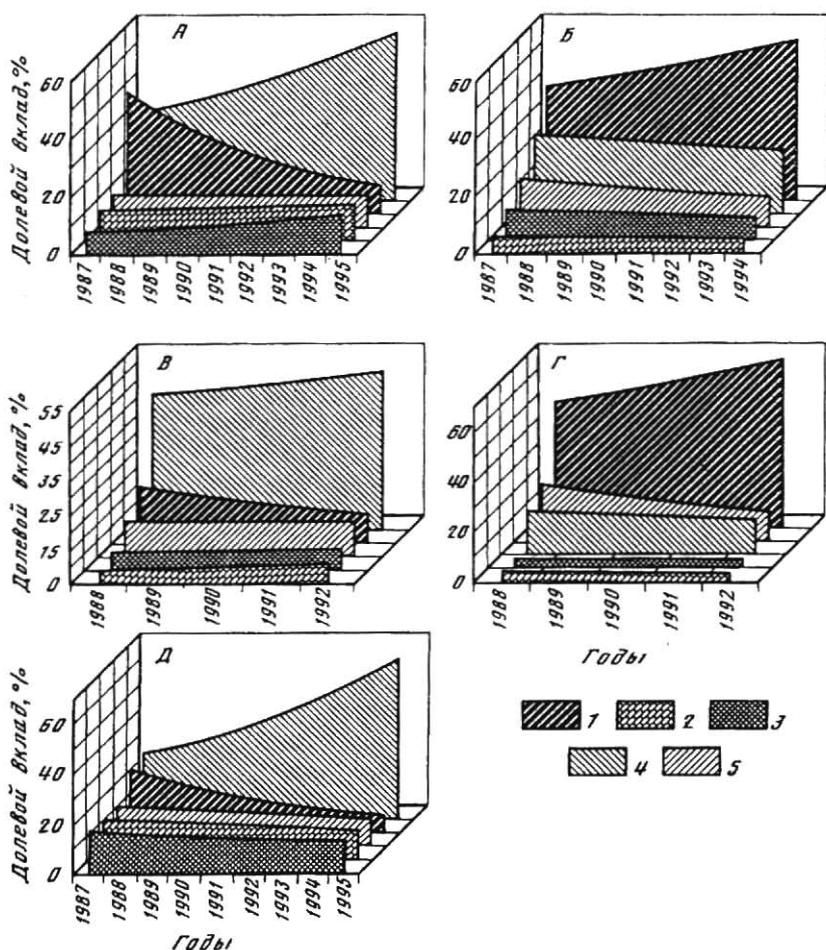


Рис. 30. Экспоненциальная аппроксимация тренда динамики вклада структурных компонентов в суммарное загрязнение ^{137}Cs надземной части древостоя лесов центра Русской равнины (средневзвешенные данные для БГЦ): А – на торфяно-глеевых почвах аккумулятивных ландшафтов; Б – на подзолистых песчаных почвах элювиальных ландшафтов; В – на дерново-подзолистых оглеенных почвах трансаккумулятивных ландшафтов; Г – на черноземах оподзоленных тяжелосуглинистых; Д – на слабоподзолистых песчаных почвах элювиальных ландшафтов ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС

1 – кора наружная; 2 – ассимилирующие органы; 3 – кора внутренняя; 4 – древесина; 5 – ветви

в структурах, загрязнение которых определяется корневым путем. В многолетнем ряду на фоне отмеченных общих закономерностей наблюдаются определенные вариации, связанные с климатическими особенностями отдельных лет. В экстремально сухие годы долевой вклад внешних слоев коры в загрязнение древостоя в большинстве случаев возрастает, а во влажные годы, напротив, увеличивается вклад компонентов, загрязнение которых, в основном, определяется корневым поступлением (в первую очередь, древесины), в то время как вклад коры наружной закономерно снижается. Т.е. при уменьшении доступности цезия и коэффициентов его перехода в растения роль внешних структур в загрязнении древостоя нарастает; с увеличением коэффициентов перехода цезия, напротив, увеличивается вклад компонентов, загрязнение которых определяется корневым потреблением, а других структур резко падает. Это свидетельствует о высокой динамичности запасов ^{137}Cs в древесине, несмотря на кумулятивный характер изменения запасов ее биомассы. По величине вклада в загрязнение надземной части древостоя структурные компоненты в зависимости от рассмотренных факторов можно ранжировать следующим образом: для ценозов, сформированных в условиях гидроморфных и полугидроморфных ландшафтов, а также в ближней части зоны выпадений: древесина > кора > ветки > ассимилирующие органы; в условиях автоморфных ландшафтов: кора \gg древесина > ветви > ассимилирующие органы. [В этих рядах кора рассматривается без подразделения на корку (пробка) и луб (кора внутренняя)]. Можно сказать, что вклад коры внутренней в общее загрязнение среди пород максимален у осины (здесь несомненна корреляция с биомассой); по ассимилирующим органам на первое место по накоплению выходит дуб, затем осина и примерно в равном соотношении сосна и береза.

Таким образом, в зависимости от почвенно-экологических условий в загрязнение надземной части древостоя основной вклад вносят различные структурные компоненты. В ценозах, где динамика КП цезия характеризуется трендом нарастания (гидроморфные почвы и участки ближней зоны выпадений) или слабо выражена, но коэффициенты перехода достаточно высоки (полугидроморфные почвы и участки центральной части 30-километровой зоны ЧАЭС) основной вклад приходится на древесину. В ценозах на автоморфных почвах, характеризующихся низкими коэффициентами перехода цезия в растения и трендом падения их величин со временем, вклад древесины, несмотря на преобладание ее биомассы, занимает подчиненное положение по сравнению с таковым у коры наружной. Наиболее ярко это проявляется на тяжелых по гранулометрическому составу почвах. Отсюда очевидно, что параметризация потоков радионуклидов цезия по компонентам древесного яруса невозможна без дифференциации ландшафтов по выявленным показателям.

3.2. РАДИОНУКЛИДЫ В ТРАВЯНО-КУСТАРНИЧКОВОМ ЯРУСЕ ЛЕСНЫХ БГЦ

В лесных БГЦ значимость напочвенного покрова в биогеохимии элементов обычно недооценивают из-за незначительных по сравнению с древесным ярусом запасов фитомассы. Вместе с тем известно, что физические и химические свойства почв, различные почвенные процессы и режимы (особенно в верхних горизонтах) во многом определяются составом и структурой травяного покрова [103].

РАДИОНУКЛИДНЫЙ СОСТАВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ЗАКОНОМЕРНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ^{137}Cs ТРАВЯНО-КУСТАРНИЧКОВЫМ ЯРУСОМ

По имеющимся немногочисленным данным, самоочищение травянистой растительности в среднем происходит в 3 раза интенсивнее, чем древесных пород [8]. Неадекватность снижения загрязненности древесного и травянистого ярусов связана с особенностями циклов развития растительности: однолетнего – для большинства трав и многолетнего – для деревьев. Произрастание травянистых растений и кустарников под пологом леса делает возможным и их вторичное загрязнение радиоактивными частицами, поступающими из древесного яруса в процессе его дезактивации (с чешуйками отшелушивающейся коры, продуктами вымывания осадков и т.д.). Все это как бы растягивает процесс самоочищения травяного покрова от поверхностного загрязнения и оказывает существенное влияние на динамику радионуклидного состава его загрязнения в целом.

По сравнению с ассимилирующими органами древесных пород в составе загрязнения травянистых видов более длительный период присутствуют такие радионуклиды, как ^{144}Ce , ^{95}Zr , ^{95}Nb и ^{106}Ru , наличие которых в растениях в большей степени связано с внешним загрязнением (рис. 31).

Данные нуклиды в травянистой растительности регистрируются в течение 4–5 лет после выпадений. В дальнейшем в радионуклидном составе травянистых растений, как и ассимилирующих органов древесных пород, присутствуют только изотопы цезия и стронция.

Межвидовые вариации содержания радионуклидов в травянистых растениях более значимы по сравнению с таковыми у древесных пород. Это обусловлено следующими причинами:

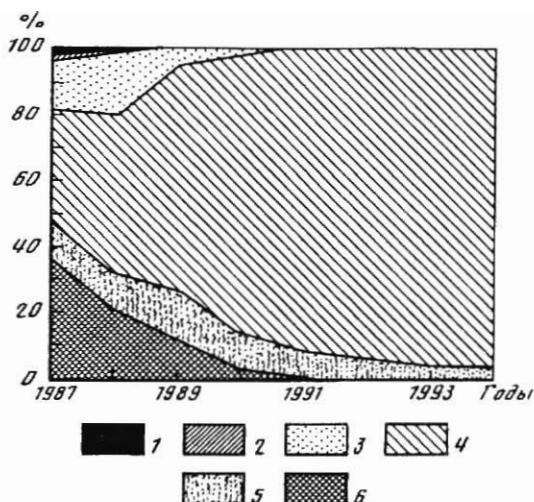
1) различиями в площади питания видов (у травянистых растений, в отличие от древесных, площадь питания невелика и не выходит за пределы отдельных форм микрорельефа);

2) видовым разнообразием (у травянистых растений даже в пределах одного экотопа количество видов значительно превосходит видовой состав древесных пород).

Межвидовое варьирование содержания ^{137}Cs в травянистых растениях в среднем составляет около 45%, причем в течение вегетацион-

Рис. 31. Динамика радионуклидного состава загрязнения травянистых растений в лесах 30-километровой зоны ЧАЭС (средние значения при $n = 10-15$)

1 - ^{95}Zr ; 2 - ^{95}Nb ;
3 - ^{106}Ru ; 4 - ^{137}Cs ;
5 - ^{134}Cs ; 6 - ^{144}Ce



ного периода оно неодинаково и нарастает от весны к лету с последующим снижением к осени (табл. 38). Последнее, видимо, связано с сезонными вариациями накопления ^{137}Cs в растениях.

Несмотря на очевидность связи между видовой принадлежностью травянистых растений и аккумуляцией в них радионуклидов, до сих пор не удается с достаточной убедительностью ранжировать отдельные виды по их накопительной способности [84, 85, 100, 175].

Возможность более достоверного ранжирования появится при использовании величин средневзвешенных концентраций ^{137}Cs в фитомассе различных видов травянистого яруса за весь период вегетации.

На основании этого показателя среди доминирующих видов Украинского Полесья, развивающихся в пределах одного экотопа (ав-

Таблица 38. Межвидовое варьирование содержания ^{137}Cs в некоторых видах травянистых растений уч. Д-1 (по данным 1989–1993 гг.), нКи/кг абс. сухой массы

Год	Месяц	n	M	$\pm m$	G	$V, \%$	max	min
1989		10	1,39	0,2	0,63	45,8	2,41	0,48
1993	Май	7	0,33	0,05	0,15	46,4	0,52	0,09
	Июнь	7	0,28	0,06	0,17	61,5	0,67	0,11
	Июль	7	0,35	0,1	0,28	79	1	0,08
	Август	7	0,43	0,07	0,19	43,4	0,67	0,1
	Сентябрь	7	0,56	0,12	0,33	58,5	1,25	0,15
	Октябрь	7	0,34	0,06	0,16	47,9	0,56	0,11

Примечание. Услов. обозн. см. табл. 26.

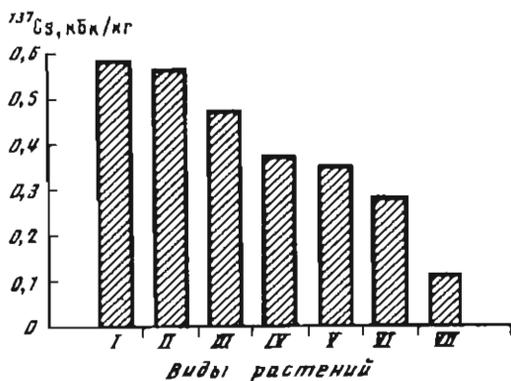


Рис. 32. Накопление ¹³⁷Cs различными видами травянистых растений в пределах одного экотопа (средневзвешенные значения за период вегетации, уч. Д-1 1993 г.)

Виды растений:

- I – ландыш майский;
- II – папоротник-орляк;
- III – майник двулистный;
- IV – костяника; V – злаки;
- VI – купена лекарственная;
- VII – горчичник горный

томорфный ландшафт), выделены виды-концентраторы и дискриминаторы [82] или деконцентраторы по А.И. Перельману [179]. Среди растений-концентраторов по накопительной способности ¹³⁷Cs выделяется ландыш майский (*Convallaria majalis*) и орляк (*Pteridium aquilinum*) (рис. 32).

Содержание ¹³⁷Cs в этих видах в 2–10 раз выше, чем в других растениях. Аналогичные особенности накопления радионуклидов у представителей рассматриваемых семейств, в частности у папоротника-орляка, отмечают и другие авторы [57, 82, 215]. Минимальным накоплением характеризуется горчичник горный (*Peucedanum officinale*) и купена лекарственная (*Polygonatum officinale*). Они аккумулируют почти на порядок меньше ¹³⁷Cs, чем орляк. Эти растения условно могут быть отнесены к категории дискриминаторов. Прочие виды, как видно из рис. 32, занимают промежуточное положение между растениями-концентраторами и дискриминаторами. В целом же можно констатировать, что у представителей травяно-кустарничкового яруса кратность различий по межвидовому признаку больше, чем у древесных растений, но не превышает одного математического порядка.

Значимое влияние на накопление радионуклидов травянистыми растениями оказывают условия их произрастания. В многолетних исследованиях прослеживается четкая закономерность увеличения содержания радионуклидов в растениях, произрастающих в условиях гидроморфизма (рис. 33). Кратность различий по этому признаку достигает 20–30 величин. На факторах, обуславливающих повышенное накопление радионуклидов растениями в гидроморфных условиях, уже неоднократно останавливались. Особое положение занимают растения-гигрофиты, в частности такие виды, как ирис водяной (*Iris pseudacorus*) и представители семейств осоковых (*Syringaceae*). При одной и той же плотности загрязнения эти растения накапливают в сотни раз больше радионуклидов, чем виды-концентраторы на автоморфных почвах (см. рис. 33).

В структуре напочвенного растительного покрова максимальными уровнями накопления радионуклидов, в том числе ¹³⁷Cs, характеризуются мхи (табл. 39).

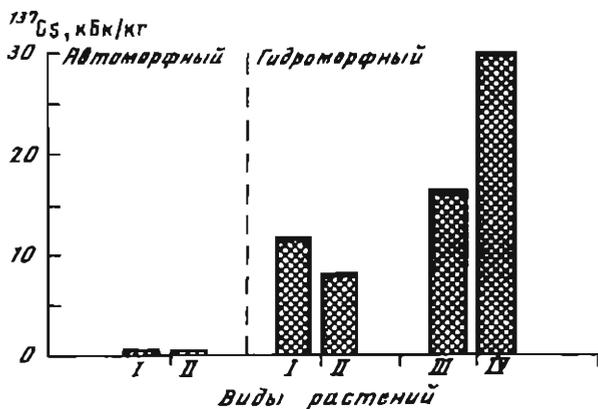


Рис. 33. Содержание ^{137}Cs в растениях, произрастающих в различных экотопах

Виды растений: I – злаки; II – костяника; III – ирис болотный; IV – осока

Мхи, а также лишайники (в отличие от высших растений), обладают рядом свойств, приводящих к значительной аккумуляции в них химических элементов. Они довольно быстро реагируют на изменение концентрации радионуклидов в почве. Все это позволяет отнести мхи и лишайники к растениям-индикаторам радиоактивного загрязнения среды [27, 121, 162, 301, 309]. Накопление ^{137}Cs мхами более, чем на порядок, выше величины его максимального накопления травянистыми видами и в 2–3 больше по сравнению с лишайниками. Причем, как правило, у мхов основная часть активности сконцентрирована в их отмершей части. Содержание ^{137}Cs у плауновых почти такое же, что у папоротников, а наименьшее накопление радионуклидов в напочвенном

Таблица 39. Содержание ^{137}Cs в мохово-лишайниковом и травянистом покровах в пределах одного экотопа, уч. Ш-5 (средние значения по данным на 1991 г.), кБк/кг

Вид	^{137}Cs	Вид	^{137}Cs
<i>Моховой покров</i>		<i>Лишайниковый покров</i>	
Dicranum rugozum:		Cladina arbuscula	407
вегетирующая часть	703	<i>Травяной покров</i>	
отмершая часть	1073	Плауновые	
Pleurosiop schreberi		Lycopodium clavatum	344,1
вегетирующая часть	425,5	Папоротники	
отмершая часть	740	Среднее	332
Polytrichum		Цветковые растения	
juniperinum		Среднее	146,2
вегетирующая часть	703		

растительном покрове характерно для высших цветковых растений. Отсюда очевидно, что мохово-лишайниковый покров является выраженным биогеохимическим барьером на пути вертикальной и горизонтальной миграции радионуклидов в лесных БГЦ.

Таким образом, использование показателей средневзвешенных концентраций радионуклидов в различных видах напочвенного покрова за весь вегетационный период позволяет дать более объективную оценку накопительной способности каждого вида по отношению к радионуклидам. Ранжирование растений, особенно хозяйственно-полезных, по их накопительной способности имеет большое практическое значение. Группа дискриминаторов может представлять интерес при подборе видов, пригодных для введения в культуру в зоне радиационного загрязнения, в то же время растения из группы концентраторов перспективны для изучения механизмов поглощения радионуклидов, а также могут быть использованы как биоиндикаторы при радиационном контроле сырья, заготавливаемого на загрязненных территориях.

ДИНАМИКА НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ТРАВЯНО-КУСТАРНИЧКОВОМ ЯРУСЕ

Содержание химических элементов в растении меняется на протяжении периода вегетации. В отношении радиоактивных элементов также имеются указания на то, что их концентрация в растениях нестабильна [137, 230, 342].

Сезонная динамика. В течение вегетации содержание ^{137}Cs в травянистых дикорастущих растениях изменяется в достаточно широких пределах. Виды-концентраторы характеризуются наиболее широким диапазоном изменения и наибольшим коэффициентом варьирования, в то время как у представителей группы дискриминаторов эти показа-

Таблица 40. Варьирование содержания ^{137}Cs в некоторых видах травянистых растений в течение вегетационного периода (по данным 1993 г.), кБк/кг

Вид	<i>M</i>	$\pm t$	<i>G</i>	<i>V</i> , %	max	min
<i>Автоморфный ландшафт (уч. Д-1)</i>						
Злаки	0,35	0,05	0,13	36,8	0,52	0,19
Ландыш	0,58	0,09	0,24	40,6	1	0,26
Горичник	0,14	0,01	0,02	20,7	0,15	0,08
Купена	0,28	0,05	0,12	42	0,48	0,16
Орляк	0,14	0,35	62,4	1,25	0,24	
Майник	0,45	0,09	0,22	48,2	0,78	0,25
<i>Гидроморфный ландшафт (уч. Д-3)</i>						
Злаки	11,53	1,43	3,51	30,4	18,13	6,66
Ландыш	18,62	3,1	7,6	40,8	31,45	6,66
Костяника	7,91	3,03	7,43	94	24,05	2,96

Примечание. Условн. обознач. см. табл. 26.

тели минимальны (табл. 40). Диапазон колебаний концентрации радионуклидов и ход динамики связаны не только с видовыми особенностями растений, но и с условиями их произрастания.

В *гидроморфных условиях* для большинства видов сезонная динамика характеризуется однонаправленным трендом снижения концентрации от весны к осени (рис. 34). Содержание ^{137}Cs у этих растений к концу вегетации уменьшается в 5–10 раз. В наиболее яркой форме отмеченная динамика среди исследуемых видов прослеживается у костяники. У некоторых видов на фоне общего тренда снижения концентрации ^{137}Cs отмечаются заметные колебания его количества в отдельные периоды. Сходный в целом характер внутривегетационной динамики имеют растения луговых ценозов, сформированных на гидроморфных торфяных и торфяно-глеевых почвах. Следует также подчеркнуть, что такие сезонные изменения характерны и для макроэлементов, в том числе и калия [186].

В противоположность этому на *автоморфных участках* в сезонной динамике отмечается рост накопления ^{137}Cs от весны к концу лета, и лишь отмирание растений (сентябрь–октябрь) приводит к его снижению за счет процессов выщелачивания (рис. 35). Отмеченное поведение свойственно для многих микроэлементов [20].

Абсолютный максимум содержания ^{137}Cs у отдельных растений может смещаться от июля к сентябрю, что, видимо, определяется продолжительностью циклов их развития (рис. 36). Так, у ландыша майского, цветение которого приходится на май–начало июня, такой максимум отмечается в июле. Для растений, цветение которых приурочено к более поздним срокам, максимум концентрации ^{137}Cs наблюдается в августе или сентябре. На приуроченности максимумов к определенным периодам сказываются и климатические условия отдельных лет. Во влажные годы, когда вегетационный период растягивается, абсолютный максимум содержания радионуклидов в сезонной динамике может сдвигаться на более поздние сроки. Выраженность экстремумов определяется видовыми особенностями растений: максимален он у видов-концентраторов, минимален – у дискриминаторов (см. рис. 35).

Однозначного прямого объяснения неадекватности сезонной динамики накопления ^{137}Cs растениями, произрастающими в автоморфных и гидроморфных экотопах, найти пока не представляется возможным. В научной литературе данных о подобных исследованиях практически нет. Косвенным объяснением могут быть различия, определяемые динамикой химического потенциала, создаваемого корнями растений. Этот показатель зависит от интенсивности прироста биомассы растений и динамики их влажности [103]. В условиях автоморфных ландшафтов наблюдается заметное снижение содержания влаги в растениях от весны к осени, что может приводить к увеличению концентрации в них ^{137}Cs к концу вегетации. В гидроморфных условиях количество воды в растениях практически не меняется на протяжении всего этого периода [277].

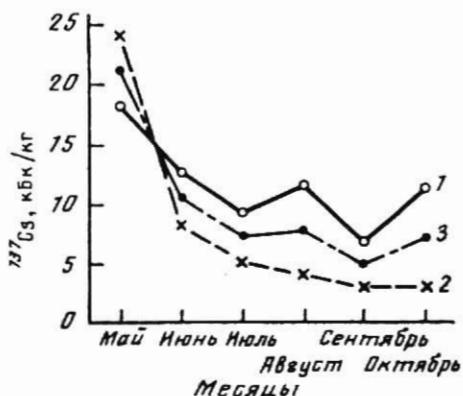


Рис. 34. Сезонная динамика ^{137}Cs в травянистых растениях, произрастающих на торфяно-глебовых почвах гидроморфных ландшафтов (уч. Д-3, 1993 г.)

1 – злаки;
2 – костяника;
3 – среднее

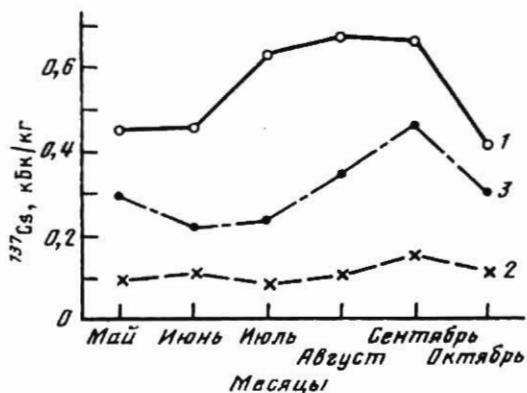


Рис. 35. Сезонная динамика содержания ^{137}Cs в различных группах растений автоморфных ландшафтов (средние значения за 2 года)

1 – накопители;
2 – дискриминаторы;
3 – прочие

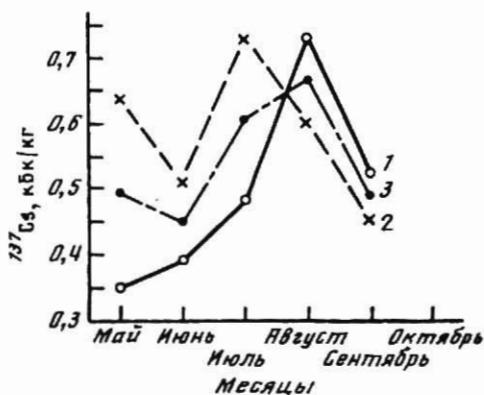


Рис. 36. Сезонная динамика содержания ^{137}Cs в различных видах растений автоморфных ландшафтов (уч. Д-1, 1994 г.)

1 – папоротник-орляк;
2 – ландыш майский;
3 – среднее

Рис. 37. Многолетняя динамика содержания ^{137}Cs в травянистой растительности автоморфных ландшафтов (средневзвешенные значения для доминирующих видов)

1 – лес; 2 – залежь

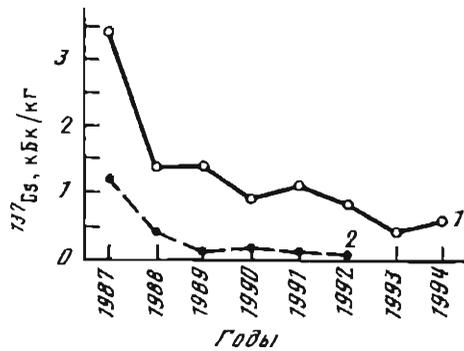
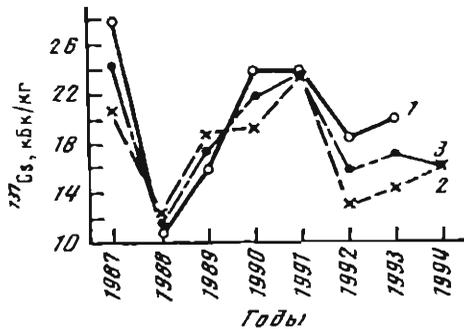


Рис. 38. Многолетняя динамика содержания ^{137}Cs в травянистой растительности гидроморфных ландшафтов

1 – лес; 2 – болото; 3 – среднее



Результаты сезонной динамики свидетельствуют, что в мониторинговых исследованиях отбор растительных проб необходимо проводить дифференцированно: для видов с невысоким варьированием содержания ^{137}Cs возможен одноразовый отбор в середине вегетации, для прочих – многократный в течение всего вегетационного периода. В аспекте миграции радионуклидов в трофической цепи "растения–дикие животные" динамика накопления ^{137}Cs травянистыми растениями предопределяет усиление потока ^{137}Cs весной и в конце лета.

Многолетняя динамика. В многолетнем ряду содержание ^{137}Cs в травяно-кустарничковом ярусе в общем плане сходно с таковым в древесной растительности соответствующих ландшафтов. В первые 2–3 года после выпадений практически во всех экотопах отмечается снижение количества ^{137}Cs в травянистых видах (рис. 37).

В последующем ход динамики меняется в зависимости от почвенно-экологических условий. На автоморфных участках общее направление динамики сохраняется, хотя интенсивность падения содержания ^{137}Cs в травянистой растительности с годами значительно уменьшается. В то же время на участках гидроморфных ландшафтов, напротив, начиная с 1988 г., в целом наблюдается рост рассматриваемого показателя (исключая экстремально сухой 1992 г., когда наблюдалось резкое падение содержания ^{137}Cs) (рис. 38).

Такой характер динамики накопления ^{137}Cs в растениях связан с динамикой биологической доступности радионуклидов в различных ландшафтах и степенью влияния глубокого иссушения почвы в экстремально сухие годы на физиологические процессы в видах-гигрофитах и ксерофитах.

Сравнение многолетней динамики содержания ^{137}Cs в травяном покрове лесных и луговых залежных участков показывает, что при одной плотности загрязнения концентрации ^{137}Cs в растительности лесных ценозов примерно в 2–3 раза выше, чем на залежи (см. рис. 37). Т.е. травяно-кустарничковый ярус в лесных БГЦ при соответствующей продуктивности вовлекает в биогеохимические циклы большее количество радионуклидов, чем в луговых ценозах и играет значимую роль в биогеохимической миграции радиоактивных элементов в лесных ландшафтах.

3.3. АККУМУЛЯЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ВЫСШИМИ ГРИБАМИ

Грибы являются одним из основных продуктов побочного пользования лесом и наиболее важным объектом в аспекте радиоэкологического мониторинга. Особый интерес к грибам в радиоэкологии проявляется потому, что они являются концентраторами различных химических элементов, в том числе и радионуклидов, и могут быть использованы в качестве биоиндикаторов загрязнения внешней среды.

По накопительной способности ^{137}Cs грибы значительно превосходят все другие компоненты БГЦ (рис. 39). Удельная активность грибов по ^{137}Cs не только выше его концентрации в растениях, с которыми многие из них находятся в симбиотических отношениях, но и субстрата, на котором они произрастают. В среднем удельная активность грибов более, чем в 20 раз превосходит таковую максимально загрязненного слоя лесной подстилки и почти на три математических порядка минимально загрязненного компонента БГЦ – древесины [278]. Интенсивность поглощения грибами изотопов цезия из почвы гораздо выше, чем у сосудистых растений. Они поглощают его даже интенсивнее, чем калий [313, 330].

Одним из основных факторов, определяющих накопление радионуклидов грибами, является их видовая принадлежность¹.

Межвидовые вариации накопления ^{137}Cs грибами максимальны среди других компонентов БГЦ и достигают одного–двух, а по частным определениям – трех математических порядков (табл. 41). Последнее, видимо, связано с наложением влияния условий местообитания, климатических особенностей года и динамики биологической доступности

¹ В лесах Российской Федерации, Украинского и Белорусского Полесья, в наибольшей степени подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, выявлено около 200 видов и разновидностей шляпочных грибов. К ведущим по числу видов относятся представители родов *Russula* (сыроежка), *Boletus* (боровик), *Clitocybe* (говорушка), *Lactarius* (млечник), *Amanita* (мухомор) и некоторых других [44, 104, 259].

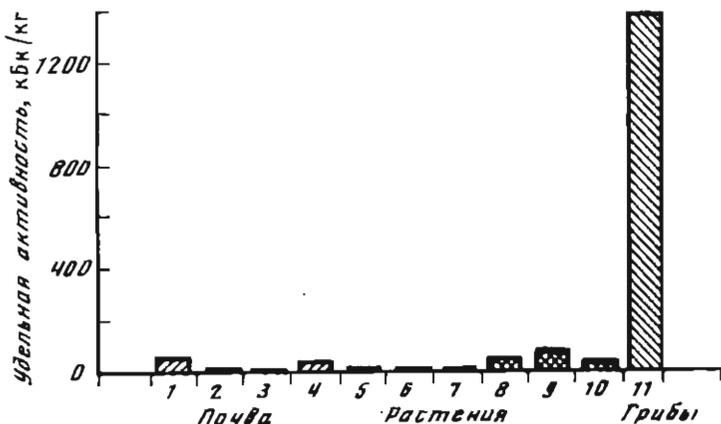


Рис. 39. Удельная активность различных компонентов БГЦ (усредненные данные за 1991 г., 5-километровая зона ЧАЭС)

1 – 0; 2 – 0–5 см; 3 – 5–10 см; 4 – 0 + (0–10 см); 5 – древесина сосны; 6 – прирост сосны текущего года; 7 – древесный ярус (среднезвешенная); 8 – травянистая растительность; 9 – мхи; 10 – лишайники; 11 – грибы (*Xerocomus badius*)

^{137}Cs на накопление этого радионуклида. Влияние перечисленных факторов в значительной степени нивелируется при расчетах средней многолетней величины накопления ^{137}Cs для отдельных видов, что позволяет вычлнить влияние видового фактора на исследуемый показатель и ранжировать различные виды грибов по их накопительной способности.

Минимальной концентрацией радиоцезия характеризуются представители экологической группы сапротрофов, что отмечают и другие авторы [311, 320, 331] (см. табл. 47). К ним примыкают виды из группы ксилотрофов (*Armillariella mellea*). Более загрязнены виды-симбиотрофы. Среди последних очень велико межвидовое варьирование. Величина накопления ^{137}Cs различается почти в 10 раз. Это связано со значительными вариациями глубины залегания мицелия и приуроченностью мицелия отдельных видов симбиотрофов к наиболее загрязненным слоям органо-минеральной толщии почв. В данной экологической группе глубина залегания мицелия варьирует от поверхностного слоя лесной подстилки О1 до 50–60 см минерального слоя [310, 357]. В то же время максимум содержания ^{137}Cs в почве в настоящий период практически повсеместно приурочен к нижнему гумифицированному слою лесной подстилки О3 [280]. В целом в рассматриваемом ряду по накопительной способности выделяется свинушка тонкая (*Paxillus involutus*), гриб польский (*Xerocomus badius*) и горькушка (*Lactarius gufus*). Эти виды были предложены для использования в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения лесов [240, 318, 329, 343]. В последующем, по мере заглублиения ^{137}Cs в минеральные слои почвы в ряду накопитель-

Таблица 41. Удельная активность ^{137}Cs различных видов грибов лесов 30-километровой зоны ЧАЭС (средние многолетние данные при $\sigma = 185 \text{ кБк/м}^2$)

Виды грибов	Экологическая группа	M , кБк/кг	Размах варьирования
<i>Lycoperdon perlatum</i>	ПС	6,5	2,11–10,4
<i>Cantharellus cibarius</i>	ПС	6,8	3,33–11,8
<i>Clitocybe</i> sp.	ПС	12,0	3,44–18,8
<i>Armillariella mellea</i>	К	14,3	1,15–37
<i>Leccinum aurantiacum</i>	МК	32,0	4,26–81,4
<i>Boletus edulis</i>	МК	34,9	10,73–59,2
<i>Amanita muscaria</i>	МК	35,8	4,07–111
<i>Lactarius necator</i>	МК	52,8	8,51–199,8
<i>Leccinum scabrum</i>	МК	67,9	18,94–177,6
<i>Russula</i> sp.	МК	77,9	1,11–259
<i>Hydnum repandum</i>	СП	94,5	5,99–125,8
<i>Lactarius torminosus</i>	МК	163,5	7,03–256,7
<i>Paxillus involutus</i>	СП,(МК)	197,1	1,67–555
<i>Xerocomus badius</i>	МК	213,3	192,4–236,8
<i>Lactarius rufus</i>	МК	226,7	3,7–555

Примечание. ПС – сапротроф (на почве); КП – ксилотроф; МК – симбиотроф; СП – сапротроф (на подстилке); M – среднее арифметическое.

ной способности, несомненно, будут происходить перестановки, и максимальным накоплением ^{137}Cs станут характеризоваться другие виды, например *Boletus edulis*, мицелий которого расположен в более глубоких слоях почвы и который ранее на примере глобальных выпадений был охарактеризован как вид-концентратор [310].

Анализ статистических параметров содержания радиоцезия в различных компонентах БГЦ свидетельствует, что коэффициент варьирования (V) этого показателя в грибах практически соответствует таковому в растительности (табл. 42).

Последнее позволяет говорить об адекватности факторов, обуславливающих неравномерность накопления ^{137}Cs высшими растениями и грибами. Таковыми могут быть неоднородность распределения радионуклидов в почвенном блоке и их биологическая доступность, определяемая вариациями почвенных свойств. Пространственная неоднородность распределения ^{137}Cs в почве составляет около 30%, что примерно в 2 раза ниже, чем варьирование содержания этого нуклида в грибах и растениях. Следовательно, влияние фактора почвенной среды, обуславливающее подвижность радионуклидов, или равно воздействию фактора пространственной неоднородности, или даже превосходит его и является определяющим в варьировании содержания ^{137}Cs в грибах. Прямым подтверждением высказанному положению является зависи-

Таблица 42. Варьирование содержания ^{137}Cs в некоторых компонентах лесных БГЦ (5-километровая зона ЧАЭС, по данным на 1991 г.).

Компоненты БГЦ	M	$\pm m$	max	min	\bar{G}	$V, \%$
Лесная подстилка, Ки/км ²	103,3	1,9	270	11	32,4	31
О + (0–10)	123,2	1,8	282	23,1	31,3	25
Растительный покров						
древесина, нКи/кг	149,1	14,6	320	20	90	60,4
прирост текущего года	1723,1	153,8	3900	290	996,9	57,9
Грибы (<i>Xerocomus badius</i>), мкКи/кг	372,5	52,2	740	110	209	56,1

Примечание. Усл. обозн. см. табл. 26.

Таблица 43. Влияние экологических условий произрастания на накопление ^{137}Cs различными видами грибов (по данным на 1990 г., $\sigma = 185$ кБк/м²), кБк/кг сухого вещества

Вид	Элювиаль- ный ландшафт	Аккумуля- тивный ландшафт
<i>Lycoperdon perlatum</i>	2,11	5,55
<i>Armillarieta mellea</i>	1,52	37
<i>Russula sp.</i>	2,29	170,2
<i>Macrolepiota procera</i>	4,81	8,14
<i>Lactarius necator</i>	8,88	70,3
<i>Clitocybe sp.</i>	14,43	66,6
<i>Paxillus involutus</i>	37	777
<i>Lactarius torminosus</i>	70,3	62,9

мость накопления ^{137}Cs одними и теми же видами грибов, произрастающими на участках с одинаковой плотностью загрязнения, но в различных почвенно-экологических условиях (табл. 43). Виды, развивающиеся на торфянисто-подзолисто-глеевых лесных почвах аккумулятивных ландшафтов, накапливают примерно на порядок больше ^{137}Cs , чем те же виды, произрастающие на дерново-подзолистых почвах элювиальных ландшафтов.

Вместе с тем коэффициенты парной корреляции между концентрацией ^{137}Cs в грибах и рядом таких свойств почв, как содержание гумуса, обменного кальция и калия, рН и других, оказывающих влияние на миграционную подвижность ^{137}Cs в почвах, как правило,

Таблица 44. Коэффициенты корреляции (r) между концентрацией ^{137}Cs в грибах и некоторыми свойствами почв

Показатели	r	P
Мощность лесной подстилки, см	-0,56	0,95
Содержание гумуса, %	0,25	0,9
pH (солевой)	-	-
pH (водный)	0,2	0,5
Содержание обменного Ca^{2+} , мг-экв/100 г	-	-
Содержание подвижного K_2O , мг/кг	0,2	0,5

Примечание. Прочерк означает, что связь отсутствует.

незначимы или значимы с невысокой вероятностью (табл. 44). По всей видимости, это связано с совокупным влиянием комплекса вышеперечисленных свойств почв и(или) невозможностью охвата всей площади питания грибов точечным методом определения свойств почв. Однако в первом приближении расчеты показывают наличие связи между мощностью лесной подстилки и накоплением ^{137}Cs грибами. На это же указывают и другие авторы, отмечая, что размеры поступления радионуклидов в грибы усиливаются при увеличении запасов лесной подстилки [117].

Расчеты не показывают также наличие достоверной коррелятивной связи между содержанием ^{137}Cs в грибах и плотностью загрязнения участков, на которых они произрастают (табл. 45). Возможно, низкие величины r связаны с тем, что в исследованиях достаточно трудно сивелировать влияние пространственной неоднородности распределения ^{137}Cs , которая даже в пределах ограниченного участка достаточно велика [341]. Отсутствие достоверной коррелятивной связи между рассматриваемыми показателями в подобных условиях отмечали и другие авторы [293].

Таблица 45. Коэффициенты корреляции (r) между концентрацией ^{137}Cs в грибах и в почве

Слой почвы	r	P
0	-0,22	0,5
0-10	-0,32	0,5
0+(0-10)	-0,33	0,5

Вместе с тем обращает на себя внимание тот факт, что величины коэффициентов корреляции имеют отрицательный знак. Это в целом свидетельствует о том, что, несмотря на низкую связь, прослеживается однонаправленное влияние какого-то фактора. Таким фактором, как это ни парадоксально, может быть мицелий самих грибов. По данным ряда авторов накопление ^{137}Cs в плодовых телах грибов определяется, главным обра-

Таблица 46. Дифференциация радионуклидов цезия в плодовых телах грибов (уч. К-3 и Ш-1), МБк/кг абс. сух. вещества

Вид	Показатель	Год	^{134}Cs	^{137}Cs
<i>Bolctus edulis</i>	Ножки	1990	0,11	0,96
	Шляпки		0,11	1
<i>Lactarius necator</i>	Ножки	1991	0,85	8,51
	Шляпки		0,74	8,88
<i>Macrolepiota procera</i>	Молодой	1990	0,01	0,08
	Старый		0,01	0,08
<i>Lactarius necator</i>	Молодой	1991	1,67	17,39
	Старый		1,67	17,39

зом, накоплением его в многолетнем мицелии [304]. Возможно, для ограниченных территорий это перекрывает влияние пространственной неоднородности загрязнения почв на накопление ^{137}Cs в грибах.

Интенсивность аккумуляция химических элементов изменяется по мере развития плодовых тел и неодинакова у различных частей гриба [225, 226, 272]. В молодых плодовых телах содержание элементов, как правило, выше, чем в старых, а концентрация их в шляпках больше, чем в ножках, поскольку все обменные процессы в грибах наиболее интенсивно протекают именно в шляпках [19]. Вместе с тем значимых различий в концентрации радионуклидов, в частности ^{137}Cs , между отдельными частями плодовых тел грибов не выявлено (табл. 46). Отмечается лишь слабая тенденция к повышению его накопления в шляпках, на что указывают и другие авторы [303]. Также не выявлено существенных различий в удельной активности ^{137}Cs у молодых (1–2-дневных) и старых (10-дневных) плодовых тел.

Многолетняя динамика накопления радионуклидов грибами в лесных формациях на территории центральных районов Восточно-Европейской равнины имеет довольно сложный характер и меняется в зависимости от удаленности участка от источника выброса (т.е. физико-химической природы радиоактивных выпадений); климатических и почвенно-экологических условий (типа почвы и особенностей строения подстилки); видовых особенностей грибов и, в частности, как отмечают некоторые исследователи, глубины распространения мицелия [357]. В целом в многолетней динамике, рассматриваемой на основании изменения коэффициентов перехода ^{137}Cs в грибы, отмечается следующее (табл. 47). В первые 1–2 года удельная активность грибов относительно невысока и определяется, в основном, внешним загрязнением плодовых тел, о чем свидетельствует близость радионуклидного состава их загрязнения (табл. 48) с таковым радиоактивных выпадений [96]. Через 2–3 года, когда основное количество радионуклидов в почве перемещается в ферментативный слой подстилки O_2 , густо переплетенный

Таблица 47. Многолетняя динамика КП ^{137}Cs в некоторые виды грибов, (Бк/кг)/(кБк/м²)

Виды	Годы							
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Украина								
<i>30-километровая зона ЧАЭС, 6 км на запад*, элювиальный ландшафт (уч. Ш-1)</i>								
Lactarius necator	28	172	155	240	479	375	—**	—
Paxillus involutus	651	3621	1091	2264	1700	594	—	1321
Russula sp.	—	—	200	566	2000	542	—	92
<i>28 км на юг, элювиальный ландшафт (уч. Д-1)</i>								
Lactarius necator	76	95	104	48	—	5	52	111
Paxillus involutus	506	827	77	200	96	10	182	110
Russula sp.	—	100	98	12	—	—	7	—
<i>28 км на юг, аккумулятивный ландшафт (уч. Д-3)</i>								
Lactarius necator	—	—	375	339	175	—	1174	—
Paxillus involutus	—	—	2500	—	1923	1800	2174	1851
Russula sp.	—	—	417	821	1346	780	522	697
Россия								
<i>Брянская обл., Злынковский р-н, 200 км на северо-восток, транзитно-аккумулятивный ландшафт (уч. Зл-1)</i>								
Lactarius sp.	—	—	1828	—	—	—	—	—
Paxillus involutus	—	—	—	—	510	—	—	—
Russula sp.	—	—	—	—	690	—	—	—
<i>Брянская обл., Клиновский р-н, 260 км на северо-запад, транзитно-аккумулятивный ландшафт (уч. Кл-1)</i>								
Lactarius necator	—	313	—	519	904	—	—	—
Paxillus involutus	—	1581	—	3463	3132	—	—	—
Russula sp.	—	—	1369	1175	663	—	—	—
<i>Калужская обл., Хвостовичский р-н, 450 км на северо-запад, транзитно-аккумулятивный ландшафт (уч. Е-1)</i>								
Paxillus involutus	—	—	—	—	—	43	—	—
Suillus luteus	—	—	—	—	—	6	—	—

Таблица 47 (окончание)

Виды	Годы							
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
<i>Тульская обл., Плавский р-н, 550 км на северо-запад, транзитно-аккумулятивный ландшафт (уч. Пл-1)</i>								
<i>Lactarius necator</i>	-	167	-	-	-	-	-	-
<i>Raxillus involutus</i>	-	18916	-	-	30	2	-	-
<i>Agaricus sp.</i>	-	11534	-	-	-	-	-	-
* Расстояние и направление от источника выброса.								
** Прочерк означает отсутствие данных.								

Таблица 48. Изменение радионуклидного состава грибов лесов 30-километровой зоны ЧАЭС на примере *Raxillus involutus*, % (плотность загрязнения участка по ^{137}Cs равна 185–259 кБк/м²)

Годы	^{141}Ce	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{103}Ru	^{106}Ru	^{95}Zr	^{95}Nb
1987	2,3	11,09	17,6	36,9	2,3	2	8,2	18,8
1988	-	4,3	17,5	78,2	-	-	-	-
1989	-	-	14,6	85,4	-	-	-	-
1990	-	-	11,1	88,9	-	-	-	-
1991	-	-	7,6	92,4	-	-	-	-
1992	-	-	6	94	-	-	-	-
1993	-	-	4	96	-	-	-	-
1994	-	-	3,3	96,7	-	-	-	-

Примечание. Прочерк означает содержание радионуклида ниже детектируемого уровня.

гифами грибов, наблюдается относительный максимум накопления ^{137}Cs в последних. В последующие годы динамика характеризуется трендом снижения КП ^{137}Cs в грибы. Однако по отдельным годам на фоне отмеченных общих закономерностей возможны отклонения как в ту, так и в другую стороны. В экстремально сухие годы (1992 г.) накопление ^{137}Cs грибами очень небольшое, тогда как во влажные оно значительно возрастает. Очевидно, что данные колебания в целом связаны с количеством осадков. Теснота связи между данными показателями с $P_{0,95}$ оценивается $r = 0,82$. Вместе с тем, в ряде случаев период нарастания величин КП в многолетнем ряду растягивается на более длительный срок – до 5–6 лет. Это отмечается как для отдельных видов грибов (например *Lactarius necator*), что может быть связано с глубиной распространения их мицелия, так и в экотопах с мощными полнопрофильными или слабоотторфованными подстилками, которые свойственны лесам Брянской обл. РФ и ценозам на аккумулятивных ландшафтах Украинского Полесья.

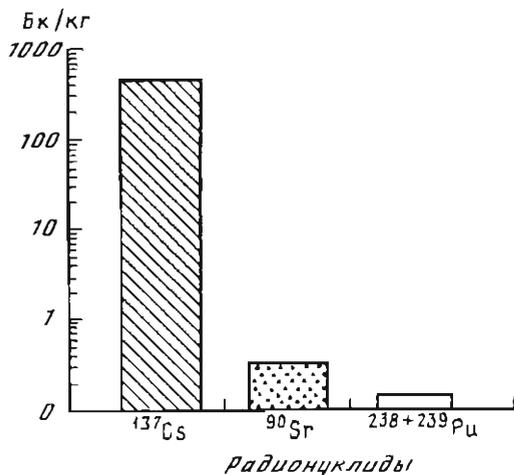


Рис. 40. Содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238}+^{239}\text{Pu}$ в грибах 30-километровой зоны ЧАЭС (по данным на 1993 г.)

Если рассматривать вариации КП по территории загрязнения в пределах Восточно-Европейской равнины в целом, то можно заметить, что в первые годы большое влияние на накопление ^{137}Cs оказывал фактор удаленности от источника выброса, т.е. физико-химическая природа самих радиоактивных выпадений. В этот период наибольших значений КП достигают на участках, достаточно удаленных от ЧАЭС (Тульская, Брянская обл. РФ), там, где выпадения были представлены в основном газоаэрозольной компонентой [92, 167]. В последующем более значимую роль начинают играть почвенно-экологические условия. Степень их влияния нарастает по мере усиления способности подподстилочных слоев почв к необменному закреплению ^{137}Cs , т.е. в ряду почв: торфянисто-подзолисто-глебовые < дерново-подзолистые песчаные < дерново-подзолистые легкосуглинистые < светло-серые лесные легкосуглинистые < черноземы оподзоленные. Вследствие этого максимальное падение КП ^{137}Cs в грибы (почти на 4 математических порядка) отмечается на участках с черноземными почвами. Такого падения рассматриваемой величины не наблюдается ни на одной из территорий, где сформированы другие типы почв. Минимальное снижение КП зафиксировано на участках ближней зоны выпадений, где динамика КП до настоящего времени определяется не процессами закрепления радионуклидов в почве, а процессами их высвобождения из частиц топливной компоненты.

Роль грибного комплекса в поглощении таких биологически значимых радионуклидов, как стронций и плутоний, невелика [328]. Грибы накапливают на 3 математических порядка меньше ^{90}Sr , чем ^{137}Cs и минимально поглощают изотопы плутония (рис. 40). Таким образом, грибы являются абсолютными концентраторами ^{137}Cs в биогеоценозе. Если учесть, что запасы биомассы мицелия составляют около 200 г/м^2 [335], то становится очевидно, что грибы играют весьма значительную роль в биогеохимической миграции этого радионуклида.

3.4. НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ДРУГИМИ ВИДАМИ ЛЕСОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ

Оценка поступления радионуклидов в различные виды продукции лесного хозяйства позволяет не только определить границы ее возможного использования, но и рассчитать дозовые нагрузки на человека.

В интегрированном выражении по степени загрязнения стволовой древесины ^{137}Cs породы располагаются в следующий ряд: береза > осина > дуб > сосна (рис. 41). Таким образом, наиболее ценная лесохозяйственная порода – сосна, загрязнена в меньшей степени. Следовательно, ареал возможного использования ее древесины на загрязненной территории шире, чем у других пород. Вместе с тем ареал использования березы, как топливной древесины, должен быть существенно ограничен, поскольку образующийся при ее сжигании древесный уголь имеет концентрацию ^{137}Cs на порядок большую, чем в исходном сырье. На степень загрязнения стволовой древесины всех исследуемых пород существенное влияние оказывают условия местобитания. Загрязнение древесины пород, произрастающих на гидроморфных почвах аккумулятивных ландшафтов, в 3–38 раз выше, чем на почвах элювиальных ландшафтов. При этом наибольшее влияние лесорастительные условия оказывают на загрязнение структурных частей березы, а в целом древесные породы по степени влияния лесорастительных условий на их загрязнение располагаются в следующий ряд: береза > сосна > дуб.

Продукты переработки древесины: горбыль, представляющий собой наиболее молодую и активную часть древесины (заболонь), и брус, состоящий из мертвых клеток (ядровая древесина), различаются по степени загрязнения: брус в 1,5–6 раз чище горбыля (рис. 42). Степень этих различий зависит от породы и удаленности участка от источника выброса. Наибольшие различия между брусом и горбылем отмечаются у дуба, затем у сосны и минимальны они у березы и осины. В целом же практически на всей исследуемой территории, включая 30-километровую зону ЧАЭС, удельная активность бруса не превышает установленных нормативов на содержание радионуклидов, за исключением бруса дуба и березы из ближней 5-километровой зоны, загрязнение которых превышает эти нормативы примерно на порядок [53, 196, 204–206]. Помимо бруса древесина может быть

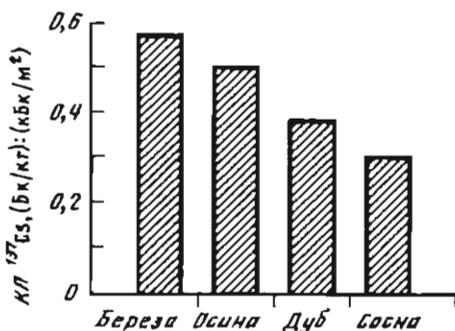


Рис. 41. Среднеголетние КП ^{137}Cs в окоренную древесину различных древесных пород

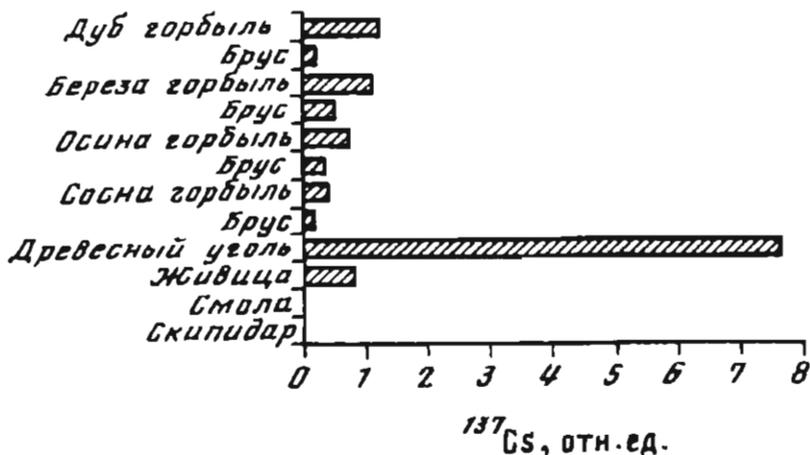


Рис. 42. Изменение концентрации ^{137}Cs в продуктах переработки древесины

использована на другие пиломатериалы (обрезная доска, тарная дощечка и т.д.), для которых КП ^{137}Cs значительно ниже, чем в стволовую древесину и близки к таковым для бруса. Содержание радионуклидов в других видах лесной продукции – живице, смоле и особенно скипидаре, также существенно ниже, чем в исходном сырье. По степени загрязнения данную продукцию можно расположить в следующий ряд: древесный уголь > горбыль > древесина > брус > живица > смола > скипидар. В данном ряду резко выделяется древесный уголь, у которого КП ^{137}Cs на порядок выше, чем у древесины. В противоположность этому загрязнение скипидара и смолы на участках с плотностью до 220 кБк/м² по ^{137}Cs мало отличаются от фонового, что свидетельствует о достаточно широком диапазоне плотностей загрязнения, при которых можно использовать указанную продукцию. Как правило, эти виды продукции при их заготовке и производстве на загрязненной территории, где разрешено ведение лесного хозяйства, могут быть использованы без ограничения.

По подсчетам ресурсоведов, продукты леса недревесного происхождения в несколько раз превышают древесину [244]. Основная часть этих продуктов имеет более высокие уровни радиоактивного загрязнения, чем древесина. Так, сено, заготавливаемое на переувлажненных лесных лугах, характеризуется КП ^{137}Cs выше $n \cdot 10^{-1}$ м²/кг. Это означает, что при плотности радиоактивного загрязнения по ^{137}Cs от 37 до 110 кБк/м² после радиационного контроля сено может быть использовано для кормления молочного скота только в сочетании с чистыми добавками, а при более высоких уровнях загрязнения оно вообще непригодно для употребления. Для откорма мясного скота сено с таких угодий не может быть использовано при плотностях радиоактивного

Таблица 49. Статистические показатели содержания и распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в компонентах хвойной лапки в лесах ближней зоны ЧАЭС Украины (по данным на 1992 г., средние величины при $n = 42$)

Исследуемые параметры	M	$\pm m$	max	min	G	$V, \%$
<i>Прирост текущего года (хвоя + ветви)</i>						
Масса, г*	344,9	20,7	605,9	114	134,3	38,9
%**	35,9	0,62	44,9	27,3	4	11
Влажность, вес. %	63,4	0,31	68,9	58,8	2	3,2
^{137}Cs , нКи/кг	1746,7	156,3	3900	290	1012,9	58
%	66,3	0,76	84,8	53,7	4,9	7,4
^{90}Sr , нКи/кг	328,1	78,6	2100	18	491,2	149,7
%	28,4	2,5	79,6	4	16,5	57,9
<i>Хвоя прошлых лет</i>						
Масса, г	373,8	19	589,5	143,4	123,4	33
%	39,6	0,52	44,4	32,6	3,4	8,6
Влажность, вес. %	56,1	3,9	62,1	46,2	2,5	4,4
^{137}Cs , нКи/кг	478,7	47,9	1300	71	310,6	64,9
%	19,9	0,62	29,9	9,1	4	19,9
^{90}Sr , нКи/кг	409,3	91,9	2391	28	595,4	145,5
%	31,7	2,1	62,2	5,1	13,7	43,1
<i>Ветви прошлых лет</i>						
Масса, г	230,5	12,5	434,1	84,6	81	35,2
%	24,5	0,54	38,5	20,8	3,5	14,5
Влажность, вес. %	59,1	0,42	67,7	54	2,7	4,5
^{137}Cs , нКи/кг	527	47,5	1200	85	307,8	58,4
%	13,8	0,49	25,4	6,1	3,2	23,1
^{90}Sr , нКи/кг	425,1	85,8	2500	16	556,1	130,8
%	39,9	2,4	90,2	0,8	15,5	38,9
<i>Хвойная лапка в целом</i>						
Масса, г	949,2	50,2	1582,8	352,2	325,4	34
%	100					
Влажность, вес. %	59,7	0,32	64,9	54,6	2,1	3,5
^{137}Cs , нКи/кг	942,2	84,4	2168,3	157	547	58
%	100					
^{90}Sr , нКи/кг	106,2	30,6	985,5	4,8	198,4	186,8
%	100					
* В пересчете на вещество, высушенное при $t = 105^\circ\text{C}$.						
** % от суммы в хвойной лапке.						
Усл. обозн. см. табл. 26.						

загрязнения свыше 37 кБк/м² [53, 196, 204–206]. Относительно низкое содержание радионуклидов (в частности ¹³⁷Cs) имеет хвойно-витаминная мука (табл. 49). Поскольку она используется на корм скоту в виде добавок, заготовку хвойной лапки при плотности загрязнения до 370 кБк/м² можно не ограничивать. Среди различных видов лекарственного сырья (травянистые, кустарничковые, древесные растения, грибы и ягоды) при прочих равных условиях в наибольшей степени загрязнена кора деревьев, затем (по мере убывания) листья древесной и кустарничковой растительности, ягоды и травянистые растения. Относительно малым загрязнением характеризуются отдельные виды грибов, используемые в медицине, такие как *Amanita muscaria* и *Lycoperdon bovista* [263]. В целом же по накоплению радионуклидов грибы значительно превосходят другие компоненты лесных ценозов.

Загрязнение лекарственного сырья, независимо от места сбора, на 80–100% определяется изотопами Cs. Исключение составляет кора деревьев, в радионуклидном составе загрязнения которой в течение нескольких лет присутствуют ¹⁴⁴Ce и ¹⁰⁶Ru. КП ¹³⁷Cs в лекарственные растения (в пересчете на сухую массу) различаются более, чем в 30 раз, в зависимости от их вида (табл. 50). Виды, произрастающие в гидроморфных условиях, накапливают радионуклиды Cs в десятки раз больше, чем те же виды в автоморфных ландшафтах. В связи с этим растения-гигрофиты характеризуются максимальным загрязнением.

В значительной степени влияние экотопа сказывается на загрязнении ягод. В условиях повышенного увлажнения накопление цезия ягодами возрастает приблизительно в 3 раза и по степени загрязнения превосходит листья. Последнее отмечается также и в автоморфных ландшафтах. У ягод (*Rubus idaeus*, *Rubus saxatilis*, *Vaccinium myrtillus*, *Fragaria vesca*) прослеживается положительная корреляция между накоплением радионуклидов и долевым соотношением в плоде околоплодника и непосредственно семени (плодика) [261]. Там, где выше доля семени, отмечается повышенная концентрация радионуклидов в плоде в целом. Расчет КП показывает, что по действующим нормативам использование ягод возможно при плотности загрязнения до 140 кБк/м². Удельная активность желудей примерно соответствует загрязненности травянистой растительности данной территории. Учитывая, что этот вид лесной продукции используется на корм сельскохозяйственным животным только в качестве добавок, заготовку желудей можно вести при плотности загрязнения до 370 кБк/м² [53, 196, 204–206]. Среди других видов продукции побочного пользования лесов наименьшим загрязнением в целом характеризуются лесные яблоки.

Степень загрязнения березового сока, как одного из продуктов побочного пользования лесом (табл. 51), зависит от тех же факторов, что и накопление радионуклидов в растениях. При диапазоне варьирования плотностей загрязнения участков от 184 до 32 560 кБк/м² по ¹³⁷Cs и, соответственно, от 74 до 19 240 кБк/м² по ⁹⁰Sr удельная активность березового сока варьирует от 19 до 326 Бк/л по ¹³⁷Cs и от 36 до 700 Бк/л по ⁹⁰Sr (см. табл. 49). В радионуклидном составе

Таблица 50. Коэффициенты перехода $^{137}\text{Cs}^*$ в некоторые виды продукции побочного пользования леса на территории 30-километровой зоны ЧАЭС (средние за 1987–1990 гг.), $n \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ массы, высушенной при $t = 105 \text{ }^\circ\text{C}$

Виды продукции	Элювиальный ландшафт	Аккумулятивный ландшафт
<i>Лекарственные растения и ягоды</i>		
Горичник горный	2,7	–
Злаки (смесь)	4,9	83
Подорожник ланцетолистный	1,7	–
Ландыш майский	4,9	–
Майник двулистный	12,7	194,8
Буквица лекарственная	13	–
Зверобой продырявленный	0,5	–
Купена лекарственная	3,9	–
Орляк обыкновенный	4,8	–
Марьянник дубравный	4,8	94,3
Костяника (лист)	6,4	33,9
(ягоды)	15,9	49,7
Земляника (лист)	6,6	–
(ягоды)	10,2	–
Черника (лист)	–	50
(ягоды)	–	56,6
Малина (лист)	–	51
(ягоды)	–	66,3
<i>Прочие</i>		
Желуди	1	–
Яблоки лесные	0,6	–
<i>Примечание.</i> Прочерк означает отсутствие данных.		

березового сока не отмечается присутствия таких радионуклидов, как ^{144}Ce и ^{106}Ru . Его загрязнение практически полностью определяется ^{137}Cs и ^{90}Sr , причем содержание ^{90}Sr более, чем в 2 раза превышает концентрацию ^{137}Cs , хотя плотность загрязнения почв ^{90}Sr ниже, чем ^{137}Cs . Отсюда можно заключить, что корневое поступление ^{90}Sr примерно в 2 раза выше, чем ^{137}Cs . В связи с этим при радиационном контроле побочной продукции пользования леса, в частности березового сока, особое внимание следует обращать на накопление ^{90}Sr . Соотношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в березовом соке, в основном, стабильно и в большинстве случаев равно 2, за исключением участков антропогенных ландшафтов с окультуренными почвами. Здесь отмечается более высокое содержание ^{90}Sr в березовом соке, что свидетельствует о его

Таблица 51. Содержание радионуклидов и КП ^{137}Cs и ^{90}Sr в березовый сок в лесах 30-километровой зоны ЧАЭС (по данным на 1989 г.)

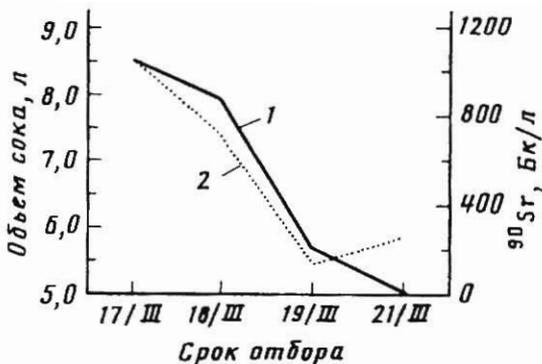
Участок	Плотность загрязнения, кБк/м ²	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$	^{137}Cs	^{90}Sr
		Содержание, Бк/л				КП, $\cdot 10^{-4}$ м ² /л	
<i>Дитяткинское лесничество</i>							
Широколиственно-сосновый лес, 28 км на юг от ЧАЭС	159 / 56*	3,3	18,5	35,9	1/2	1,2	6,4
Черноольшатник, 26 км на юг от ЧАЭС	148 / 78	14,4	74,0	77,7	1/1	5	10
<i>Лелевское лесничество</i>							
Сосняк (опушка), 7 км на юг от ЧАЭС	2405 / 1036	27,8	133,2	247,9	1/2	0,6	2,4
То же	1739 / 740	7,4	40,7	162,8	1/4	0,2	2,2
<i>Чистогдовское лесничество</i>							
Одинокое дерево в населенном пункте, 7 км на юго-запад от ЧАЭС	2035 / 888	5,6	18,5	70,3	1/4	0,1	0,78
<i>Новошепеличское лесничество</i>							
Широколиственно-сосновый лес, 6 км на запад от ЧАЭС	32 560 / 19129	66,6	325,6	703	1/2	0,1	0,36
Широколиственно-сосновый лес (опушка), 10 км на северо-запад от ЧАЭС	148 / 81	8,1	36,6	66,7	1/2	2,5	8,2
* Средняя плотность загрязнения на площади корневого питания модельных деревьев: в числителе – по ^{137}Cs ; в знаменателе – по ^{90}Sr .							

повышенной миграционной способности и большей доступности в этих почвах.

КП ^{137}Cs в березовый сок колеблется в широком диапазоне от $0,1 \cdot 10^{-4}$ в ближней части 30-километровой зоны до $5 \cdot 10^{-4}$ м²/л в дальней, КП ^{90}Sr примерно в 2–6 раз выше, чем ^{137}Cs , и изменяются, соответственно, в интервале $0,36 \cdot 10^{-4}$ – $1 \cdot 10^{-3}$. Это означает, что

Рис. 43. Динамика концентрации КП ^{90}Sr в березовый сок (по данным на 1989 г.)

1 – объем сока;
2 – содержание ^{90}Sr



доступность ^{90}Sr по территории зоны варьирует в несколько меньшей степени, чем ^{137}Cs . Следует также заметить, что в условиях гидроморфных ландшафтов КП ^{137}Cs в березовый сок возрастают приблизительно в 4 раза, а ^{90}Sr – в 1,5 раза по сравнению с автоморфными участками. Т.е. миграционная способность и, соответственно, доступность ^{90}Sr в меньшей степени зависит от почвенно-экологических условий, чем ^{137}Cs . В течение периода соковыделения максимальное содержание ^{90}Sr в соке отмечается в начале периода, а минимальное – в момент наибольшего соковыделения, затем к концу данного периода концентрация ^{90}Sr вновь несколько возрастает (рис. 43). Таким образом, прослеживается отрицательная коррелятивная связь между интенсивностью соковыделения и концентрацией в соке радионуклидов. В настоящее время концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в березовом соке практически на всей территории загрязнения значительно ниже, чем предельно допустимые уровни для питьевой воды [135].

Из сравнения чернобыльских экспериментальных данных с данными по ^{137}Cs , поступившему в составе глобальных выпадений, можно заключить, что величины КП ^{137}Cs в лесную растительность из чернобыльских выпадений примерно в 3 раза выше, чем из глобальных. По времени пребывания в почве "чернобыльский" и "глобальный" ^{137}Cs различаются на 22 года. Рассчитанный на этой основе эффективный период полуочищения лесной растительности от ^{137}Cs (даже если исходить из наиболее консервативных оценок) показывает, что уровень загрязнения лесохозяйственной продукции через 15 лет должен снизиться не менее, чем в 2 раза.

4. ОСНОВНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ПОЧВАХ

Поведение радионуклидов в почве в значительной степени определяет поступление их в растения и миграцию по экологическим и пищевым цепям. Это очень сложный и неоднозначный процесс. В общих чертах его можно представить в виде непрерывно повторяющихся "элементарных" процессов: сорбция–десорбция, диффузия, конвективный перенос, биогенный и эрозионный переносы и др. Интенсивность течения этих процессов определяется совокупностью факторов, таких как химические свойства и физико-химическое состояние радионуклидов, свойства почв и ряд других.

Накопленный большой экспериментальный материал показывает сложность данной проблемы, многовариантность и неоднозначность влияния отдельных факторов и их совокупности на поведение радионуклидов в почвах [113, 133, 154, 155, 231, 273, 345 и др.]. Можно говорить лишь о некоторых общих закономерностях поведения радионуклидов в лесных экосистемах. В обобщенном виде они сводятся к следующему. Формирование радиоактивного загрязнения происходит в два этапа. "Первичное" послеаварийное распределение радионуклидов определяется в основном метеоусловиями, рельефом, характером растительного покрова региона; "вторичное" – комплексом более частных факторов, характерных для определенной природно-климатической зоны [152]. Независимо от типа почв и ландшафта основная масса дозообразующих радионуклидов длительное время удерживается в верхнем почвенном слое. Однако характер их распределения и биологическая доступность в профиле различных почв неодинаковы [97, 183, 260, 277–280] и зависят от реакции среды, наличия геохимических барьеров, содержания пылеватых и глинистых фракций в гранулометрическом составе почв, а также тесно коррелируют с органической составляющей и минералогическим составом [30, 88, 181, 202, 324]. Ситуация, сложившаяся после Чернобыльской аварии (глобальный уровень загрязнения и неоднородность физико-химических характеристик выпадений), обозначила слабые звенья в цепи дочернобыльских работ и поставила ряд новых задач.

4.1. РАДИОНУКЛИДНЫЙ СОСТАВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ

В радиоактивном загрязнении территории Восточно-Европейской равнины представлен практически весь спектр радионуклидного состава и физико-химических форм выпадений чернобыльского выброса: от

Таблица 52. Динамика радионуклидного состава загрязнения почв лесных БГЦ, %

Участок	1988 г.							1992 г.					
	¹⁴⁴ Ce	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁰⁶ Ru	⁹⁰ Sr	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	¹⁴⁴ Ce	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁰⁶ Ru	⁹⁰ Sr	⁹⁵ Zr
<i>Тульская обл. (Россия)</i>													
Пл-1	–	18,4	75,2	6,4	–	–	–	–	6,4	93,6	–	–	–
Пл-2	–	17,9	76,7	5,4	–	–	–	–	6,4	93,6	–	–	–
<i>Брянская обл. (Россия)</i>													
Кл-1	0,04	18,3	74,9	5,8	–	–	–	–	6,4	93,6	–	–	–
Кл-2	0,05	18,4	75,3	6,2	–	–	–	–	6,5	93,5	–	–	–
Зл-1	1,5	18,1	74,2	6,2	–	–	–	–	6,5	93,5	–	–	–
<i>30-километровая зона ЧАЭС (Украина)</i>													
Д-1	47,5	5,3	15,6	19,4	7,5	2,6	2,1	0,6	2,7	65,4	0,7	30,6	–
К-2	48,9	4,7	14,6	20,4	7,9	1,1	2,4	0,6	2,5	66,3	0,9	29,7	–
Ш-1	52,8	4,6	13,4	17,7	7,6	1,3	2,6	0,7	2,4	59,8	1,1	36,0	–

Примечание. Прочерк означает содержание радионуклидов ниже детектируемого уровня.

диспергированных частиц облученного реакторного топлива до конденсационных форм газоаэрозолей.

Почвы областей РФ характеризуются однотипным составом загрязнения. Основными дозообразующими радионуклидами являются изотопы цезия (^{134}Cs и ^{137}Cs), на долю которых приходится (по данным на 1988 г.) около 95% суммарной активности (табл. 52), ^{90}Sr в суммарном загрязнении составляет не более 1–2%, что в абсолютных единицах исчисляется величинами порядка 7,4–29,6 кБк/м². В небольших количествах фиксируется ^{106}Ru , а в почвах Брянской обл. и ^{144}Ce . Доля последних в радионуклидном составе выпадений по мере приближения к источнику выброса заметно возрастает [280]. В последующем в почвах лесов РФ происходит закономерное изменение радионуклидного состава: примерно в три раза уменьшается доля ^{134}Cs и возрастает процент ^{137}Cs , а по истечении 5 лет не идентифицируются ^{144}Ce и ^{106}Ru .

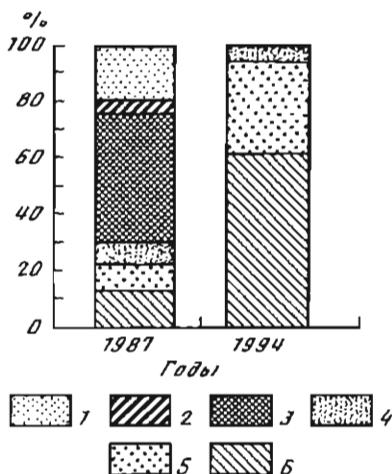
В почвах 30-километровой зоны ЧАЭС (Украина) по данным на сентябрь 1987 г. суммарная гамма-активность в основном определялась ^{144}Ce (47–52%), затем ^{106}Ru (17–20%), ^{137}Cs (15%), ^{90}Sr (8%) и ^{134}Cs (5%) при незначительном вкладе ^{95}Nb и ^{95}Zr (см. табл. 52). При этом, несмотря на различную удаленность участков от ЧАЭС и их разное расположение относительно источника выброса, а, соответственно, и физико-химическую природу выпадений, радионуклидный состав почв отличался незначительно. Отмечалось лишь некоторое увеличение доли ^{144}Ce на участках ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС. Т.е., независимо от удаленности рассматриваемых территорий от ЧАЭС и различий в плотности их загрязнения, радионуклидный состав выпавшей радиоактивной смеси в пределах 30-километровой зоны был примерно одинаков. В настоящее время радионуклидный состав загрязнения почв этой территории (без учета изотопов плутония) определяется в основном ^{137}Cs , ^{134}Cs и ^{90}Sr (рис. 44). При этом соотношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в среднем по зоне составляет 0,6 с тенденцией уменьшения данной величины по мере удаления от источника выброса. В данный период в радионуклидном составе загрязнения наблюдается закономерное нарастание количества ^{241}Am , хотя в целом его доля не превышает 0,5% от суммы гамма-излучающих радионуклидов и ^{90}Sr [131]. Поэтому наблюдаемое возрастание миграционных потоков ^{241}Am в системе "почва–растения–животные–человек" на современном этапе не носит угрожающего характера. Доля же таких радиоизотопов как ^{144}Ce и ^{106}Ru , которые доминировали в радионуклидном составе загрязнения почв на начальных этапах, в настоящий период снизилась примерно до 0,5%, причем эти радионуклиды регистрируются лишь в верхних слоях почвенного профиля. Глубже 2 см радионуклидный состав загрязнения практически на 100% представлен изотопами Cs и ^{90}Sr .

Заключая анализ радионуклидного состава загрязнения почв лесов центральных районов Восточно-Европейской равнины, можно констатировать: несмотря на то, что при аварии в атмосферу поступил весь спектр нуклидов реакторного топлива, продуктов его деления и активации, загрязнение на большей части территории уже через несколько

Рис. 44. Динамика радионуклидного состава загрязнения лесных почв 30-километровой зоны ЧАЭС

1 – ^{106}Ru ; 2 – $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$; 3 – ^{144}Ce ;
4 – ^{134}Cs ; 5 – ^{90}Sr ; 6 – ^{137}Cs

месяцев после выброса было обусловлено только изотопами цезия и ^{90}Sr , исключая участки ближней части зоны, прилегающие к ЧАЭС. В составе загрязнения этих территорий в течение нескольких лет присутствовали другие радионуклиды чернобыльского выброса (^{144}Ce , ^{106}Ru и др.).



4.2. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ НЕОДНОРОДНОСТЬ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ

Особенности чернобыльского выброса радиоактивных веществ обусловили изначально высокую пространственную неоднородность распределения радионуклидов не только на больших территориях, но и в пределах локальных участков. Основной закономерностью структурной организации полей загрязнения на макроуровне, по мнению ряда исследователей, является выраженная дифференциация зон на область "подфакельного" пространства (радиусом около 60 км), непосредственно прилегающую к реактору, и область "разгрузки", прослеживающуюся на расстоянии 250 и более км. Между этими областями отмечаются серьезные различия по характеру распределения и формам нахождения радионуклидов в составе выпадений [96, 203]. В пределах небольших площадей в области "подфакельного" пространства распределение радионуклидов хорошо аппроксимируется лог-нормальным законом, по мере удаления от источника выброса распределение частот встречаемости величин содержания радионуклидов смещается вправо по отношению к нормальному, но не является лог-нормальным [7, 92, 289]. Т.е. с увеличением расстояния от поврежденного реактора распределение радионуклидов чернобыльских выпадений приближается к таковому глобальных выпадений, распределение которых подчиняется нормальному закону [216].

Неравномерность распределения радиоактивных выпадений по территории РФ, занятой лесами, примерно одинакова и колеблется по средним данным в диапазоне от 22 до 30% (табл. 53). Также можно говорить о тенденции увеличения размаха варьирования рассмат-

Таблица 53. Пространственная неоднородность радиоактивного загрязнения лесных почв ^{137}Cs (по данным на 1992 г.), Ки/км²

Участок	<i>n</i>	<i>M</i>	<i>G</i>	$\pm t$	<i>V</i> , %	max	min
<i>Тульская обл. (Россия)</i>							
Пл-2	16	9,1	2,12	0,53	23,3	13,7	6,1
<i>Калужская обл. (Россия)</i>							
Х-2	24	9,6	0,6	2,17	22,6	13,3	6,8
<i>Брянская обл. (Россия)</i>							
НЗ-1	26	39,0	11,3	2,75	28,2	63,0	15,4
<i>30-километровая зона ЧАЭС (Украина)</i>							
Ш-5	289	103,4	32,4	1,91	32,4	270,0	11,2

Примечание. Усл. обозн. см. в табл. 26.

риваемого показателя по мере приближения к источнику выброса. На территории 30-километровой зоны ЧАЭС, несмотря на относительную близость значений коэффициентов варьирования содержания радионуклидов, различия в показателях величин max и min (размах варьирования) возрастают почти на порядок.

Неоднородность распределения радионуклидов (^{137}Cs) в почвах определяется также и типом БГЦ. Максимальным коэффициентом варьирования данного показателя характеризуются, как правило, почвы молодых сосновых лесов и минимальным – почвы зрелых полновозрастных лиственно-сосновых (хвойных) и сосновых ценозов. Это связано: 1) с различиями в степени влияния древесного яруса зрелых (полновозрастных) и формирующихся "молодых" ценозов на процессы первоначального распределения выпадений; 2) с неоднородностью выраженности форм микрорельефа на рассматриваемых площадях, обуславливающую различную интенсивность вторичного перераспределения радионуклидов [67].

Величина коэффициента варьирования содержания отдельных радионуклидов по территории изменяется в зависимости от их химической природы, глубины залегания слоя почвы, формы радиоактивных выпадений и ряда других факторов. Среди гамма-излучающих радионуклидов относительно меньшей величиной характеризуется коэффициент варьирования количества ^{137}Cs по сравнению с таковыми ^{144}Ce и ^{106}Ru , что определяется особенностями самих выпадений (табл. 54). Известно, что ^{144}Ce и ^{106}Ru выпадали, в основном, в составе топливной компоненты, а ^{137}Cs – в составе конденсационной [72, 91, 140, 142]. Последнее, очевидно, обусловило определенное сглаживание пространственной неоднородности загрязнения этим радионуклидом.

В почвенном профиле с глубиной происходит изменение простран-

Таблица 54. Статистические показатели содержания радионуклидов в почвах автоморфных ландшафтов ближней зоны ЧАЭС (по данным на 1991 г.), Ки/км²

Слой	M	±m	G	V, %	max	min
¹³⁷ Cs						
0	103,4	1,91	32,43	31,0	270,0	11,0
0-5	18,23	0,82	13,9	76,2	130,0	1,7
5-10	1,68	0,11	1,84	109,3	19,0	0,13
0-10	19,68	0,83	14,09	72,0	132,7	1,98
0 + (0-10)	122,9	1,84	31,31	25,0	282,5	23,1
¹³⁴ Cs						
0	10,28	0,20	34,03	33,0	28,0	1,0
0-5	1,83	0,08	1,41	76,9	13,0	0,15
5-10	0,17	0,01	0,19	114,9	2,1	0,0
0-10	1,97	0,08	1,40	71,0	13,2	0,17
0 + (0-10)	12,52	0,19	3,29	27,0	29,2	23,0
¹⁴⁴ Ce						
0	17,53	0,27	4,66	27,0	30,0	1,9
0-5	1,38	0,12	2,11	152,1	22,0	0,0
5-10	0,02	0,01	0,06	428,4	13,0	0,0
0-10	1,12	0,12	2,06	184,0	22,0	0,0
0 + (0-10)	18,94	0,25	4,19	22,0	32,2	3,2
¹⁰⁶ Ru						
0	12,25	0,34	5,81	47,0	77,0	0,0
0-5	0,84	0,10	1,72	206,7	13,0	0,0
5-10	0,004	0,002	0,04	867,7	0,5	0,0
0-10	0,84	0,10	1,72	205,0	13,0	0,0
0 + (0-10)	13,09	0,33	5,63	43,0	77,0	0,0
Σγ						
0	143,4	2,51	42,2	29,0	326,0	15,6
0-5	22,28	1,08	18,32	82,2	178,9	1,85
5-10	1,87	0,12	2,03	108,7	21,0	0,13
0-10	23,89	1,09	18,54	78,0	181,8	2,15
0 + (0-10)	167,3	2,35	39,95	24,0	341,0	30,3

Примечание. Усл. обозн. см. в табл. 26.

венной неоднородности содержания радионуклидов. Степень этих изменений в почвах автоморфных и гидроморфных ландшафтов неодинакова. В почвах автоморфных ландшафтов как для суммарной плотности загрязнения, так и для всех рассматриваемых нуклидов установлено резкое возрастание неоднородности их содержания с

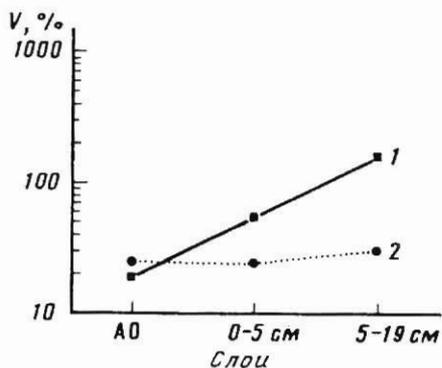


Рис. 45. Коэффициенты варьирования содержания ^{137}Cs в профиле автоморфных (1) и гидроморфных (2) лесных почв (по данным на 1994 г.)

и граница внутрипрофильного заглупления радионуклидов приобретает языковатую форму. Все это, очевидно, и определяет повышенную неравномерность загрязнения растительного покрова по сравнению с таковой почв. Суммарная плотность загрязнения почвенного профиля в целом характеризуется минимальным варьированием и, видимо, в наибольшей степени отражает первоначальную неравномерность выпадений [236, 242, 277]. Вместе с тем, сравнивая V плотности радиоактивного загрязнения лесных участков с варьированием содержания в них тяжелых металлов, а также макроэлементов, таких как Са и К, можно констатировать, что данные показатели очень близки [50, 102, 163]. Отличительной особенностью является лишь то, что нарастание V с глубиной у радиоактивных элементов происходит более резко по сравнению с макроэлементами. Со временем при достижении квазиравновесного состояния в распределении радионуклидов данные различия, по-видимому, будут сглаживаться.

В почвах гидроморфных ландшафтов изменение коэффициента варьирования содержания радионуклидов с глубиной меняется незначительно (см. рис. 44), что свидетельствует о фронтальном перераспределении их в глубь профиля. Объясняется это несколькими причинами. Высокая насыщенность влагой гидроморфных почв оказывает прямое влияние на процессы конвективного и диффузионного переноса радионуклидов, ускоряя их [18, 139, 254], а повышенное количество растворимых органических веществ усиливает миграционную подвижность большинства радионуклидов, образуя с ними подвижные органоминеральные соединения [5].

В многолетнем ряду пространственная неоднородность суммарной плотности радиоактивного загрязнения почв снижается (примерно в 2 раза к 5-му году) (табл. 55).

глубиной (см. табл. 52, рис. 45). Причины заключаются в неодинаковой миграционной подвижности различных радионуклидов [236, 242], неоднородности мощности и строения лесной подстилки, а также степени выраженности мохового покрова, определяющих удерживающую способность подстилки. Значительное нарастание величины V с глубиной в почвах автоморфных ландшафтов свидетельствует о том, что в результате миграции первоначальная неоднородность загрязнения не сглаживается, как это можно было бы предположить, а нарастает,

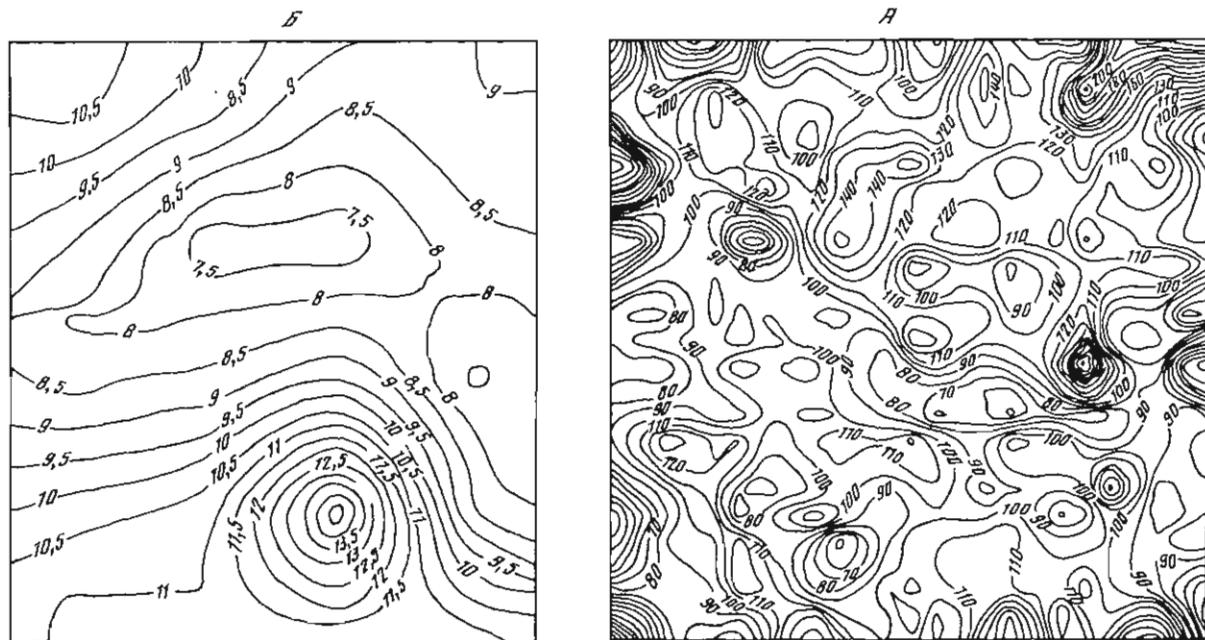


Рис. 46. Карта-схемы плотностей загрязнения ^{137}Cs (Ки/км²) подстилки лесных БГЦ, расположенных на различном удалении от ЧАЭС: А – 5 км от ЧАЭС, М. 1:500; Б – 500 км от ЧАЭС, М. 1:300

Таблица 55. Динамика коэффициентов варьирования суммарной плотности радиоактивного загрязнения почв экспериментальных участков, %

Год	Участки			
	Д-1	Д-3	К-2	Ш-1
1986	36	39	–	–
1987	41	38	31	43
1991	–	–	–	24
1994	17	17	–	–

Примечание. Прочерк означает отсутствие данных.

Очевидно, деструкция выпавших частиц и переход значительной части радионуклидов в растворимое состояние способствуют их более равномерному перераспределению в почвенном блоке.

Более адекватно картину пространственной неоднородности содержания радионуклидов в почвах отражает картографический метод (карта-схемы). Он позволяет не только выявить более тонкие особенности распределения, но также и динамику процессов вторичного перераспределения радионуклидов в разных БГЦ. Карта-схемы (рис. 46) свидетельствуют о значительном отличии пространственного распределения радиоактивных выпадений в лесах РФ и на участках 30-километровой зоны ЧАЭС, хотя, как отмечалось, величины V на сравниваемых территориях относительно близки. Распределение радионуклидов в почвах зоны отселения Украины имеет выраженный концентрически-замкнутый, мелко мозаичный, очаговый характер и не согласуется с геоморфологическим строением поверхности. Такой характер обусловлен физико-химической формой радиоактивных выпадений в этом регионе [94, 96]. Данное положение подтверждается соответствием распределения изотопов цезия с "матричным" нуклидом "горячих" частиц ^{144}Ce (рис. 47). Следовательно, распределение этих радионуклидов определяется первоначальной неравномерностью радиоактивных выпадений и их перераспределения между элементами микро- и мезорельефа не происходит.

На удаленных территориях пространственное распределение ^{137}Cs иное (см. рис. 46, 48). Изолинии плотности загрязнения имеют закономерно изменяющийся характер, повторяющий геоморфологическое строение поверхности. На карта-схемах отмечается лишь небольшое количество локальных участков с повышенной плотностью загрязнения, напоминающих элементы очаговости на участках 30-километровой зоны. Их количество снижается в ряду от автоморфных к гидроморфным почвам. Последнее связано с повышенной миграционной подвижностью радионуклидов в условиях гидроморфных ландшафтов и, соответственно, более быстрым сглаживанием неоднородностей первичного распределения плотности загрязнения. Отсутствие выраженной мозаичности на карта-схемах свидетельствует о том, что распределение элементов радиоактивных выпадений на этих территориях



Рис. 47. Карта-схема плотностей загрязнения ^{144}Ce ($\text{Ки}/\text{км}^2$) подстилки лесных БГЦ, расположенных на расстоянии 5 км от ЧАЭС, М. 1 : 600

более подвержено влиянию внутриландшафтного перераспределения.

Карта-схемы наглядно демонстрируют также различия в миграционной подвижности отдельных радионуклидов в почвенном профиле и особенности пространственной неоднородности течения этого процесса. Видно, что в нижних слоях почвенной толщи (5–10 см) сохраняется микроочаговость в распределении радионуклидов (рис. 49). Это однозначно свидетельствует о локальном характере их миграции по вертикально-сопряженным микрозонам [118], в том числе в составе частиц, перемещающихся без разрушения в результате биогенной миграции и лессиважа [40, 55]. Это подтверждается также результатами авторадииографии данных частиц в профиле почв. Установлено, что хотя с глубиной их количество уменьшается, но вклад в суммарное загрязнение соответствующего слоя не изменяется [72].

Таким образом, особенностью пространственного распределения радиоактивных выпадений является выраженная микроочаговость, которая усиливается по мере приближения к источнику выброса. В процессе вертикальной миграции радионуклидов пространственная неоднородность их содержания меняется. В почвах автоморфных ландшафтов она резко возрастает, а в почвах гидроморфных ландшафтов с глубиной меняется мало. В этих условиях миграция в основном идет по типу "фронтального" перемещения.

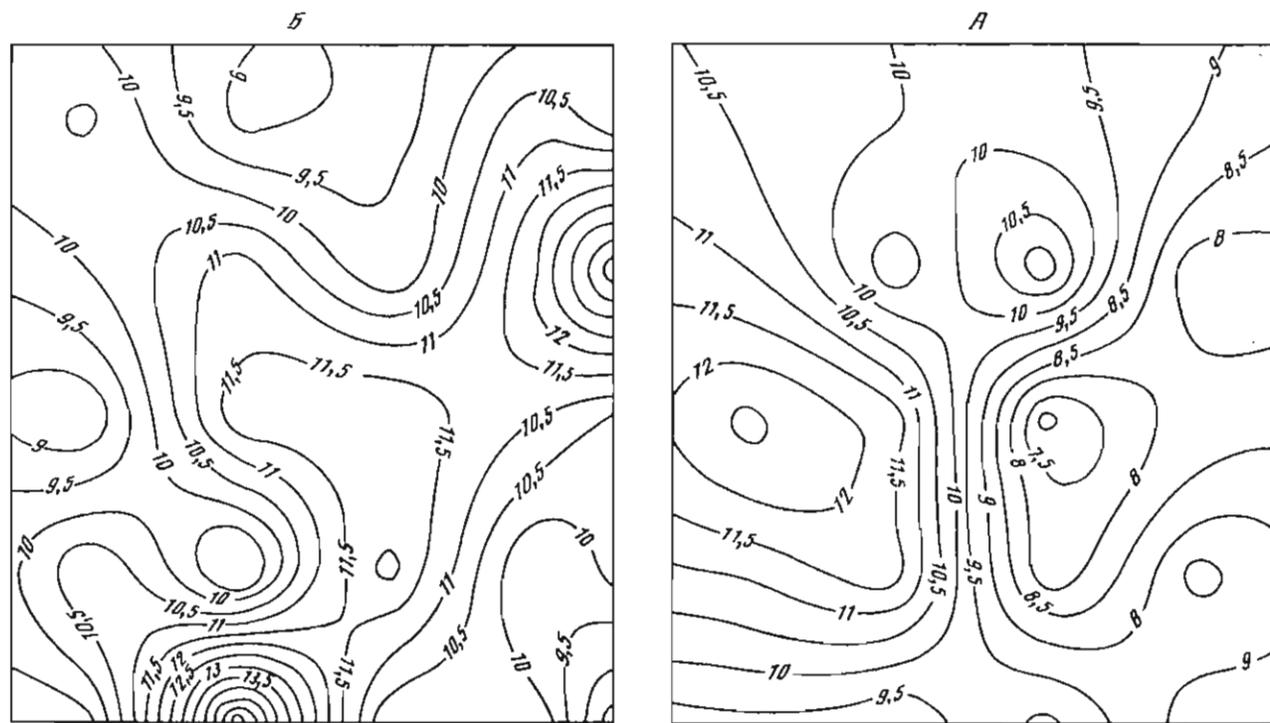


Рис. 48. Карта-схемы плотностей загрязнения ^{137}Cs (Ки/км²) почв различных ландшафтов (Калужская обл.), М. 1 : 300
 Ландшафты: А – элювиальный (широколиственно-сосновый лсс); Б – аккумулятивный (пойменное осоковое болото)

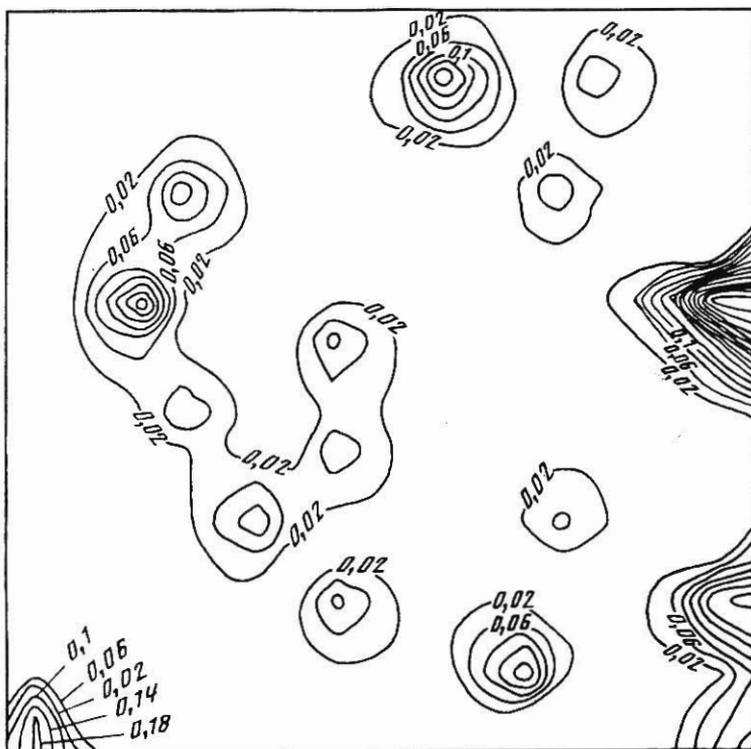


Рис. 49. Карта-схема плотностей загрязнения ^{144}Ce (Ки/км²) слоя 5–10 см лесных почв, расположенных в 5-километровой зоне ЧАЭС

Наиболее интенсивно процессы внутриландшафтного перераспределения радионуклидов идут в гидроморфных ландшафтах и в значительно меньшей степени – на автоморфных участках, где отмечается большая мозаичность в их распределении. Распределение радионуклидов в луговых и лугово-болотных ценозах спустя 5–8 лет после аварии утрачивает признаки первичного распределения и определяется процессами вторичного перераспределения, в то время как в автоморфных ландшафтах они еще сохраняются.

4.3. ДИНАМИКА ПЛОТНОСТИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ

Общепринято, что базовым критерием для оценки радиозологической обстановки и картографирования загрязненных территорий является показатель плотности загрязнения почв [96]. Анализ факторов, определяющих уровень падения величины плотности загрязнения (σ), показывает, что в основном он обусловлен радиоактивным

Таблица 56. Динамика суммарной плотности загрязнения почв гамма-излучающими радионуклидами, МБк/м²

Участок	Год								
	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1994	1995
<i>30-километровая зона ЧАЭС (Украина)</i>									
Д-1	7,43	1,16	0,61	0,42	0,28	0,22	0,18	0,16	0,15
Д-3	7,19	1,16	0,62	0,46	0,28	0,23	0,2	0,17	0,16
К-2	87,87	14,56	7,93	5,73	3,73	2,97	2,52	2,22	2,12
Ш-1	1355	260,8	123,7	82,2	51,3	39,7	33,2	28,5	23,9
<i>Тульская обл. (Россия)</i>									
Пл-1	–	–	0,46	0,42	0,38	0,36	0,34	–	–
Пл-2	–	–	0,48	0,44	0,4	0,38	0,36	–	–
<i>Брянская обл. (Россия)</i>									
Кл-1	2,58	–	0,81	0,72	0,67	0,63	0,6	–	–
Кл-2	2,31	–	0,73	0,66	0,6	0,56	0,54	–	–
Зл-1	5,65	–	1,82	1,65	1,43	1,39	1,32	–	–
<i>Примечание.</i> Прочерк означает отсутствие данных.									

распадом. Вынос радионуклидов за пределы почвенного профиля и ландшафта с вертикальным и поверхностным стоком составляет в год десятые доли процента от суммарной активности [236], их ежегодное вовлечение в биологический круговорот также не превышает десятых долей % [276–280], т.е. эти величины не соизмеримы с потерями от радиоактивного распада. В свою очередь, неодинаковый вклад короткоживущих радионуклидов в суммарную гамма-активность обуславливает разную интенсивность изменения общей плотности загрязнения территории в многолетней динамике (табл. 56). Наиболее заметное падение σ отмечается на участках 30-километровой зоны ЧАЭС, где первоначально (1986–1987 гг.) плотность радиоактивного загрязнения более, чем на 50%, определялась относительно короткоживущими нуклидами, в частности ¹⁴⁴Се и ¹⁰⁶Ru, и примерно на 17% – долгоживущим ¹³⁷Cs. Более медленное снижение величины σ наблюдается на участках, значительно удаленных от источника выброса (Брянская и Тульская обл. РФ), где доля ¹³⁷Cs изначально составляла более 70% от суммарной гамма-активности, а вклад ¹⁴⁴Се и ¹⁰⁶Ru не превышал единиц–десятых долей процента.

На фоне отмеченных закономерностей многолетняя динамика плотности загрязнения характеризуется резкими колебаниями по отдельным годам. Очевидно, что причина заключается в недостаточности выборки частных определений для отражения средней величины. Данное обстоятельство затрудняет интерпретацию экспериментальных данных по динамике σ и вызывает необходимость существенного увеличения точек опробования, что в нативных условиях (в пределах экспе-

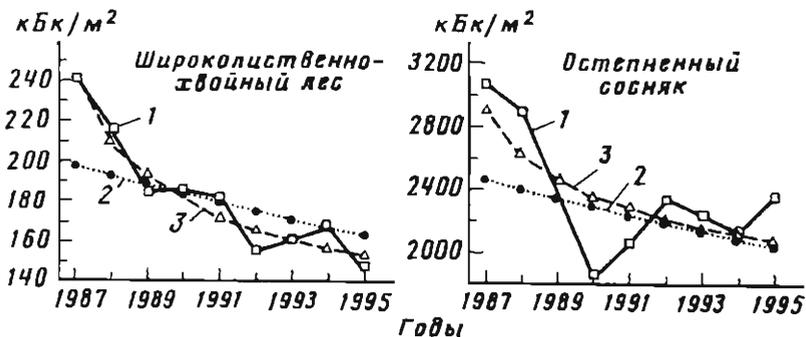


Рис. 50. Динамика плотности загрязнения ^{137}Cs лесных почв различных БГЦ по экспериментальным (1) и расчетным (2 – "долевой метод"; 3 – "регрессионный метод") данным

риментальных участков) практически нереализуемо. Учитывая это, динамику плотности загрязнения предлагается проводить расчетным путем. Для получения необходимого объема выборки можно использовать данные по σ за имеющийся ряд лет. В этом случае все частные определения с учетом радиоактивного распада приводятся к одному году. Затем из всей организованной выборки вычисляется среднее и на основании полученной величины рассчитывается динамика σ . Методика позволяет увеличить объем выборки с одного участка до количества, необходимого для достоверного отражения средней величины плотности загрязнения в определенный момент времени и, соответственно, максимально снивелировать влияние пространственной неоднородности на динамику σ .

Полученный с помощью данной методики ряд значений и экспериментальные данные по динамике плотности радиоактивного загрязнения за определенный период достаточно хорошо согласуются (рис. 50).

В случае длительного периода наблюдений (более 10 лет) также представляется возможным на основании имеющихся экспериментальных данных описать динамику плотности загрязнения почв при помощи метода регрессионного анализа. Проведенные расчеты показывают, что динамика σ хорошо аппроксимируется степенной функцией вида: $y = e^{a_0} \cdot x^{a_1}$ с коэффициентами, значения которых представлены в табл. 57.

Таблица 57. Коэффициенты регрессионных уравнений

Коэффициент	Участок			
	Д-1	Д-3	К-2	Ш-1
a_0	1,88	1,858	4,361	7,098
a_1	-0,2118	-0,1798	-0,1525	-0,2426

4.4. ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОФИЛЕ ПОЧВ

Распределение радионуклидов в почвенном профиле во многом определяет их биологическую доступность, накопление в растениях, а также радиоэкологическую обстановку в лесных экосистемах. Вертикальная миграция радионуклидов в почвах лесов, подвергшихся радиоактивному загрязнению, как в пределах отдельных БГЦ, так и всей территории загрязнения неодинакова [97, 183, 260, 277–280], что обусловлено различной интенсивностью протекания процессов, определяющих перемещение выпадений в глубь почвенного профиля.

Специфика радиоэкологических исследований, а также генезис и строение лесных почв обязывают вертикальное распределение радионуклидов в почвенном профиле рассматривать дифференцированно в минеральной толще и подстилке.

СОДЕРЖАНИЕ И ДИНАМИКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНОЙ ПОДСТИЛКЕ

В лесных почвах подстилка является одним из важнейших эколого-биосферных факторов, определяющих пространственно-временное поведение химических элементов, в том числе радионуклидов [8, 90, 102, 103, 238, 239, 242].

Одним из показателей интенсивности вертикального перераспределения радионуклидов может служить их доля (% от суммарной плотности загрязнения), оставшаяся в отдельных слоях и лесной подстилке в целом. В настоящее время в подстилке в среднем удерживается от 27 до 91% ^{137}Cs (табл. 58). По мере удаления от источника выброса наблюдается нарастание количества радионуклидов, мигрирующих из подстилки в минеральную толщу. Однако размах колебаний частных определений рассматриваемого показателя в различных

Таблица 58. Диапазон колебаний содержания ^{137}Cs в подстилке лесных БГЦ на загрязненной территории Европейской части СНГ (по данным на 1992 г.), %

Регион	По средним значениям	По данным частных определений
<i>Россия</i>		
Тульская обл.	0,1–0,5	0,1–1,0
Калужская обл.	26,5–76,0	8,9–91,8
Брянская обл.	33,3–64,8	7,1–87,4
<i>Украина</i>		
30-километровая зона ЧАЭС	58,3–90,5	9,5–95,5

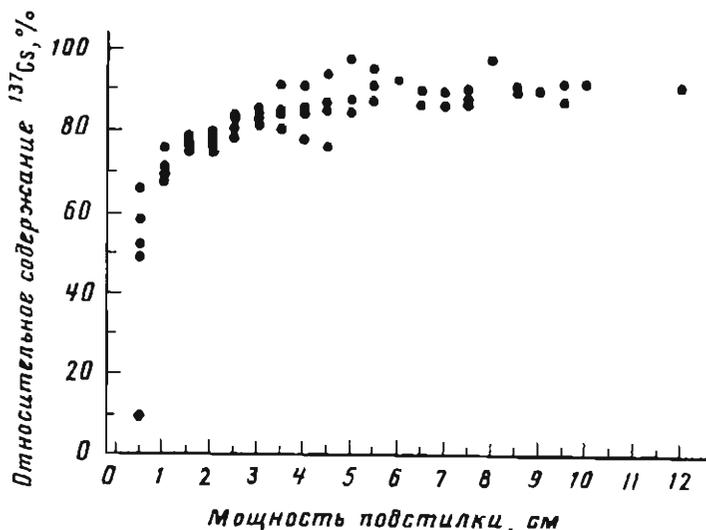


Рис. 51. Удерживающая способность подстилки в зависимости от ее мощности

почвенно-климатических зонах при очевидной неадекватности физико-химических форм радиоактивных выпадений достаточно близок, что свидетельствует о доминирующем влиянии на миграцию радионуклидов другого фактора – мощности и строения лесной подстилки (рис. 51).

Степень влияния подстилки на интенсивность перераспределения ^{137}Cs в различном диапазоне ее мощностей неодинакова. Наиболее тесная зависимость наблюдается в интервале от 3,5–4,0 см; начиная с 3,5 до 5,5 см, эта связь ослабевает. В данном диапазоне отмечается расширение облака частных определений, что свидетельствует о влиянии других факторов, способствующих как увеличению, так и снижению аккумулялирующей роли подстилки. В интервале от 6,0 до 12,0 см зависимость удерживающей способности лесной подстилки от изменения ее мощности минимальна, т.е. доминирование данного фактора становится абсолютным. Такая ситуация чаще всего складывается в хвойных фитоценозах: мертвопокровных сосняках и ельниках-зсленомошниках с развитым моховым покровом и подстилкой типа мор или модер-мор, а также у приствольных повышений (табл. 59). В этих условиях удерживающая способность подстилки по отношению к ^{137}Cs максимальна, что обусловлено несколькими причинами:

1) слабой трансформацией опада в составе подстилки и незначительным смешиванием с минеральной массой [197]. Последнее и большая мощность подстилки (> 6 см) приводят к нарушению капиллярных связей и передвижения влаги и веществ в толще почв и, следовательно, способствуют аккумуляции радионуклидов в подстилке;

2) аккумулялирующей ролью микобиоты, которая в хвойных ценозах развита в наибольшей степени по сравнению с другими БГЦ. Мицелий

Таблица 59. Влияние мощности и состава растительного опада лесной подстилки на аккумуляцию в ней ^{137}Cs ($n = 5-30$)

Участок	Тип БГЦ (состав опада в подстилке)	Мощность подстилки, см			Содержание ^{137}Cs , % от суммы в профиле		
		<i>M</i>	max	min	<i>M</i>	max	min
Л-1	Широколиственно-сосновый (лиственно-хвойный)	3,9	7	1,5	26,5	50,1	10,3
Е-1	Широколиственно-еловый (хвойно-лиственный)	4,9	7,5	2,5	52,8	69,1	21
Х-1	Сосняк (хвойный)	4,3	5	3,5	59,3	78	16
Ш-5	Сосняк (хвойный)	4,5	12	0,5	83,4	98,4	9,5
Е-3	Ельник (мохово-хвойный)	7,3	7,5	6,5	91,8	93	68,4
Л-2	Сосняк на верховом болоте (сфагновый очес)	11,3	18,5	5,5	76	89	60
Х-4	Черноольшати́к (лиственный)	3,1	4	2	23,1	38	12

Примечание. Усл. обозн. см. в табл. 26.

Таблица 60. Влияние мохового покрова на аккумулярующую роль лесной подстилки (по данным на 1992 г., средние значения при $n = 16$)

Участок	БГЦ	Мощность подстилки (см), наличие мохового покрова*	Слой	^{137}Cs , %**
Кл-1	Широколиственно-сосновый лес	4,5(+)	Подстилка	50,9
			Минеральная часть	49,1
Зл-1	Сосняк	3,5(-)	Подстилка	35,3
			Минеральная часть	64,7
НЗ-2	Сосняк	4,4(-)	Подстилка	35,7
			Минеральная часть	64,3
Км-1	Сосняк	4,3(+)	Подстилка	59,9
			Минеральная часть	40,1

* (+) – моховой покров хорошо выражен; (-) – моховой покров отсутствует.

** От суммарного содержания в почвенном профиле.

Таблица 61. Распределение ^{137}Cs в толще сфагнома (*Sphagnum girgensohnii* Russ) верхового болота, % от суммарного содержания в 0–14-сантиметровой толще

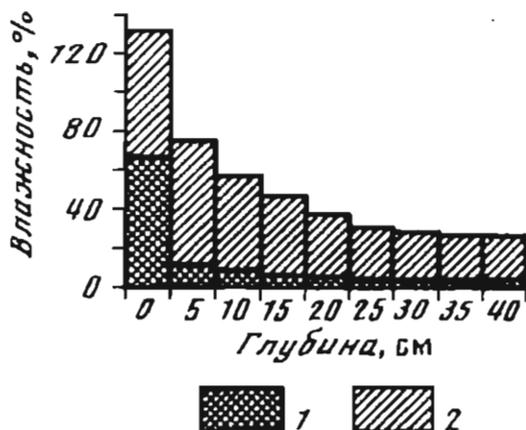
Глубина, см	Год образования	Содержание ^{137}Cs , %	Глубина, см	Год образования	Содержание ^{137}Cs , %
0–2,0	1992	14,2	8,0–9,5	1977–1979	3,3
2,0–3,5	1989–1991	19,3	9,5–11,0	1974–1976	4,1
3,5–5,0	1986–1988	24,0	11,0–12,5	1971–1973	4,4
5,0–6,5	1983–1985	18,5	12,5–14,0	1968–1970	5,6
6,5–8,0	1980–1982	6,8	Вся толща (0–14,0)	1968–1992	100,0

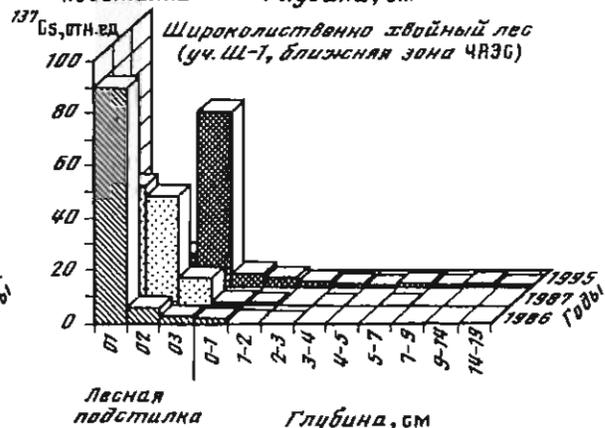
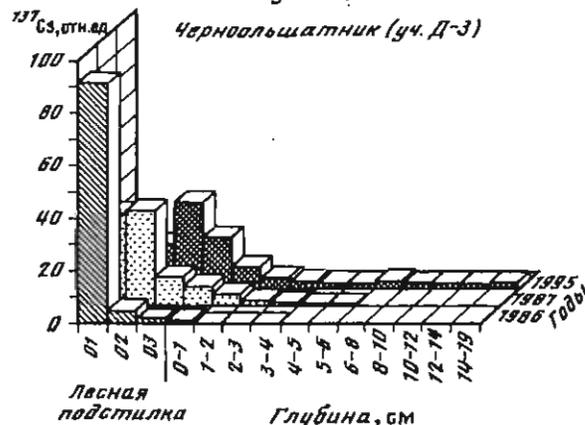
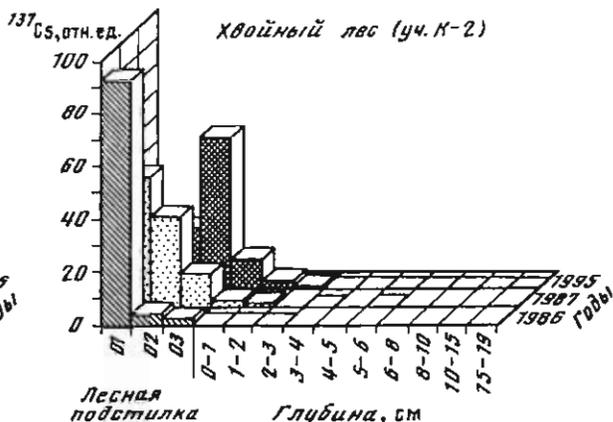
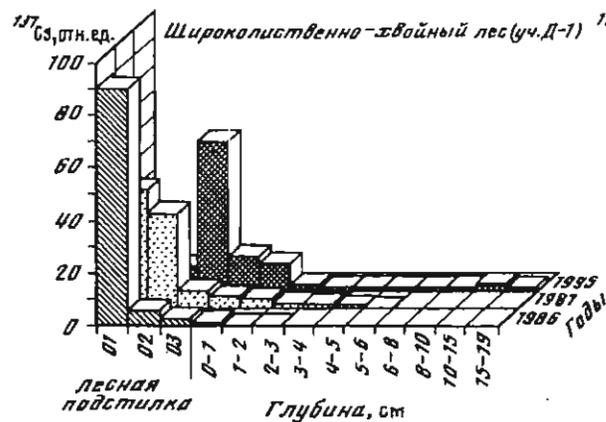
грибов является "депо" по отношению к радионуклидам, от 10 до 60% общих запасов ^{137}Cs в лесных почвах может сосредотачиваться в грибном комплексе [304, 312, 335, 357];

3) развитием мохового покрова. В БГЦ с хорошо выраженным моховым покровом лесная подстилка характеризуется более высокой удерживающей способностью (табл. 60). Роль напочвенного мохового и лишайникового покрова в перераспределении радионуклидов связана с тем, что мхи и лишайники являются растениями-накопителями радиоактивных элементов, тем самым они сдерживают их миграцию в ландшафтах.

В ряду болотных лесных ценозов наименьшее содержание радионуклидов в верхнем слое (О) наблюдается в черноольховых низинных болотах и наибольшее – в сосняках верховых болот с мощным слоем сфагнового оочеса (см. табл. 57). В толще сфагнового оочеса верхового болота также наблюдается неравномерность распределения ^{137}Cs по его толщине (табл. 61). Основной процент ^{137}Cs приурочен к верхнему 0–5-сантиметровому слою оочеса с абсолютным максимумом в отмерших

Рис. 52. Профильное распределение влаги в лесных почвах автоморфных (1) и гидроморфных (2) ландшафтов (по данным на июнь)





остатках сфагнома 1986–1988 гг., что вполне закономерно. Ниже этого уровня отмечается довольно резкое падение концентрации ^{137}Cs , а затем – относительно равномерное распределение его по подстилающим слоям оочеса. Такой характер распределения ^{137}Cs в толще оочеса обусловлен спецификой его формирования и сложения, что выражается в слоистости – чередовании слоев листовенного опада и отмерших частей мха.

При отсутствии сплошного мохового покрова, маломощности и близости качественного состава и сложения подстилки с торфяным горизонтом интенсивность миграции радионуклидов из горизонта О в нижележащие слои гидроморфных лесных ландшафтов максимальна. Очевидно, повышенная миграция радионуклидов в этих условиях обусловлена также высокой насыщенностью влагой профиля почв (рис. 52, 53). Так, в черноольшатниках в подподстилочную толщу практически во всех регионах мигрировало по истечении 10 лет около 80% от их суммарного содержания в почве.

В лесах, где преобладает листовенный опад и формируется мало-мощная неполнопрофильная подстилка, ее аккумулярующая роль невелика. В этих ценозах также отмечается интенсивная миграция радионуклидов в минеральную толщу (см. табл. 59).

Особую же роль в миграции радионуклидов играет подстилка лесных БГЦ лесостепи, сформированных на черноземах и серых лесных почвах, где ее удерживающая способность минимальна вследствие слабой выраженности, малой мощности и фрагментарности [280]. Здесь подстилка неполнопрофильная и практически полностью состоит из свежего растительного опада, который довольно быстро перерабатывается почвенной зоофауной.

Таким образом, в лесных ландшафтах миграция радионуклидов во многом определяется наличием в профиле почв специфического органо-генного горизонта – подстилки. Как правило, она является биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов, степень выраженности которого зависит от ее типа, строения и мощности, наличия или отсутствия мохового покрова. В листовенных лесах, где подстилка неполнопрофильная и маломощная, ее удерживающая способность невелика. Здесь наблюдается наибольшая интенсивность миграции основных дозообразующих радионуклидов, в частности ^{137}Cs , в минеральную толщу. В целом по удерживающей способности подстилки исследуемые БГЦ можно расположить в следующий ряд: листовенный лес < широколиственно-хвойный лес < хвойный лес с невыраженным моховым покровом < хвойный лес с выраженным моховым покровом.

Внутри подстилки удерживающая способность ее подгоризонтов неодинакова. Вследствие этого со временем внутри подстилки происходит перераспределение радионуклидов (см. рис. 53). На начальных этапах после поступления радиоактивных веществ на поверхность

←
Рис. 53. Многолетняя динамика перераспределения ^{137}Cs в подстилке (О1, О2, О3) и органо-минеральной толще лесных почв различных БГЦ

почвы вся активность в лесных и луговых экосистемах сосредоточивается в верхнем листовом слое подстилки О1 и ветоши (более 90% от суммарной плотности). В последующем наблюдаются существенные различия в поведении радионуклидов в подстилках рассматриваемых биогеоценозов, которые с течением времени нарастают.

Многолетняя динамика. В динамике в листовом слое О1 происходит интенсивное однонаправленное снижение запасов радионуклидов (^{137}Cs) в многолетнем ряду, особенно в первые годы после аварии (рис. 54). В последующем темпы этого снижения существенно замедляются, и к 4–5 году после выпадений количество ^{137}Cs в слое О1 лесной подстилки всех ценозов стабилизируется приблизительно на одном уровне – около 1%. Такой характер динамики самоочищения О1, несомненно, связан с динамикой поступления растительного опада и изменением степени его загрязнения. Самоочищение листового слоя более выражено в хвойных БГЦ с полнопрофильной подстилкой. Последнее обусловлено особенностями сложения и мощности слоя О1, а также скоростью разложения опада в этих условиях. В лиственных ценозах с фрагментарно выраженной подстилкой, состоящей в основном из листового слоя, самоочищение О1 более растянуто во времени, несмотря на кажущуюся очевидность более быстрого протекания процесса самоочищения (цикл полного обновления листьев – 1 год, хвои – 2–3 года). Это связано с неадекватностью подгоризонта О1 в хвойных и лиственных ценозах, а также с большей загрязненностью ассимилирующих органов лиственных пород по сравнению с хвоей [98].

Иной вид имеет динамика содержания ^{137}Cs в ферментативном (О2) и гумифицированном (О3) подгоризонтах лесной подстилки. Она характеризуется неоднозначностью изменения запасов ^{137}Cs в многолетнем ряду: отмечаются периоды нарастания запасов ^{137}Cs до определенного максимума, затем их снижения и стабилизации на соответствующем уровне в зависимости от типа БГЦ, ландшафтно-экологических условий и характера подстилки. В подгоризонте О2 этот уровень почти на порядок выше, чем в О1 и несколько ниже, чем в О3. Вместе с тем, если на территории дальней части зоны выпадений стабилизация (на уровне 10–20% в слое О2) наступает к 8–9 годам, то на участках ближней части зоны выпадений этот момент сдвинут на более поздний период. Последнее, очевидно, обусловлено различиями в фазовом состоянии радионуклидов в почвах на территории зоны загрязнения [2–6]. В ряду БГЦ более высокий уровень относительной стабилизации запасов ^{137}Cs в слое О2 отмечается в хвойных ценозах на автоморфных ландшафтах и минимальный – в ценозах гидроморфных ландшафтов вследствие различий в процессах трансформации органического вещества подгоризонта О2, его удерживающей способности и скорости вертикальной миграции радионуклидов в профиле указанных почв в целом.

В гумифицированном слое лесной подстилки (О3) по сравнению с ферментативным все периоды в динамике запасов ^{137}Cs более растянуты во времени. Если в О2 максимум содержания ^{137}Cs приходится на 5–6 годы, а стабилизация запасов данного радионуклида происходит примерно на 8 год после выпадений, то в подгоризонте О3 до настоящее-

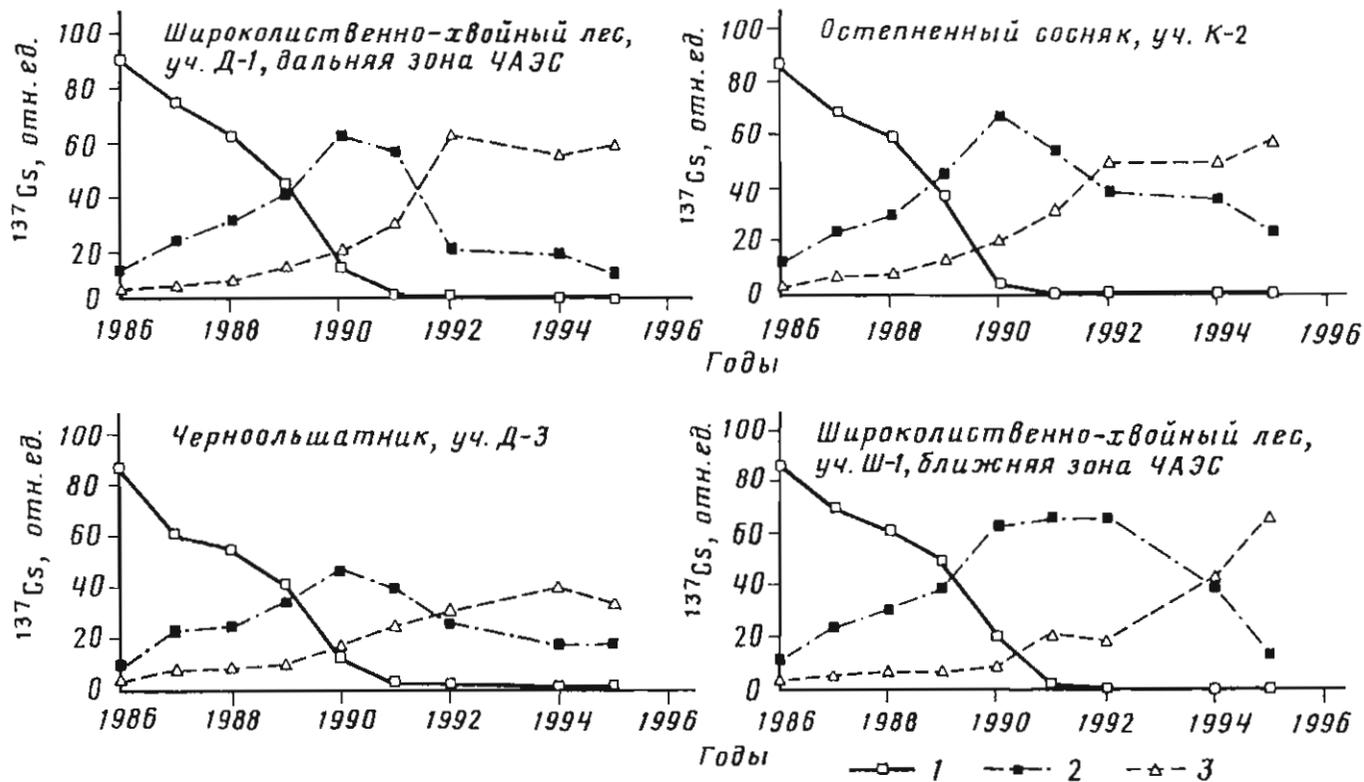


Рис. 54. Динамика вертикального перераспределения ^{137}Cs в подстилке лесных БГЦ 30-километровой зоны ЧАЭС, Украина
 1 — слой O1; 2 — слой O2; 3 — слой O3

го времени, как правило, наблюдается увеличение количества ^{137}Cs , хотя темпы этого роста спустя 6 лет замедляются. Исключение составляют лесные ценозы ближней части зоны выпадений, где темпы отмеченного роста в слое ОЗ сохраняются и по истечении 9–10 лет. Правомерно также предположить, что, в силу отличий в интенсивности и глубине процессов трансформации гумифицированного слоя подстилки и его сорбционной емкости, динамика содержания ^{137}Cs в данном слое, несмотря на сходство с таковой в О2, не будет иметь выраженных пиков.

Заключая анализ, можно констатировать, что ведущими процессами, обуславливающими перераспределение радионуклидов в слоях лесной подстилки, являются поступление на поверхность почвы относительно более чистого растительного опада и скорость трансформации органического вещества. Вследствие этого самоочищение и перераспределение радионуклидов (^{137}Cs) в различных слоях лесной подстилки характеризуются неодинаковой динамикой и интенсивностью. Наибольшая скорость самоочищения с выраженной однонаправленной динамикой приурочена к верхнему листовому слою О1 с периодом полуочищения около 2 лет. В этом слое уже к 4–5 году после выпадений содержание ^{137}Cs достигает уровня, близкого к квазиравновесному состоянию – приблизительно 1%. В ферментативном и гумифицированных подгоризонтах подстилки динамика запасов ^{137}Cs характеризуется периодами их нарастания до определенного максимума, затем снижения и стабилизации на соответствующем уровне в зависимости от типа БГЦ, ландшафтно-экологических условий и слоя подстилки. В настоящее время содержание ^{137}Cs в слое О2, как правило, уже стабилизировалось на уровне 10–20% (исключение составляют ценозы ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС), тогда как в слое ОЗ, напротив, состояние, близкое к квазиравновесному, еще не достигнуто. Оно сдвинуто во времени на более поздний период. Все это свидетельствует о том, что расчет периодов полуочищения различных подгоризонтов подстилки должен проводиться дифференцированно, с учетом присущей этим слоям динамики и периодов неравновесного состояния в содержании радионуклидов.

Исходя из существующего распределения радионуклидов (на большей части территории в ней удерживается до 70% радиоактивных выпадений, а содержание ^{137}Cs в большинстве ее слоев близко к уровню квазиравновесного состояния), количественная оценка их перелома в минеральную толщу и расчет периодов полуочищения лесной подстилки показывают следующее (табл. 62).

Средняя величина годового перемещения радионуклидов из подстилки в минеральную толщу почв составляет на автоморфных ландшафтах Украинского Полесья 1,9–3,7%, Российской Федерации 5–6% и около 7% на гидроморфных ландшафтах всей территории загрязнения. Вариации этого показателя обусловлены:

1) почвенно-экологическими условиями экотопа. Средняя многолетняя величина годового перераспределения радионуклидов среди лесных БГЦ автоморфных ландшафтов примерно в 2 раза выше в

Таблица 62. Многолетняя динамика перераспределения ^{137}Cs в толще лесных почв, % от суммарного содержания в почвенном профиле

Участок	Слой	Годы								Вынос, % в год
		1987	1988	1989	1990	1991	1992	1994	1995	
<i>30-километровая зона ЧАЭС (Украина)</i>										
Д-1	ЛП*	93,9	92,9	92,4	88	83	80,4	68,9	66,3	3,7
	МГ	6,1	7,1	7,6	12	17	19,6	31,1	33,7	0,0
Д-3	ЛП	93,4	88,2	85,6	74,6	66,4	58,3	60,1	51,3	5,4
	МГ	6,6	11,8	14,4	25,4	33,6	36,7	39,9	48,7	0,0
К-2	ЛП	97,4	95,9	91,8	90,4	89,9	90,5	86	82,6	1,9
	МГ	2,6	4,1	8,2	9,6	10,1	9,5	14	17,4	0,0
Ш-1	ЛП	94,1	91	93,3	91,6	88,2	86	82,8	81,5	2,0
	МГ	5,9	9,0	6,7	8,4	11,8	14	17,2	18,5	0,0
<i>Тульская обл. (Россия)</i>										
Пл-1	ЛП	–**	58,3	42,1	15,2	5	0,5	–	–	14,2
	МГ	–	41,7	57,9	84,8	95	99,5	–	–	0,0
Пл-2	ЛП	–	44,9	35,4	11,5	2,4	0,1	–	–	14,3
	МГ	–	55,1	64,6	88,5	97,6	99,9	–	–	0,0
<i>Брянская обл. (Россия)</i>										
Кл-1	ЛП	–	79,2	75,3	70,5	69,1	62,5	–	–	5,4
	МГ	–	20,8	24,7	29,5	30,9	37,5	–	–	0,0
Кл-2	ЛП	–	80,4	70,1	57	57,2	50,9	–	–	7,0
	МГ	–	19,6	29,9	43	42,8	49,1	–	–	0,0
Зл-1	ЛП	–	91,5	90	80,9	70,8	58,1	–	–	6
	МГ	–	8,5	10	19,1	29,8	41,9	–	–	0,0

* ЛП – лесная подстилка; МГ – подподстилочная толща почвы.

** Прочерк означает отсутствие данных.

широколиственно-хвойных лесах по сравнению с чистыми сосняками и широколиственно-хвойными ценозами ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС, что, как неоднократно подчеркивалось, обусловлено физико-химической природой радиоактивных выпадений и спецификой процессов почвообразования, протекающих в чисто хвойных и лиственно-хвойных лесах [59, 157];

2) удаленностью территории от источника выброса. На территории Российской Федерации величина годового выноса ^{137}Cs из подстилки примерно в 1,5 раза выше, чем в аналогичных БГЦ ближней части зоны выпадений (см. табл. 62);

3) климатическими показателями отдельных лет. Диапазон колебаний величины годового поступления ^{137}Cs из подстилки в минеральные слои составляет примерно 0,5–11%. Варьирование рассматриваемого показателя хорошо согласуется с многолетней динамикой суммы осадков за период вегетации. Во влажные годы происходит заметное усиление интенсивности миграции радионуклидов в почвах на территории зоны загрязнения.

СОДЕРЖАНИЕ И ДИНАМИКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОДПОДСТИЛОЧНОЙ ТОЛЩЕ ПОЧВ

Количество радионуклидов, поступающих в минеральную толщу лесных почв, инверсно отражает удерживающую способность подстилки. В отличие от слоя О в минеральные горизонты радионуклиды, как правило, поступают в миграционно-подвижных формах (за исключением их части, перемещающейся в составе частиц радиоактивных выпадений без их разрушения, в результате биогенных процессов и лессиважа, а также на участках с невыраженным слоем подстилки). Поэтому специфика их распределения в этой части профиля в большей степени определяется физическими и физико-химическими свойствами почв, а не физико-химической формой радиоактивных выпадений.

Общей закономерностью профильного распределения в почвах автоморфных ландшафтов одного из основных дозообразующих радионуклидов чернобыльского выброса – ^{137}Cs – является аккумуляция основной его части в верхнем 1–2-сантиметровом подподстилочном слое (рис. 55). Ниже указанной толщи концентрация радионуклидов резко снижается и достигает фоновых значений уже на глубине 30–70 см в зависимости от плотности загрязнения ценоза. Т.е. по истечении 10 лет после выпадений максимальная глубина проникновения радионуклидов в значимых количествах в почву на автоморфных ландшафтах колеблется от 30 до 70 см.

В почвах гидроморфного ряда интенсивность миграции радионуклидов примерно в 2–3 раза выше, чем в автоморфных почвах, и их профильное распределение имеет иной характер (см. рис. 53, 55). В этих почвах отмечается более плавное снижение концентрации радионуклидов с глубиной и нет столь выраженной аккумуляции в верхнем подподстилочном слое. Такое распределение, видимо, обусловлено слабой выраженностью необменной сорбции ^{137}Cs в торфяных горизонтах этих почв. В целом же в ряду гидроморфных почв максимальная интенсивность миграции ^{137}Cs наблюдается в черноольшатниках, заметно ниже она в пойменных (аллювиальных) почвах осоковых болот и минимальна – в почвах верховых сфагновых болот. Здесь абсолютное содержание ^{137}Cs , мигрировавшего в нижележащую толщу, намного ниже, чем в других почвах ряда. Это обусловлено повышенной сорбционной способностью сфагнового очеса и спецификой его сложения (слоеватостью). Последнее нарушает капиллярное передвижение веществ в профиле данных почв.

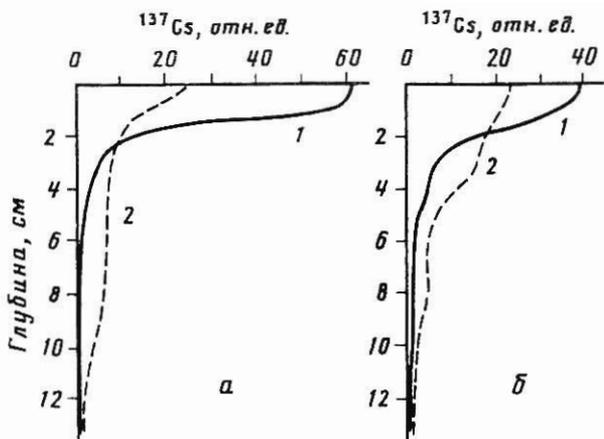


Рис. 55. Распределение ^{137}Cs в минеральной толще лесных почв (% от суммы в минеральной толще) автоморфных (1) и гидроморфных (2) ландшафтов

а – Киевская обл., уч. Д-1, Д-3; б – Брянская обл., уч. Кл-1, Кл-2

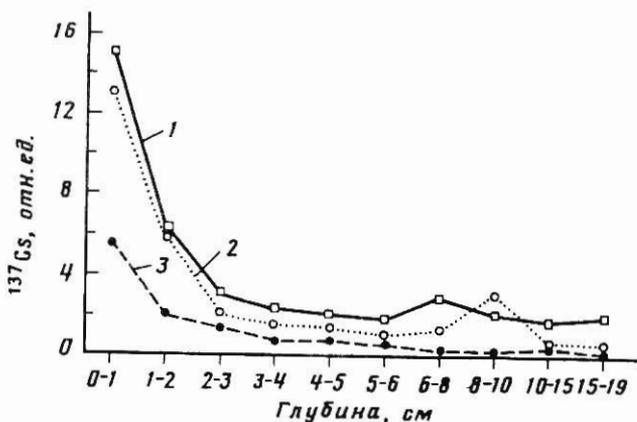


Рис. 56. Распределение ^{137}Cs в минеральной толще лесных почв различных БГЦ (% от плотности загрязнения)

1 – широколиственно-хвойный лес, гидроморфный ландшафт; 2 – широколиственно-хвойный лес, автоморфный ландшафт; 3 – сосняк, автоморфный ландшафт

Повышенная вертикальная миграция радионуклидов в гидроморфных почвах аккумулятивных ландшафтов с высоким уровнем залегания грунтовых вод (поймы, болота, замкнутые понижения) диктует необходимость отнесения этих ландшафтов к критическим, т.е. зонам наиболее вероятного и быстрого поступления радионуклидов в грунтовые воды и, соответственно, первоочередного радиационного мониторинга.

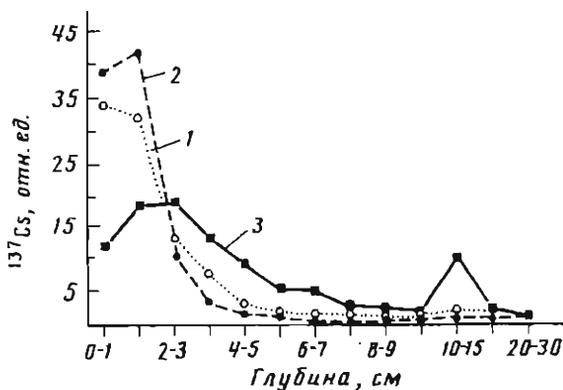


Рис. 57. Распределение ^{137}Cs в профиле луговых почв различных БГЦ

1 – заболоченный луг; 2 – залежь; 3 – пойменный луг

Заметное влияние на вертикальное распределение радионуклидов в почвенной толще оказывает тип биогеоценоза (рис. 56). Повышенная интенсивность миграции ^{137}Cs в подподстилочные слои отмечается в лиственных лесах, что обусловлено спецификой процессов почвообразования в этих условиях, в частности, составом опада, скоростью его трансформации и интенсивностью потоков образовавшихся растворимых органических веществ (РОВ). Как известно, в лиственных и лиственно-хвойных лесах минерализация растительного опада происходит более интенсивно и, соответственно, поток РОВ выше, чем в хвойных ценозах [208, 209]. Среди сосняков наибольшая миграция радионуклидов отмечается в полновозрастных ценозах на аккумулятивных ландшафтах и наименьшая – в относительно молодых посадках сосны на элювиальных ландшафтах.

В сравнении с лесными почвами интенсивность миграции радионуклидов в почвах залежи и заболоченных лугов выражена значительно слабее (рис. 57). В этих почвах до настоящего времени максимальное количество радионуклидов отмечается в верхней 2–3-сантиметровой толще [184, 195]. В нижележащих горизонтах их содержание резко падает до следовых значений на глубине 6–7 см. Исключением являются почвы заболоченных пойменных лугов, где интенсивность миграции радионуклидов значительно выше, чем в почвах залежи. В этих условиях она близка к таковой в лесных почвах аккумулятивных ландшафтов.

Заглубление загрязнения в почвенном профиле сопровождается изменением его радионуклидного состава: с глубиной идет нарастание доли изотопов цезия и уменьшение доли ^{144}Ce и ^{106}Ru (табл. 63). Отмеченное явление, очевидно, обусловлено различной миграционной подвижностью отдельных радионуклидов [135, 154]. Наибольшей подвижностью характеризуются изотопы цезия и минимальной – церия.

Повышенной миграционной способностью характеризуется ^{106}Ru в

Таблица 63. Дифференциация радионуклидного состава загрязнения по профилю почв (1990 г.), %

Глубина, см	30-километровая зона ЧАЭС (уч. Д-1)				Тульская обл. (уч. Пл-1)			
	¹⁴⁴ Ce	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁰⁶ Ru	¹⁴⁴ Ce	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁰⁶ Ru
0-1	18,5	8,6	57,7	15,2	-	10,7	84,4	4,9
1-2	20,0	7,9	59,8	12,3	-	12,4	87,6	-
2-3	18,8	8,3	60,1	12,8	-	11,8	88,2	-
3-4	17,2	9,2	73,6	-	-	11,8	88,2	-
4-5	13,2	9,3	77,5	-	-	11,6	88,4	-
5-6	-	11,4	88,6	-	-	12,6	87,4	-
6-7	-	11,5	88,5	-	-	12,6	87,4	-
7-8	-	11,5	88,5	-	-	12	88	-
8-9	-	12,0	88	-	-	11	89	-
9-10	-	12,0	88	-	-	11	89	-
10-11	-	12,0	88	-	-	10,5	89,5	-
11-12	-	-	100	-	-	11	89	-
12-13	-	-	100	-	-	11,2	88,8	-
13-14	-	-	100	-	-	11,8	88,2	-
14-15	-	-	100	-	-	10,1	89,9	-
15-20	-	-	100	-	-	-	-	-

Примечание. Прочерк означает содержание радионуклидов ниже детектируемого уровня.

сосновых насаждениях. Это, видимо, связано со способностью данного элемента находиться как в катионной, так и в анионной формах [211]. Анионные формы Ru более подвижны, а в присутствии фульвокислот его растворимость возрастает на 2-3 порядка [42]. По сравнению с другими радионуклидами рутений сильнее реагирует на подкисление среды [211, 317]. Все перечисленные факторы (фульватный состав органического вещества, кислая реакция среды и ряд других) присущи, как известно, хвойным ценозам и обуславливают увеличение миграционной подвижности Ru в сосняках [60, 166].

Многолетняя динамика в минеральных горизонтах почвы в отличие от лесной подстилки сходна и характеризуется постоянным ростом запасов радионуклидов. Различия состоят лишь в величинах годового приращения их количества в отдельных слоях (рис. 58). Наиболее значимое поступление радионуклидов (¹³⁷Cs) на всех территориях наблюдается в слой 0-5 см, среди почв - в почвы болотного ряда, а среди БГЦ - в листовенные и листовенно-хвойные ценозы автоморфных ландшафтов дальней части зоны загрязнения; минимальна величина поступления ¹³⁷Cs - в хвойные БГЦ и ценозы ближней части зоны выпадений. Годовое приращение количества ¹³⁷Cs в слое 0-5 см в среднем составляет: на гидроморфных участках - около 4%, автоморфных участках дальней части зоны - примерно 3%, ближней части зоны - 1,5; в слое 5-10 см, соответственно, приблизительно 1, 0,5 и 0,1-0,4% и т.д.

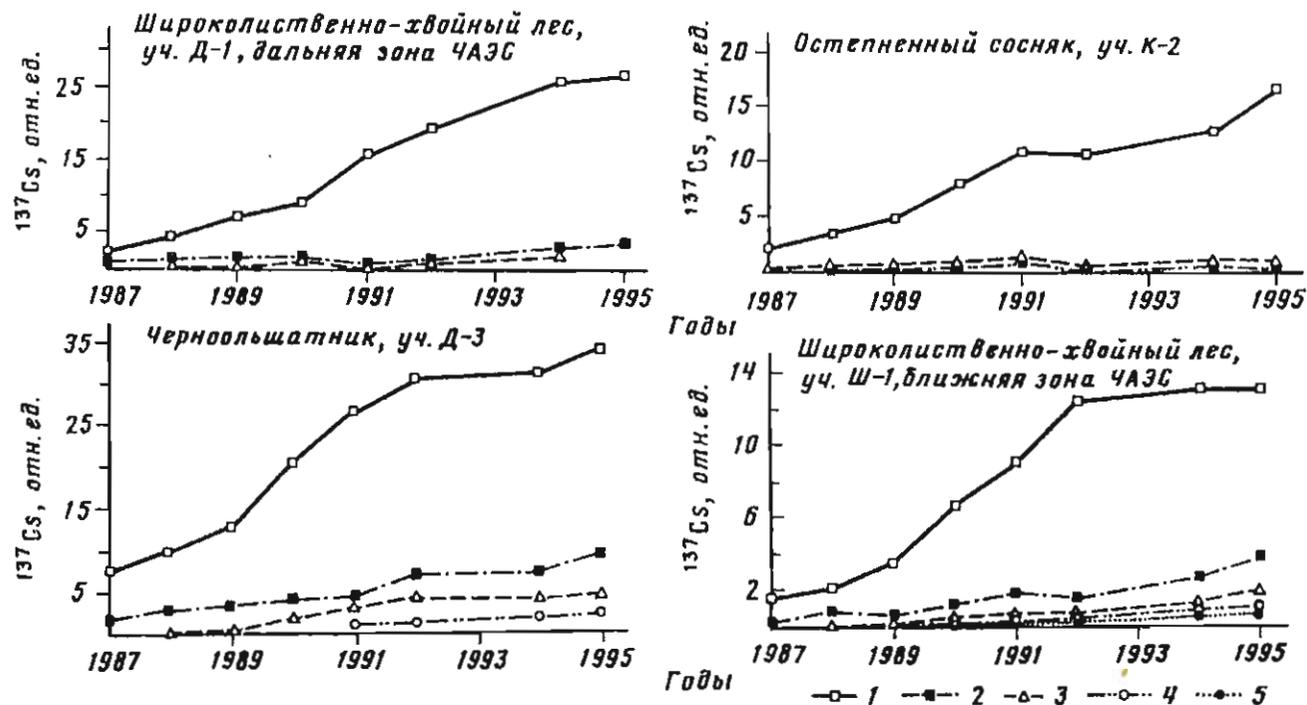


Рис. 58. Динамика вертикального перераспределения ^{137}Cs в минеральной толще лесных почв 30-километровой зоны ЧАЭС (Украина)

Слой: 1 — 0-5 см; 2 — 5-10 см; 3 — 10-20 см; 4 — 20-30 см; 5 — 30-40 см

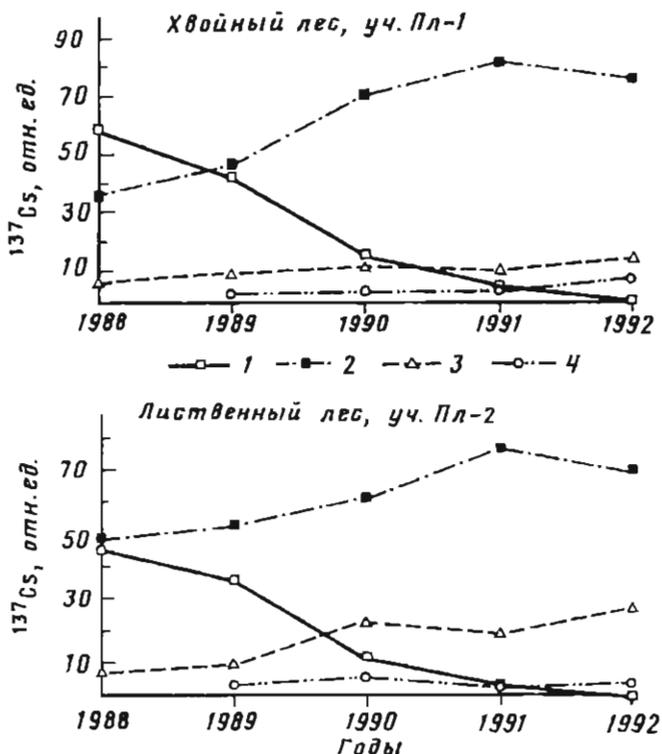


Рис. 59. Динамика вертикального перераспределения ^{137}Cs в подстилке и минеральной толще почв лесных БГЦ Тульской обл. РФ

Слой: 1 – 0; 2 – 0–5 см; 3 – 5–10 см; 4 – 10–20 см

В лиственных ценозах лесостепи характер динамики содержания ^{137}Cs в целом сходен с таковой в широколиственно-хвойных и хвойных БГЦ на дерново-подзолистых песчаных почвах. Однако в черноземах отмечается более высокий уровень поступления ^{137}Cs в минеральные слои (рис. 59, табл. 62). Здесь через 6–7 лет после выпадений в слой 0–5 см перемещается более 70% активности. Т.е. средняя величина годового перераспределения ^{137}Cs из лесной подстилки составляет более 10%, что значительно выше данного показателя в гидроморфных почвах, которые характеризуются максимальной интенсивностью миграции радионуклидов. Также отмечается высокое годовое перемещение ^{137}Cs в слой 5–10 см – более 4%. В черноземах очевидно наличие специфического процесса, обуславливающего "аномально" высокую скорость перераспределения радионуклидов в почвенном профиле.

Среди процессов, определяющих перераспределение веществ в почве: конвективный перенос, диффузия и биогенная миграция, первые два существенной роли не играют. Скорость диффузии в черноземах крайне мала. Незначителен и перенос радионуклидов с вертикальным

внутрипочвенным стоком, в песчаных почвах на глубине более 30 см он не превышает десятой доли процента в год от плотности загрязнения [242]. В черноземах эта величина должна быть еще меньше, поскольку она находится в прямой зависимости от количества свободной гравитационной влаги в почве, которое, как известно, здесь невелико [52]. Идентичность физико-химической природы выпадений на территориях с черноземными и дерново-подзолистыми почвами (Тульская, Брянская обл.) свидетельствует, что повышенная миграция радионуклидов в черноземах также не может определяться различиями в растворимости радионуклидных выпадений. Таким процессом может являться биогенная миграция, поскольку наиболее интенсивное перемещение ^{137}Cs в этих почвах наблюдается, в основном, в 0–10-сантиметровой толще, где трансформация растительных остатков максимально выражена. В более глубоких слоях (глубже 10 см) динамика запасов ^{137}Cs практически незначима.

Таблица 64. Численность дождевых червей в лесных биогеоценозах, экз./м²

Область	Вид леса	Численность червей	Автор
Тульская	Широколиственный	200–300	[266]
Брянская	Лиственно-хвойный	96	[271]
	Сосновый	18	[271]

По подсчетам некоторых авторов, почвенные беспозвоночные, в частности дождевые черви, за год могут перерабатывать до 600 т/га почвы, перемещая нижележащие слои на поверхность, но главным образом, перемешивая верхние, обогащенные свежими растительными остатками горизонты почвы с более глубокими [70, 178, 266, 271]. Между количеством дождевых червей (табл. 64) и интенсивностью перераспределения веществ в почву существует прямая взаимосвязь. Последнее справедливо и для радионуклидов. В результате жизнедеятельности любрициды за довольно короткий отрезок времени перемещают в глубь почвенной толщи более 50% количества радионуклидов, первоначально находящихся на поверхности. В этой связи уместно подчеркнуть, что радиоактивность копролитов дождевых червей превышает радиоактивность почвы почти в 2 раза [249]. Различия в численности любрицид даже в черноземах под хвойными и широколиственно-хвойными лесами, сформированными в непосредственной близости друг от друга, сказываются на интенсивности миграции радионуклидов (количество дождевых червей в сосняках ниже, поскольку эти организмы не способны использовать опад хвойных пород в пищу [178]). Влиянием биогенного фактора ряд исследователей объясняет и значительное повышение содержания ^{137}Cs в поверхностных и подземных водах территорий с черноземными почвами этого региона [222].

При формировании черноземов в других гидротермических условиях, в частности в Западной Сибири, роль дождевых червей в

процессах миграции веществ не столь существенна, поскольку количество их в глубокопромерзающих почвах относительно невелико. Поэтому распределение радионуклидов в выщелоченных черноземах на территории Восточноуральского следа существенно отличается от такового в черноземах центра Русской равнины под лесом [201].

Таким образом, интенсивность вертикального перераспределения радионуклидов в целом определяется всей совокупностью процессов почвообразования, но в качестве ведущего фактора могут выступать разные показатели в зависимости от конкретных биоклиматических условий территории загрязнения и времени, прошедшего после аварии. Неоднородность сложения лесных почв (т.е. наличие в профиле органогенного слоя – подстилки, и минеральной толщи) является дополнительным фактором, усложняющим параметризацию процессов миграции радионуклидов в этих условиях. Соответственно этому экстраполяция параметров вертикальной миграции радионуклидов и прямой перенос существующих диффузионных и конвективно-диффузионных моделей миграции радионуклидов, установленных для почв определенных регионов, на другие районы даже с аналогичными типами почв неправомерна. Для отражения и прогноза перераспределения радиоактивных веществ в лесных почвах необходимо выделение блока лесной подстилки и минеральной толщи; для почв лесостепи и степи, а также пойменных и дерновых почв, где зоофактор играет существенную роль в миграционных процессах, следует вводить дополнительный блок, описывающий влияние зоофактора.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{40}K В ЛЕСНЫХ ПОЧВАХ

В перспективе "аналогом" возможного перераспределения ^{137}Cs в почвах в определенной степени может служить профильное распределение естественного радиоактивного элемента ^{40}K . Распределение ^{40}K в профиле дерново-подзолистых песчаных почв Украинского Полесья относительно равномерное, не отмечается горизонтов его выраженной аккумуляции и выноса (рис. 60), что в целом характерно для распределения стабильного калия в песчаных, сильно обедненных глинистыми минералами почвах, со слабовыраженными процессами оподзоливания [33, 46]. С глубиной у ^{40}K происходит плавное падение удельной активности (Бк/кг) и одновременно нарастание его запасов (Бк/м²).

Принимая во внимание особенности распределения ^{40}K , можно предположить, что в дерново-подзолистых почвах автоморфных ландшафтов наибольшая концентрация ^{137}Cs в течение длительного времени будет отмечаться в подстилке. Вместе с тем доля его от общих запасов в этом слое с течением времени будет уменьшаться примерно на 2–4% в год (табл. 65). Соответственно, градиент падения содержания ^{137}Cs с глубиной будет снижаться, распределение – сглаживаться, и в конечном итоге, видимо, приблизится к характерному для ^{40}K . Подобное уже наблюдается в почвах гидроморфного ряда, где в настоящее время в подстилке (при сохранении максимума в концентрации

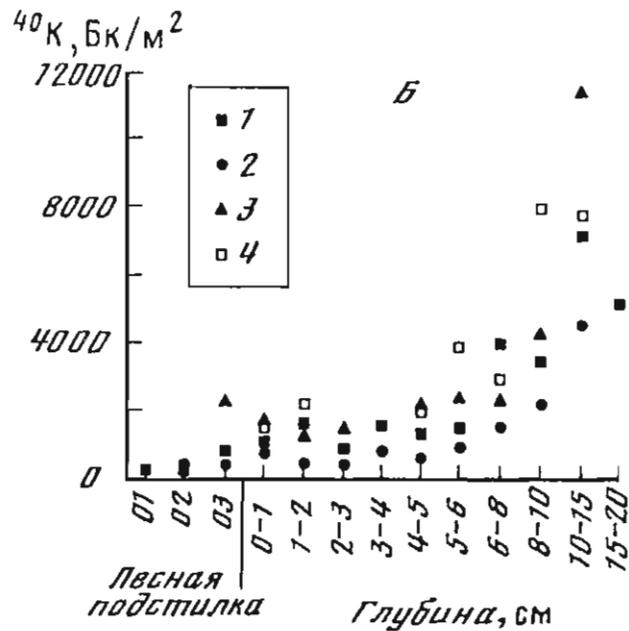
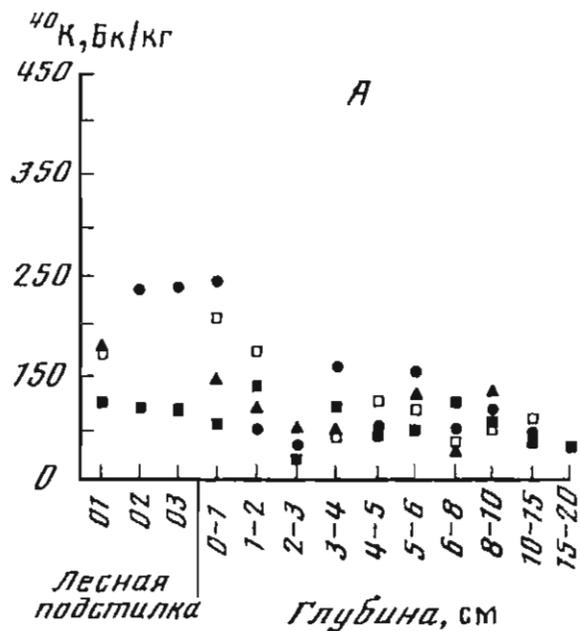


Рис. 60. Распределение (А) и запасы (Б) ^{40}K в подстилке (O1, O2, O3) и органо-минеральной толще лесных почв 30-километровой зоны ЧАЭС (Украина)

1 - уч. Д-1; 2 - уч. Д-3; 3 - уч. К-2; 4 - уч. Ш-1

Таблица 65. Прогноз динамики перераспределения ^{137}Cs из лесной подстилки в минеральную толщу почв, % от суммарной плотности загрязнения ^{137}Cs

Годы	Участки			
	Д-1	Д-3	К-2	Ш-1
<i>Лесная подстилка (О)</i>				
1996	65,49	45,49	82,34	79,91
1997	62,07	40,27	80,75	78,28
1998	58,66	35,06	79,16	76,65
1999	55,25	29,85	77,58	75,02
2000	51,84	24,65	75,99	73,4
2001	48,44	19,45	74,41	71,77
2002	45,04	14,26	72,83	70,15
2003	41,65	9,074	71,25	68,53
2004	38,25	3,893	69,67	66,91
2005	34,86	–	68,1	65,29
<i>Минеральная толща почвы</i>				
1996	34,51	54,51	17,66	20,09
1997	37,93	59,73	19,25	21,72
1998	41,34	69,94	20,84	23,35
1999	44,75	70,15	22,42	24,98
2000	48,16	75,35	24,01	26,6
2001	51,56	80,55	25,59	28,23
2002	54,96	85,74	27,17	29,85
2003	58,35	90,93	28,75	31,47
2004	61,75	96,11	30,33	33,1
2005	65,14	101,3	31,9	34,71

^{137}Cs) содержится меньше активности, чем в подстилающей толще. В то же время необходимо подчеркнуть, что вынос ^{137}Cs из корнеобитаемой толщи почвы будет невелик, поскольку, с одной стороны, поступая в ее минеральные горизонты, он будет закрепляться в ППК (несмотря на слабую поглотительную способность песчаных разностей), а с другой, вновь вовлекаться в биологический круговорот [242, 277].

**ПРОГНОЗ ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЯ
РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ
"ЛЕСНАЯ ПОДСТИЛКА-МИНЕРАЛЬНАЯ ТОЛЩА ПОЧВЫ"**

Динамика содержания радионуклидов в лесной подстилке за рассматриваемый отрезок времени хорошо аппроксимируется уравнением вида:

$$y = a0 + a1/x \text{ (рис. 61, 62),}$$

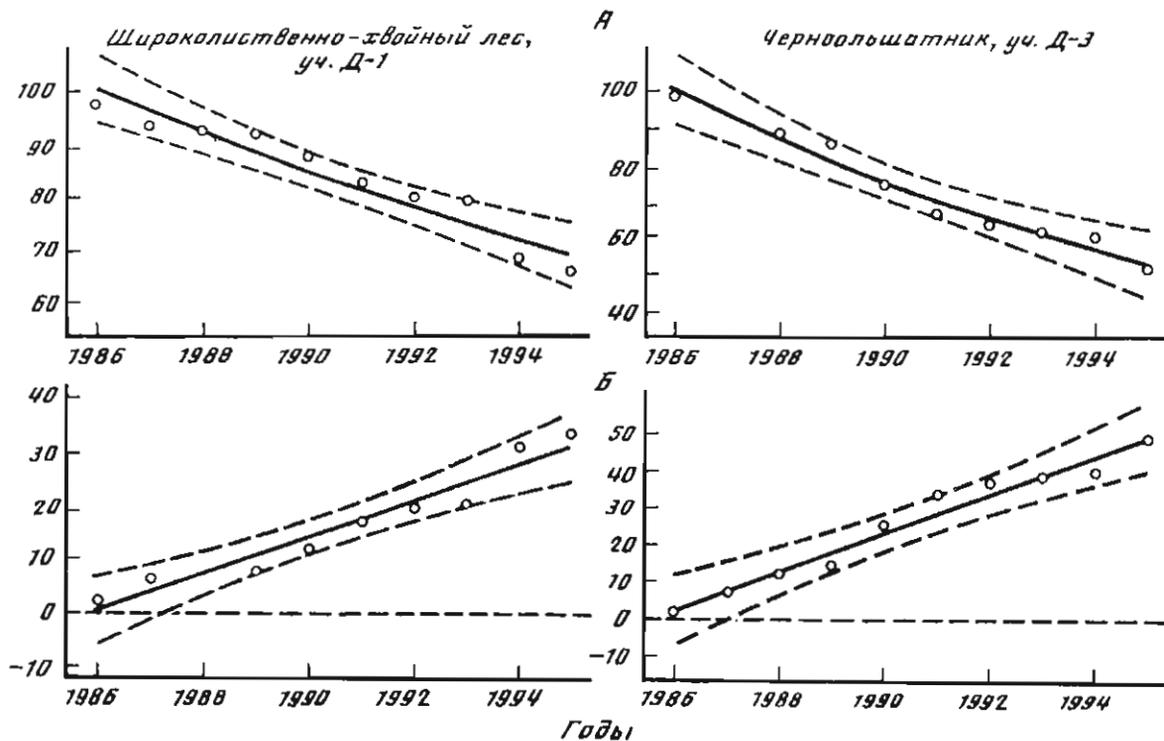


Рис. 61. Динамика содержания ^{137}Cs в подстилке (А) и минеральной толще (Б) лесов дальней части 30-километровой зоны ЧАЭС (Украина), %

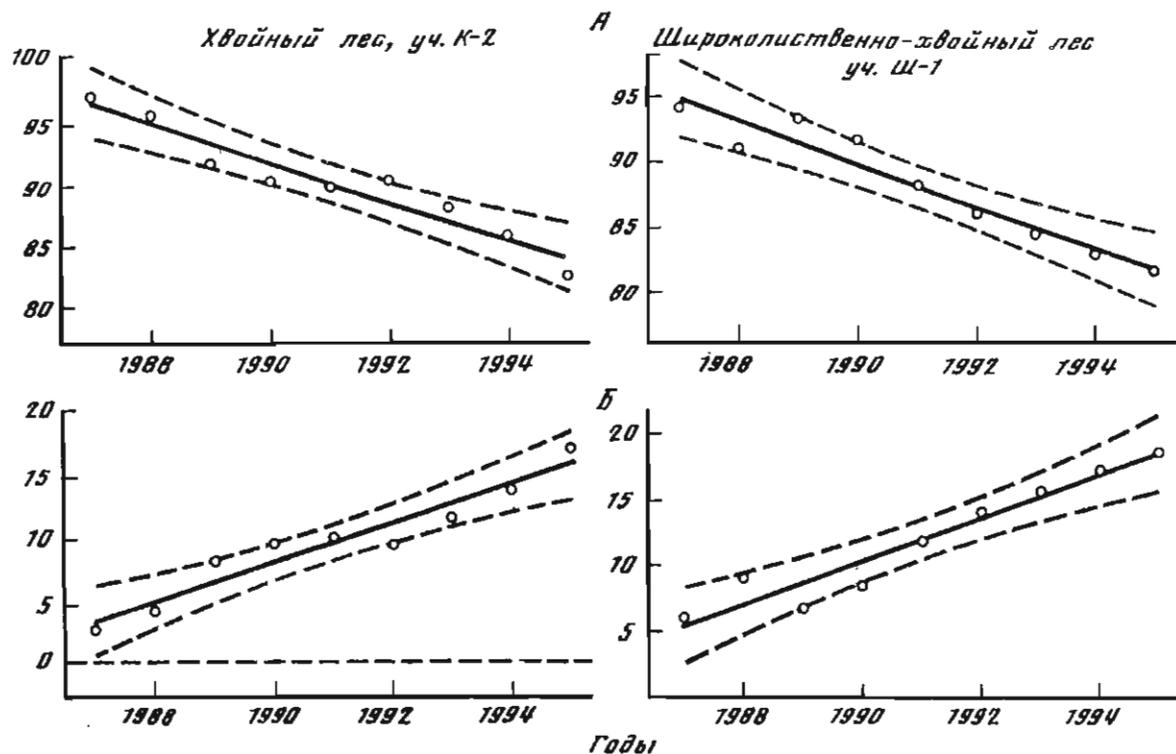


Рис. 62. Динамика содержания ^{137}Cs в подстилке (А) и минеральной толще (Б) лесов ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС (Украина), %

где a_0 и a_1 – коэффициенты, значения которых составляют:

- | | |
|---------------------------|---|
| 1) для хвойных ценозов: | 2) для широколиственно-хвойных лесов: |
| $a_0 = -3090,$ | $a_0 = 6856,$ |
| $a_1 = 6,33 \cdot 10^6;$ | $a_1 = -1,36 \cdot 10^7;$ |
| 3) для черноольшатников: | 4) для широколиственно-хвойных лесов в пределах 30-километровой зоны выпадений: |
| $a_0 = -1,04 \cdot 10^4,$ | $a_0 = -3178,$ |
| $a_1 = 2,08 \cdot 10^7;$ | $a_1 = -6,50 \cdot 10^6.$ |

Динамика содержания радионуклидов в минеральной толще может быть описана уравнением аналогичного вида (см. рис. 61, 62) с коэффициентами:

- | | |
|---------------------------|---|
| 1) для хвойных ценозов: | 2) для широколиственно-хвойных лесов: |
| $a_0 = -3190,$ | $a_0 = 6856,$ |
| $a_1 = -6,33 \cdot 10^6;$ | $a_1 = -1,36 \cdot 10^7;$ |
| 3) для черноольшатников: | 4) для широколиственно-хвойных лесов в пределах 30-километровой зоны выпадений: |
| $a_0 = 1,05 \cdot 10^4,$ | $a_0 = 3278,$ |
| $a_1 = -2,09 \cdot 10^7;$ | $a_1 = -6,50 \cdot 10^6.$ |

С помощью этих уравнений рассчитано последующее возможное перераспределение радионуклидов в системе "подстилка–минеральная толща почв" (см. табл. 65).

По прогнозным оценкам, к 2005 г. на участках автоморфных ландшафтов дальней части зоны загрязнения более 50% активности переместится в минеральные слои почвы. Для участков гидроморфных ландшафтов должно наступить квазиравновесное состояние в системе "растительный ярус–лесная подстилка–минеральная толща почв". В то же время к этому периоду на участках ближней 5-километровой зоны выпадений в подстилке по-прежнему будет удерживаться до 60–70% выпавших радионуклидов.

4.5. ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ^{90}Sr В ПРОФИЛЕ ЛЕСНЫХ ПОЧВ

Радиостронций по своей экологической значимости не уступает радиоцезию, поскольку является долгоживущим радионуклидом и химическим аналогом кальция – одного из важнейших биогенных элементов.

В пределах Европейской части СНГ величина соотношения $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ варьирует от 1,7–2,2 в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС до 42 на более удаленных территориях РФ, что обусловлено исходными различиями физико-химических характеристик радиоактивных выпадений [96]. Вертикальное распределение ^{90}Sr в профиле песчаных лесных

почв по форме сходно с таковым ^{137}Cs . Для ^{90}Sr также характерен выраженный максимум содержания в верхней органогенной части профиля с последующим резким падением в минеральной части. Следовательно, внутривертикальное перераспределение этих радионуклидов определяется одними и теми же ведущими процессами, а именно: диффузией, конвективным переносом и биогенной миграцией. Вместе с тем распределение ^{90}Sr имеет и свои отличительные особенности. По сравнению с ^{137}Cs количество ^{90}Sr , мигрировавшее из подстилки в минеральную толщу, характеризуется более высокими значениями. В подподстилочных горизонтах аккумуляция ^{90}Sr выражена несколько слабее, чем это наблюдается для ^{137}Cs , и кривая распределения ^{90}Sr в целом имеет относительно более плавный, растянутый характер. Эти особенности свидетельствуют о большей значимости в вертикальной миграции ^{90}Sr процессов конвективного переноса, так называемой "быстрой" компоненты [125, 212, 223], что обусловлено химической природой данного радионуклида. В отличие от ^{137}Cs , основная часть ^{90}Sr в системе "твердая—жидкая часть почв" находится в обменной форме [129, 156], т.е. в миграционно-подвижном состоянии [130]. Вследствие этого ^{90}Sr , мигрируя с током влаги, более равномерно распределяется по почвенному профилю и проникает на большую глубину по сравнению с ^{137}Cs . Последнее подтверждается данными прямых лизиметрических исследований. Количество ^{90}Sr , мигрирующее в составе инфильтрационного стока, примерно на порядок выше, чем ^{137}Cs , причем с глубиной эта разница значительно возрастает, поскольку в минеральных слоях происходит интенсивное необменное закрепление ^{137}Cs .

Неоднородность физико-химических радиоактивных форм выпадений по территории загрязнения [130] сказалась не только на величинах соотношения $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$, но и на особенностях распределения ^{90}Sr в профиле почв (рис. 63). По мере приближения к источнику выброса доля ^{90}Sr , аккумулярованного в подстилке, возрастает, т.е. его миграционная подвижность в почвах снижается, достигая минимальных величин на участках, непосредственно примыкающих к ЧАЭС. Косвенно это подтверждается экспериментами, в которых установлено, что степень экстракции ^{90}Sr из почвы повышается с увеличением расстояния от поврежденного реактора [75].

В ряду лесных почв наиболее значимые различия в профиле распределения ^{90}Sr наблюдаются в черноземах лесостепи (Тульская обл., РФ) (см. рис. 63). Здесь оно утратило признаки, характерные для своего первичного распределения, и повторяет распределение макроэлементов и гумуса. Как и для ^{137}Cs , такой характер вертикального распределения обусловлен биогенной миграцией.

При одной физико-химической форме выпадений несколько более повышенная миграция ^{90}Sr отмечается в хвойных ценозах. Причины указанных отличий кроются в особенностях состава органического вещества почв лиственных и хвойных БГЦ. Гумусовые соединения дерново-подзолистых почв хвойных лесов, как правило, обеднены высокомолекулярными гуминовыми кислотами и характеризуются гумусом фульватного типа [166]. Известно также, что ^{90}Sr предпочтительнее связы-

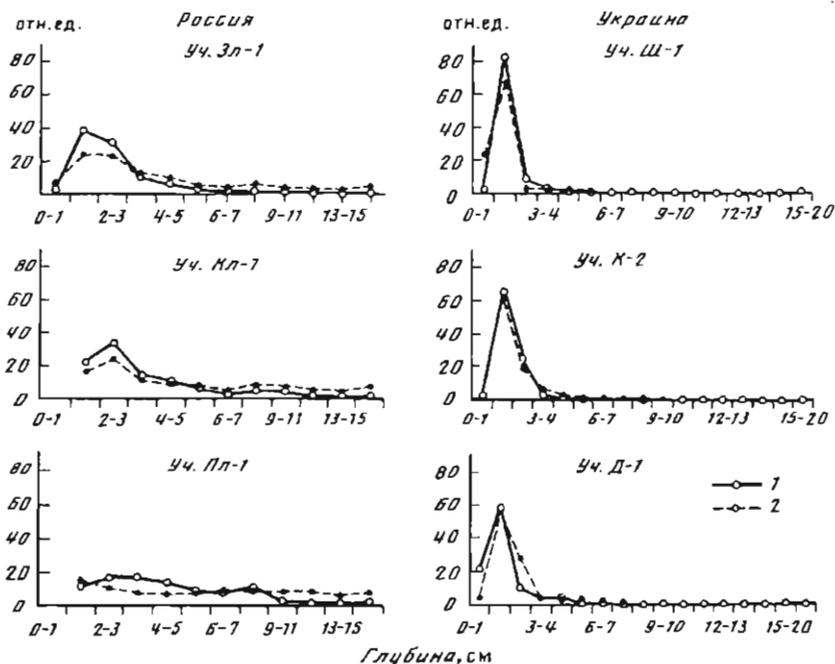


Рис. 63. Распределение ^{137}Cs (1) и ^{90}Sr (2) в профиле лесных почв

вается с фульвокислотами, что усиливает его миграционную подвижность. Кроме того, повышенная гидролитическая кислотность этих почв снижает сорбцию ^{90}Sr их твердой частью [171]. Возможно, что на миграции радиостронция здесь сказывается и влияние низкомолекулярных кислот и соединений, образующихся при разложении хвойного опада и подстилки [264, 265].

Как и в случае с ^{137}Cs , существенное влияние на вертикальное перераспределение ^{90}Sr оказывает гидрологический режим почв (рис. 64). В почвах гидроморфного ряда, особенно лугово-болотных, количество ^{90}Sr , переместившееся из подстилки в нижележащие слои, примерно в 1,5 раза выше, чем в почвах автоморфного ряда. Это определяется высокой насыщенностью влагой этих почв и, соответственно, усилением процессов диффузионного и конвективного переноса в условиях гидроморфизма. С другой стороны, повышенной интенсивностью миграции ^{90}Sr характеризуются почвы залежи на автоморфных ландшафтах (см. рис. 64), что в данном случае, видимо, связано с достаточно высоким содержанием Са в окультуренных почвах бывших агроценозов. Как известно, Са снижает закрепление ^{90}Sr почвой, тем самым способствуя усилению его миграционной подвижности [34, 191].

В общем плане, рассматривая особенности вертикального пере-

распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных почвах, следует отметить следующее. Особенность почв региона состоит в их обедненности глинистыми минералами, что обуславливает относительно высокую подвижность ^{137}Cs . Органические горизонты О и ОА1 способны к фиксации стронция в значительно большей степени, чем цезия [315, 316]. Следовательно, оба этих фактора оказывают позитивное влияние на относительную подвижность ^{137}Cs и негативное – ^{90}Sr . Однако можно предположить, что после перемещения основной массы радионуклидов в нижележащие горизонты возможно значительное ускорение миграции ^{90}Sr по профилю и его более значимое поступление в грунтовые воды.

Таким образом, распределение радиоцезия и радиостронция в профиле лесных почв имеет сходный характер и определяется в основном процессами диффузии и биогенного переноса. В то же время на миграцию ^{90}Sr (по сравнению с ^{137}Cs) значимое влияние оказывает и конвективный перенос. Интенсивность перераспределения ^{90}Sr в почвенном блоке зависит от физико-химических форм радиоактивных выпадений (т.е. расстояния от источника выброса), почвенно-экологических условий и типа БГЦ. По мере удаления от ЧАЭС интенсивность миграции ^{90}Sr увеличивается и достигает максимальных величин в черноземных почвах, где характер распределения этого нуклида утрачивает первоначальные признаки и соответствует таковому макроэлементов и гумуса. При прочих равных условиях интенсивность миграции ^{90}Sr увеличивается в хвойных ценозах, почвах гидроморфного ряда и залежных участках.

5. ФОРМЫ СОЕДИНЕНИЙ РАДИОНУКЛИДОВ И ИХ МИГРАЦИОННАЯ СПОСОБНОСТЬ В ЛЕСНЫХ ПОЧВАХ

После поступления частиц радиоактивных выпадений в почву они подвергаются физическому и химическому разрушению; радионуклиды, находящиеся в их составе, переходят в почвенный раствор, вступают в сложное динамическое взаимодействие с ППК, почвенной биотой, органическим веществом и т.п. Результатом этого взаимодействия является образование радионуклид-органических соединений, поступление части радионуклидов в почвенный раствор, фиксация их в кристаллических решетках глинистых минералов, поглощение ППК. Очевидно, что формы нахождения радионуклидов в значительной степени определяют их поведение в почвенном профиле и в системе "почва-растение".

5.1. ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ФОРМЫ СОЕДИНЕНИЙ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

При радиоактивных выпадениях формы соединений радионуклидов в почвах в значительной степени (особенно на первых этапах) определяются устойчивостью частиц к процессам выветривания в почвенной среде, выщелачивания из них радионуклидов и закрепления последних в почве. Эти показатели имеют принципиальное значение в поведении радионуклидов в природной среде. Продукты чернобыльских выпадений резко отличаются от глобальных [221]. В составе чернобыльского выброса более высока доля необменных¹ форм соединений [31]. Соответственно, поведение радионуклидов в почве кардинально отличается не только от моделируемого на основании ионных форм в различного рода лабораторных экспериментах [68], но и глобальных выпадений. Наиболее резкие отличия характерны для выпадений в ближней зоне ЧАЭС, где около 90% ⁹⁰Sr и 75% ¹³⁷Cs выпало в составе

¹ Принято выделять следующие фракции, получаемые в серии последовательных вытяжек: 1) воднорастворимая форма – H₂O в соотношении почва: раствор = 1:10; 2) обменная форма – 1М CH₃COONH₄ (рН 7) в соотношении почва: раствор = 1:10; 3) фракции, ассоциированные с карбонатами, оксидами и гидроксидами металлов и частично сорбированные органическим веществом и почвенными минералами, но не захваченные кристаллической решеткой минералов – 1М HCl при комнатной температуре в соотношении почва: раствор = 1:10; 4) необменная форма – 6М HCl при кипячении в соотношении почва: раствор = 1:10; 5) "остаток" – фракция радионуклидов, оставшаяся после всех обработок, связанная в почве очень прочно; она не может перейти в мобильное состояние при условиях, обычно встречающихся в природной среде [31].

Таблица 66. Формы соединений радионуклидов в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС в 1987 г. [15, 130, 188]

Нуклид	H ₂ O	CH ₃ COONH ₄	6М НСl	Остаток
¹³⁷ Cs	0,3–2,9	2,2–17,7	15,0–65,8	14,2–78,5
⁹⁰ Sr	0,8–3,0	6,7–24,7	27,7–68,6	31,8–54,1

топливных частиц. По мере удаления от источника выброса эти различия сглаживаются. На территории Западной Европы (Великобритания, Норвегия) выпадения содержали более 50% воднорастворимого ¹³⁷Cs, т.е. по своим свойствам были максимально приближены к глобальным. В этом аспекте загрязнение территории России и стран СНГ характеризуется средними показателями [126].

На начальном этапе после аварии химическое фракционирование радионуклидов практически не зависит от свойств почв, а определяется только удаленностью территории от источника выброса, т.е. физико-химической формой выпадений [130]. По некоторым данным, в первые месяцы (май–июнь 1986 г.) доля воднорастворимого ¹³⁷Cs доходила почти до 10% в лесной подстилке и 22–53% в минеральных подподстилочных слоях [80]. Последнее свидетельствует, что в указанный период доступность ¹³⁷Cs была выше, чем у ⁹⁰Sr. Однако уже к 1987 г. содержание воднорастворимой формы у ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr выравнивается и не превышает десятых долей–единиц процента, при некотором доминировании этих форм у ⁹⁰Sr (табл. 66). Максимальным количеством характеризуются необменные формы соединений и так называемый "остаток". В радионуклидном составе выпадений в этот период содержание обменных форм нарастает в ряду ¹⁴⁴Ce = ¹⁰⁶Ru ≪ ¹³⁷Cs < ⁹⁰Sr. В целом же на долю подвижных фракций как у ⁹⁰Sr, так и ¹³⁷Cs приходится не более

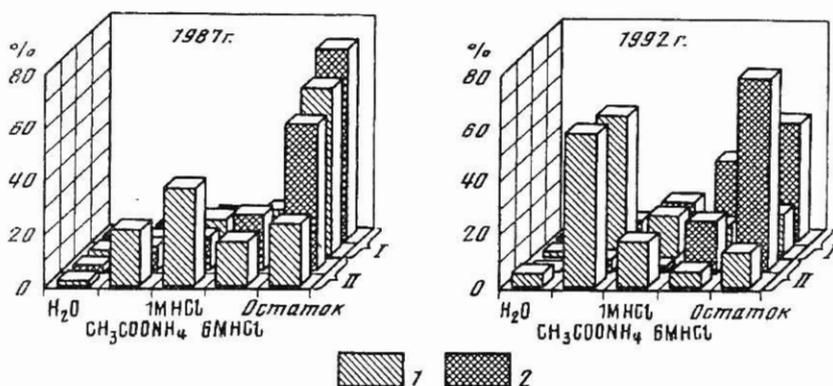


Рис. 65. Содержание различных форм соединений ⁹⁰Sr (I) и ¹³⁷Cs (2) в почвах автоморфных ландшафтов 30-километровой зоны ЧАЭС (Украина) (I) и Брянской обл. РФ (II) [15, 43, 168]

25% [22, 94, 129, 182]. Доля нерастворимого остатка заметно увеличивается по мере приближения к источнику выброса и, соответственно, снижается процент подвижных форм соединений радионуклидов. В последующем физико-химическое состояние радионуклидов в почвах изменяется. Интенсивное выщелачивание частиц радиоактивных выпадений приводит к увеличению подвижных соединений радионуклидов, особенно ^{90}Sr (рис. 65). При этом наиболее быстро содержание обменного ^{90}Sr возрастает в первые 5 лет после выпадений, затем оно стабилизируется на уровне 50–60% от его суммарной активности [129, 130]. В отличие от ^{90}Sr , в динамике содержания фракций ^{137}Cs в этот период отмечается снижение его подвижных соединений: в ближней зоне в 2 раза, в дальней – в 6 раз [11]. Однако при этом увеличивается доля кислоторастворимой фракции ^{137}Cs [11, 130].

По истечении 5 лет распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr по фракциям в лесных почвах различных ценозов свидетельствует о более высокой подвижности ^{90}Sr (табл. 67). Количество обменно-сорбируемого ^{90}Sr в почве составляет 50–70%, что в 10–15 раз больше соответствующей фракции ^{137}Cs . Вместе с тем больший процент нерастворимого остатка у ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr свидетельствует о том, что значительная часть радиоцезия прочно фиксируется глинистыми минералами, а также, видимо, еще находится в составе частиц радиоактивных выпадений. Последнее подтверждается приуроченностью максимума содержания данной фракции к слоям O2 и O3 лесной подстилки (табл. 68), где в настоящее время сосредоточено основное количество радиоактивных частиц, и где практически отсутствуют глинистые минералы.

Таблица 67. Формы соединений ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных почвах, средние данные для слоя 0–20 см (1992 г.), % от запаса

Радионуклид	$\text{H}_2\text{O} +$ $+ \text{CH}_3\text{COONH}_4$	6M HCl	Остаток
<i>Хвойно-широколиственный лес (уч. Д-1)</i>			
^{137}Cs	15,8	35,5	48,7
^{90}Sr	45,4	29,2	25,4
<i>Сосняк (уч. К-2)</i>			
^{137}Cs	3,9	54,6	42,5
^{90}Sr	64,8	25,3	9,9

В профиле почв с глубиной абсолютное содержание различных форм соединений радионуклидов падает, однако доля подвижных фракций относительно суммарной плотности загрязнения в отдельном слое возрастает. Так, если в слое 0–1 см доля подвижных форм ^{137}Cs составляет 3–14%, то в толще 5–10 см она достигает 17–27% от общего содержания нуклида в этом слое [73]. В целом содержание подвижного ^{137}Cs с глубиной увеличивается в 2–6 раз, в то время как ^{90}Sr меняется в меньшей степени [153].

Таблица 68. Формы соединений ^{137}Cs в профиле почв 30-километровой зоны ЧАЭС (по данным на 1992 г. [135])

Глубина, см	$\text{H}_2\text{O} + \text{CH}_3\text{COONH}_4$		6М НСl		"Остаток"	
	1	2	1	2	1	2
<i>Хвойно-широколиственный лес (уч. Д-1)</i>						
01+02	0,2	3,0	0,4	50,0	0,4	47,0
03	11,0	7,4	22,0	47,9	26,6	44,7
0-1	1,2	8,6	5,1	31,3	10,0	60,1
1-2	0,3	18,4	1,1	31,4	2,1	50,2
2-20	3,1	16,3	6,9	35,2	9,7	49,2
<i>Сосняк (уч. К-2)</i>						
01+02	0,4	2,8	2,9	52,7	1,8	44,5
03	2,4	5,6	43,7	61,1	36,8	33,3
0-1	0,4	12,5	14,4	62,5	2,4	25,0
1-2	2,2	15,6	1,0	50,0	0,4	34,4
2-20	0,5	13,9	1,6	50,6	11,0	36,5

Примечание. 1 – % от суммарного содержания в почвенном профиле; 2 – % от суммарного содержания в отдельном слое.

Как уже отмечалось, в начальный период после выпадений формы соединений радионуклидов в почвах в значительной степени зависят только от удаленности территории от источника выброса. На дальнем следе радиоактивного загрязнения (в частности в Брянской обл. РФ) относительное содержание в почве доступных форм ^{137}Cs и ^{90}Sr в первые 1–2 года в 5–10 раз выше, чем в зоне, прилегающей к реактору (см. рис. 65). Однако со временем эти различия сглаживаются за счет слабовыраженного изменения соотношения форм соединений радионуклидов в почвах удаленных территорий и значительного роста содержания обменного ^{90}Sr в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС [43, 130, 168]. В последующем на химическое фракционирование радионуклидов более существенное влияние начинает оказывать тип почвы и БГЦ. Отмечается тенденция увеличения доли обменно-сорбируемой фракции в смешанных насаждениях [135] и интенсивное снижение подвижных и обменных фракций радионуклидов, в частности ^{137}Cs , в гидроморфных почвах [11]. Это в определенной степени противоречит основным закономерностям изменений КП радионуклидов в растительность в многолетнем ряду. Причина, видимо, заключается в неадекватности показателей подвижности радионуклидов, полученных методами почвенной химии, и их биологической доступности растениям, особенно в случае загрязнения радиоактивными частицами топливной компоненты, служащей пролонгированным источником мобильных форм радиоактивных элементов в почве [92].

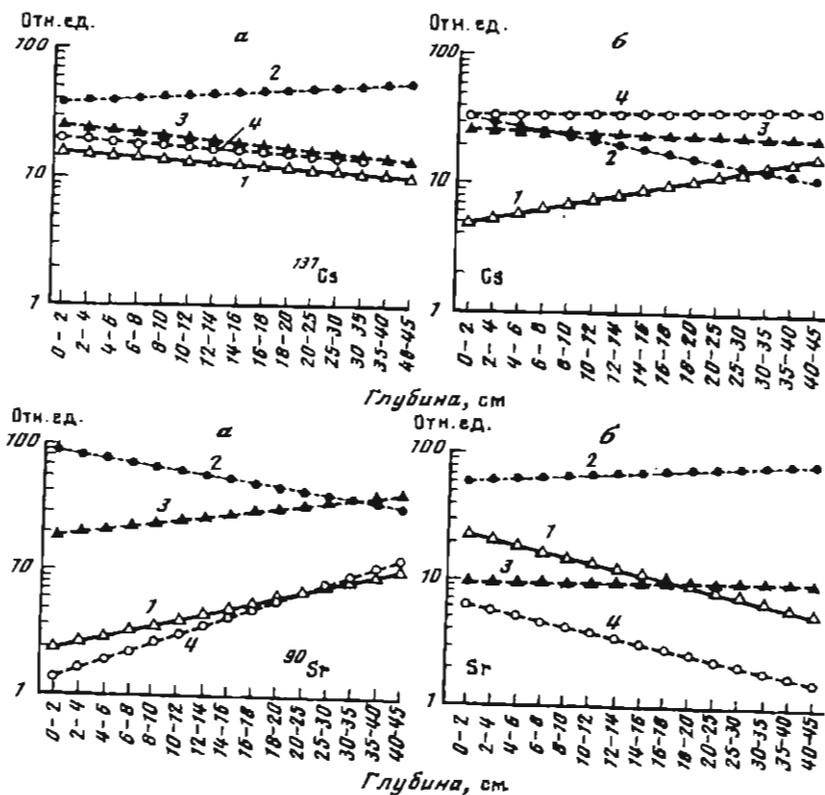


Рис. 66. Линии экспоненциальной аппроксимации тренда профильного распределения различных форм соединений радиоактивных (а) и стабильных (б) изотопов цезия и стронция в торфяных почвах Брянской обл. РФ [168]

Вытяжки: 1 – H_2O ; 2 – $1\text{M CH}_3\text{COONH}_4$; 3 – 1M HCl ; 4 – 6M HCl

Сравнительный анализ форм соединений радиоактивных и стабильных изотопов в лесных почвах показывает, что соотношение фракций стабильных элементов отличается от такового радионуклидов (рис. 66). Так, доля обменного ⁹⁰Sr заметно ниже, а кислоторастворимого (в 1M HCl) выше, чем аналогичных фракций стабильного стронция. Если в целом последний распределяется по фракциям следующим образом: обменные > воднорастворимые > кислоторастворимые в 1M HCl > кислоторастворимые в 6M HCl , то распределение ⁹⁰Sr имеет другой вид: обменные > кислоторастворимые в 6M HCl > кислоторастворимые в 1M HCl > воднорастворимые. В то же время у ¹³⁷Cs, напротив, доля обменных фракций выше, а кислоторастворимых и фиксированных ниже, чем у его стабильного изотопа. Отсюда очевидно, что по истечении 6 лет состояние техногенных радионуклидов в почвах не достигает соответствующего стабильным изотопам квазиравновесного состояния

с условиями среды. Об этом свидетельствует и разнонаправленность линий экспоненциальной аппроксимации тренда профильного распределения стабильных и радиоактивных изотопов (см. рис. 66). Наблюдаемые отличия в соотношениях форм соединений радионуклидов и их стабильных изотопов предопределяют возможность: для ^{90}Sr дополнительной мобилизации его в почвах и, соответственно, нарастания количества доступных для растений форм соединений; для ^{137}Cs , напротив, потенциальной фиксации его в почвах [130].

Как правило, относительное содержание подвижных форм радионуклидов в верхнем органогенном слое почв (гор. О или Ad) значительно меньше, чем в нижележащем органо-минеральном слое 0–5 см (табл. 69). Пониженное относительное содержание подвижных соединений радионуклидов в верхнем слое почвы, несомненно, обусловлено исходно большей долей малорастворимых частиц радиоактивных выпадений в этой части почвенного профиля [141]. Активность же нижележащего 0–5 см слоя в основном определяется мигрировавшими сюда из верхних горизонтов подвижными формами соединений радионуклидов [21]. Вместе с тем на подвижные фракции ^{134}Cs и ^{137}Cs здесь приходится от 1,3 до 14% их общих запасов в данном слое, следовательно, 86–99% Cs, поступившего в горизонт АЕ из вышележащих слоев, либо необменно фиксируется в этой толще, либо изначально поступает в немобильных формах путем лессиважа или кольматажа частиц радиоактивных выпадений.

Содержание обменных радионуклидов в слоях О и 5–10 см значительно превосходит долю их воднорастворимой фракции, причем радионуклидный состав водной и ацетатной вытяжек кардинально различаются. Воднорастворимая фракция обычно представлена практически всеми выпавшими радионуклидами. Ацетатно-аммонийная вытяжка содержит почти исключительно $^{134,137}\text{Cs}$. Аналогичная картина наблюдается для образцов как с низким абсолютным содержанием радионуклидов в вытяжках (уч. Д-1), так и с высоким (уч. Ш-1, Ш-2). Отсутствие других радионуклидов среди обменных форм соединений очевидно обусловлено тем, что в верхнем органогенном слое такие "матричные" радионуклиды, как ^{144}Ce и ^{106}Ru , поступают в водную вытяжку не из ППК, а непосредственно из частиц радиоактивных выпадений, а затем либо необменно фиксируются в гумусо-аккумулятивном горизонте, либо покидают слой 5–10 см с потоком внутрпочвенной влаги. Последнее весьма вероятно в свете химических свойств радионуклидов Ce и Ru: существование их подвижных форм в естественных условиях возможно лишь в качестве анионов или(и) радионуклид-органических растворимых комплексов. Обменная сорбция таких соединений в данном слое должна быть незначительна [1, 132, 133]. Лизиметрические исследования для тех же объектов указывают на преимущественную сорбцию воднорастворимых фракций радионуклидов, особенно ^{144}Ce , в горизонте АЕ [236]. Эти же данные говорят о преимущественной миграции ^{106}Ru с водным потоком по сравнению с другими радионуклидами.

Анализ зависимостей между относительным содержанием обменных форм радиоцезия с некоторыми почвенными характеристиками (суммой

Таблица 69. Радионуклиды в составе ацетатной и водной вытяжек, % от общего содержания в образце

Шифр образца, слой	Водная вытяжка					Ацетатная вытяжка			
	^{144}Cs	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{125}Sb	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{125}Sb
<i>Широколиственно-сосновый лес (уч. Д-1)</i>									
(1) О	–	–	0,68	–	–	1,84	2,12	–	–
(2) 0–5 см	–	–	1,25	–	–	6,33	7,00	–	–
<i>Сосняк разнотравно-зеленомошный (уч. К-2)</i>									
(3) О	0,27	0,07	0,09	0,49	–	1,11	1,16	–	–
(4) 0–5 см	–	2,26	2,02	–	–	6,82	7,56	–	–
<i>Пойменный заболоченный луг (уч. К-4)</i>									
(5) Ad	–	0,07	0,08	–	–	0,26	0,36	–	–
(6) 0–5 см	–	0,20	0,22	–	–	1,21	0,98	–	–
<i>Верховое травяное болото (уч. К-7)</i>									
(7) О	–	0,11	0,13	0,57	4,69	4,28	4,47	0,47	–
(8) 0–5 см	–	0,53	0,61	–	–	3,86	4,18	–	–
<i>Широколиственно-сосновый лес (уч. Ш-1)</i>									
(9) О	0,16	0,04	0,05	0,12	0,81	1,70	1,85	–	–
(10) 0–5 см	–	0,07	0,44	–	–	6,49	6,64	–	–
<i>Культуры сосны (уч. Ш-2)</i>									
(11) О	0,07	0,07	0,07	0,14	0,82	2,17	2,23	–	0,56
(12) 0–5 см	–	0,54	0,64	–	–	13,15	14,78	–	–

Примечание. Прочерк означает содержание радионуклида ниже детектируемого уровня.

обменных оснований, органическим веществом и обменным калием) не показывает очевидных, на первый взгляд, взаимосвязей. В распределении относительного содержания обменного ^{137}Cs в почвах и обменных оснований выявляется обратная зависимость (рис. 67). Особенно интересно, что такая зависимость объединяет столь разнородные объекты, как лесные подстилки, пески и суглинки. Это свидетельствует о слабом влиянии емкости катионного обмена на поглощение ^{137}Cs вследствие того, что в почвах он содержится в ультрамикрочастицах [113]. Также очевидно и то, что исходно формы соединений радионуклидов, поступившие на лесные подстилки и в песчаные минеральные и суглинистые почвенные горизонты, существенно различаются. Совокупное влияние перечисленных факторов и обуславливает такую взаимосвязь.

Более значимое влияние на подвижность цезия оказывает наличие в составе ППК компонентов, способных к необменной сорбции [129]. В соответствии с этим минимальное количество обменного ^{137}Cs наблю-



Рис. 67. Содержание обменного радиоцезия и суммы обменных оснований в различных слоях почв

1-12 - шифр образца (см. табл. 67)

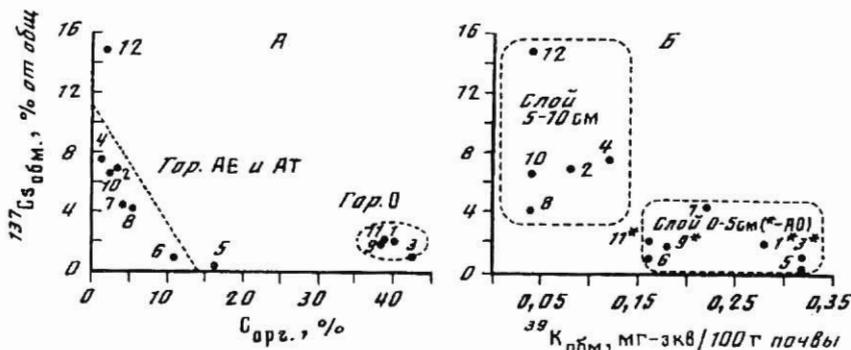


Рис. 68. Содержание обменного ^{137}Cs и органического вещества (А); обменного ^{137}Cs и обменного ^{39}K (Б) в различных слоях почвы

1-12 - шифр образца (см. табл. 67)

дается в глинистых аллювиально-лугово-болотных почвах, а максимальное - в песчаных минеральных слоях подзолистых почв.

Содержание подвижного радиоцезия находится в обратной зависимости от содержания органического вещества, так же как и от суммы обменных оснований (рис. 68). Этот параметр прямо связан с сорбционной способностью почвы и количеством обменных оснований. Таким образом, органическое вещество тоже не оказывает выраженного прямого влияния на подвижность радиоцезия. Вместе с тем его содержание может косвенно влиять на биологическую активность почвенной микрофлоры, способной фиксировать радиоцезий в биомассе [355].

Совокупный анализ содержания обменного ^{137}Cs и стабильного обменного калия также показывает отсутствие четкой зависимости между рассматриваемыми показателями (см. рис. 68), что свидетельствует о различиях в поглощении почвой радиоцезия и его стабильного

Рис. 69. Содержание форм соединений ^{137}Cs в слое 0–10 см различных почв (1993 г.), %

Почвы: 1 – подзолистая песчаная; 2 – торфянисто-глиевая; 3 – аллювиальная лугово-болотная тяжелосуглинистая



неизотопного аналога, связанных, с одной стороны, с химической природой этих элементов, с другой – с существующим динамическим равновесием между твердой и жидкой частями почв для ^{39}K и отсутствием такового для ^{137}Cs . Последнее подтверждается наличием в данных почвах практически постоянного потока ^{39}K с лизиметрическими водами, в то время как радионуклиды почвой активно поглощаются [114].

Суммарные запасы легкодоступных для растений форм соединений (воднорастворимые + обменные) в лесных почвах варьируют от 0,3 до 5% от плотности загрязнения (рис. 69). Содержание подвижного радиоцезия минимально в аллювиальной лугово-болотной почве, что, очевидно, вызвано его фиксацией глинистыми минералами. Наибольшим процентом подвижных форм радионуклидов, особенно радиоцезия, характеризуются гидроморфные торфянистые почвы, что, по-видимому, обусловлено повышенной мобильностью низкомолекулярных радионуклидо-органических соединений [2–6]. В целом аналогичная закономерность наблюдается и при анализе изменения доступных форм соединений радионуклидов (воднорастворимые + обменные + фракция, экстрагируемая 1M HCl) [170, 171].

Основные выводы, вытекающие из анализа форм соединений радионуклидов в лесных почвах, сводятся к следующему. Суммарное содержание подвижных форм радионуклидов в слое 0–5 см составляет 0,4–4% от их общего содержания в этом слое в зависимости от природы нуклида и типа почвы. Количество обменной фракции превышает содержание воднорастворимой в 3–5 раз. В воднорастворимой фракции представлен практически полный спектр выпавших радионуклидов. В обменном комплексе почв из всех радионуклидов представлен лишь радиоцезий. Относительное содержание обменного радиоцезия ниже в почвах и слоях с повышенным содержанием суммы обменных оснований и органического вещества.

В жидкой части почв количество и качественный состав соединений радионуклидов зависит от их химической природы, типа биогеоценоза и изменяется по глубине почвенного профиля. Доля радионук-

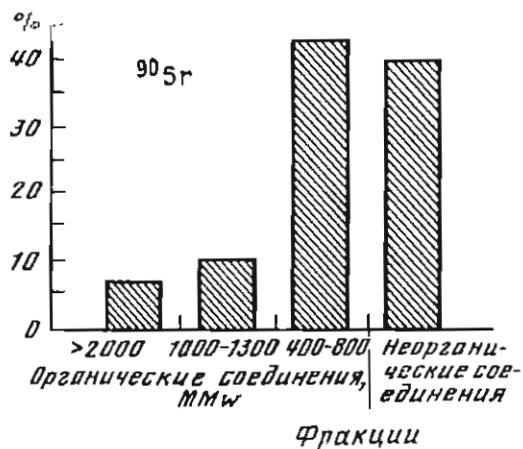
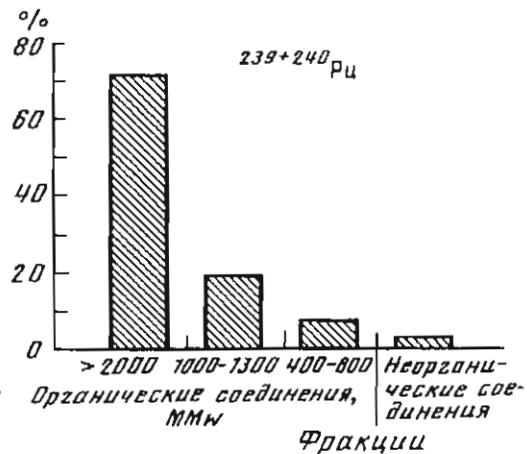
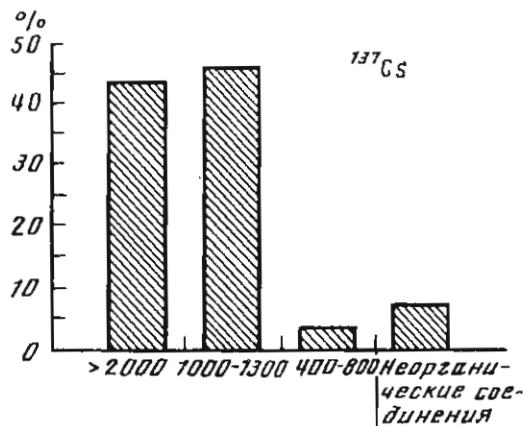


Рис. 70. Распределение радионуклидов в почвенных растворах по различным фракциям [285], %

лидов в составе жидкой части почвы уменьшается в ряду: ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ (^{238}Pu), ^{241}Am [2–6]. Основная часть радионуклидов в почвенных растворах находится в составе радионуклид-органических соединений. $^{239+240}\text{Pu}$ (^{238}Pu) и ^{241}Am образуют ассоциаты преимущественно с относительно высокомолекулярной фракцией ($MW > 2000$), ^{137}Cs с фракциями средних и высоких молекулярных масс ($MW = 1000$ и более), а ^{90}Sr – с наиболее низкомолекулярной фракцией органического вещества ($MW = 350\text{--}500$) (рис. 70, [285]).

5.2. ФИЗИЧЕСКИЕ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ В МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ (модельные эксперименты)

Одна из важнейших задач почвенной химии радионуклидов состоит в получении обобщенных характеристик миграции радионуклидов в системе "почва–растение" различных биогеоценозов в зависимости от факторов внешней среды и времени. Эта информация является базовой для верификации и построения прогнозных моделей радиоактивного загрязнения компонентов природных экосистем, а также для оценки динамики радиационной обстановки на загрязненных территориях. Почва является сложной полифункциональной системой. Здесь одновременно действуют несколько механизмов переноса радионуклидов: диффузия свободных и адсорбированных ионов; конвективный перенос с инфильтрационными потоками влаги в виде ионов, коллоидов или тонкодисперсных твердых частиц; перенос по корневой системе растений; перемещение почвенной фауной; перемешивание почвы при антропогенном воздействии. Т.е. миграция радионуклидов в почвенном профиле является сложным процессом, для точного описания которого необходимо исследование как отдельных вышеперечисленных механизмов, так и их интегральных характеристик, свидетельствующих о динамике профильного распределения радионуклидов в почвах.

Миграция ^{137}Cs в системе "твердая–жидкая часть почвы". Для оценки миграционной способности радионуклидов в системе "твердая–жидкая часть почвы" используют коэффициенты селективности (K_s) и распределения (K_d) [166]. Первые характеризуют реакции ионного обмена (т.е. поведение ионных форм радионуклидов в поверхностном слое почвенных коллоидов), вторые – результирующее распределение радионуклидов между твердой и жидкой частями почв независимо от типа связи радионуклидов с твердой частью. Другими словами, K_d учитывает как обменную сорбцию, так и специфическую необменную сорбцию (или фиксацию радионуклидов твердой частью почвы). Данные коэффициенты характеризуют термодинамический аспект миграционных процессов.

Коэффициенты селективности и распределения ^{137}Cs были определены в экспериментах с образцами дерново-подзолистых почв, отобранных на лесных участках 30-километровой зоны ЧАЭС [198]. Их резуль-

Таблица 70. Коэффициенты селективности (K_s) и коэффициент распределения ^{137}Cs (K_d) в дерново-подзолистой почве в слое 0–15 см [198]

Условия эксперимента ($T^\circ\text{C}/W, \%$)	K_s для различных пар ионов						K_d
	Mg/Ca	K/Ca	Cs/Ca	K/Mg	Cs/Mg	Cs/K	^{137}Cs
25 / 7	0,88	1,52	0,64	1,72	0,72	0,42	2,84
5 / 7	0,41	0,39	0,72	0,96	1,77	1,84	4,95
5 / 14	0,65	0,64	0,74	0,98	1,13	1,15	14,96
25 / 14	0,32	0,34	0,46	1,09	1,46	1,34	5,35

таты представлены в табл. 70. Величины этих коэффициентов меняются в зависимости от условий увлажнения и температуры: а) при постоянной влажности повышение температуры способствует росту селективности к наиболее интенсивно сорбируемым катионам Ca и Cs; б) при постоянной температуре с ростом влажности селективность к Ca и Cs снижается. Из этого следует, что выход обменного Cs в почвенный раствор максимален при низких температурах и высокой влажности. Таким образом, более высокие значения K_s для пар Cs–K наблюдаются при пониженных температурах. Аналогичная тенденция отмечается и при увеличении влажности почв. Одновременно при снижении температуры и повышении влажности наблюдается возрастание K_d ^{137}Cs , что свидетельствует об усилении специфической необменной фиксации радиоцезия на сорбционных позициях глинистых минералов. При допущении, что система "почва–раствор" при данном уровне влажности находится в неравновесном состоянии (а это подтверждается сопоставимостью результатов экспериментов по различным срокам инкубации), можно предположить, что низкая температура препятствует преодолению барьера активации радиоцезия при вытеснении им обменных катионов из ППК, а высокая влажность обуславливает "растягивание" диффузного слоя почвенных коллоидов и повышает подвижность катионов в системе "ППК–почвенный раствор". Это приводит к своеобразной перекачке радиоцезия из обменного состояния в фиксированное. Объяснение данной ситуации нужно искать в сфере кинетики сорбционных процессов, поскольку миграция радионуклидов в значительной степени определяется особенностями кинетики обменной и необменной сорбции.

Кинетика обменной и необменной сорбции ^{137}Cs песчаными почвами. В эксперименте по изучению кинетики сорбции в статических условиях [198] образцы незагрязненной почвы со сходными ионообменными свойствами обрабатывали водными экстрактами из загрязненной подстилки при разных сочетаниях температуры и влажности. В течение различных интервалов времени (от 10 с до 1 мес.) почву термостатировали, после чего производили разделение фаз ультрафильтрацией под вакуумом и сравнивали удельные активности фильтрата и исходного раствора. Оставшуюся на фильтре почву немедленно промывали 0,1M

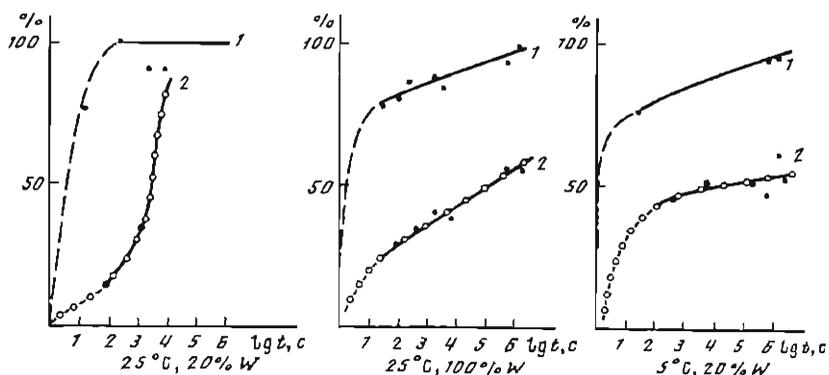


Рис. 71. Доля сорбированных (1) и фиксированных (2) радионуклидов от внесенного количества в зависимости от времени взаимодействия почвы и раствора, %

раствором ацетата аммония для отделения сорбированных форм радионуклидов. В отмытой почве по удельной активности находили содержание необменно-сорбированных радионуклидов. В статических условиях при полном влагонасыщении порового пространства почвы (30 вес.%) обменная сорбция завершается в течение 6–10 мин (рис. 71). Начиная с этого момента, т.е. после завершения перехода ^{137}Cs из раствора в твердую часть, наступает период перераспределения радионуклидов между обменными и необменными формами в сторону последних. Доля фиксированных радионуклидов на этот момент составляет 20% от общего количества ^{137}Cs в системе, по истечении суток она возрастает до 90%. При данной влажности фиксация требует для своего завершения нескольких суток. При большей влажности сорбция радиоцезия почвой сильно замедляется. Через месяц после инкубации до 5% радионуклидов обнаруживается в свободном состоянии в растворе (рис. 72). Фиксация ^{137}Cs также ограничена в пределах 50–60% его общего содержания. Доля обменных радионуклидов ^{137}Cs стабилизируется на уровне 40–50% со слабой, но устойчивой тенденцией к снижению. Очевидно, как и при пониженной влажности в системе происходит непрерывное перераспределение ^{137}Cs сначала между почвенным раствором и диффузным слоем коллоидов, образующих ППК, а затем между диффузным слоем и необменными позициями в решетке глинистых минералов. Оба эти процесса, и особенно переход радиоцезия из обменного состояния в необменное, значительно замедлены из-за большой толщины водных пленок и связанного с этим увеличения толщины диффузного слоя. Диффузионная природа замедления сорбции ^{137}Cs при повышенной влажности подтверждается слабой выраженностью температурного эффекта в этих условиях.

Анализ состава фильтратов из колонок показывает, что после того, как почва в колонках выдерживалась в течение суток при влажности 30% и температуре 5°C, первые порции фильтрата практически не

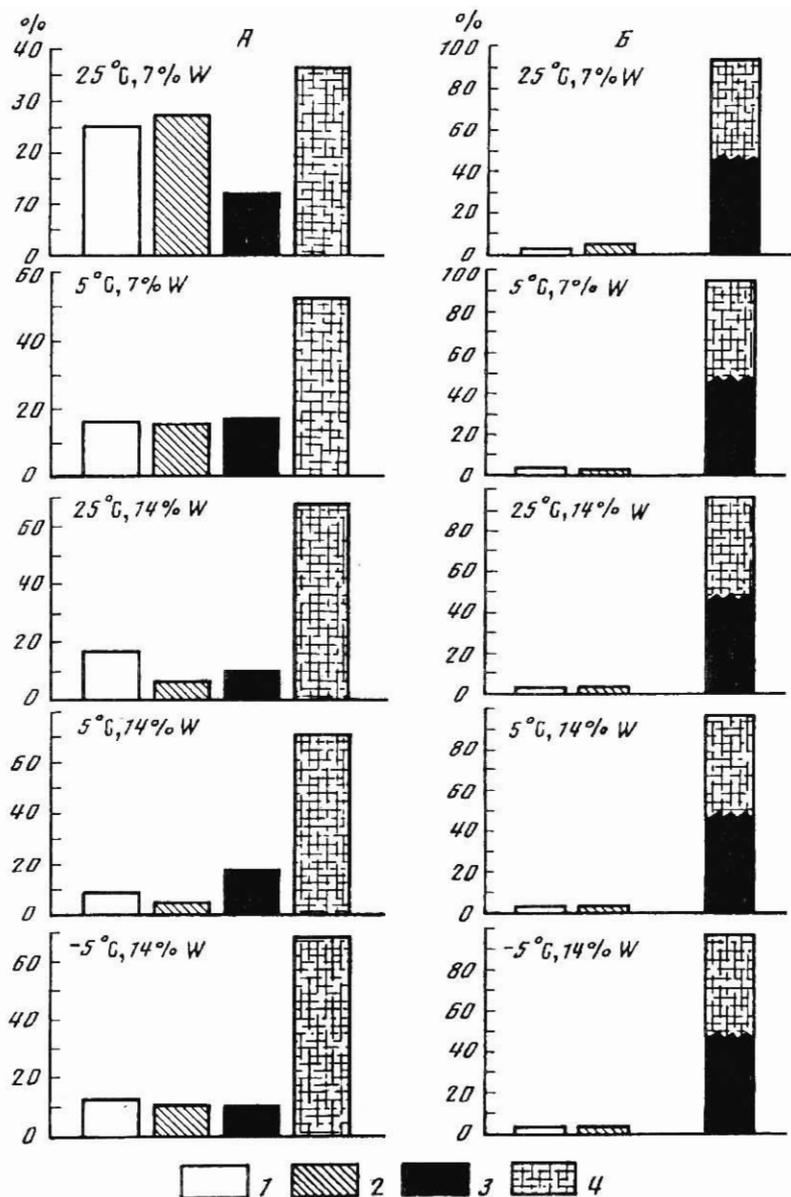


Рис. 72. Формы соединений радионуклидов в почве при различных гидро-термических режимах и сроках инкубации: А – в течение одного месяца; Б – в течение 10 месяцев

Формы соединений: 1 – водноэкстрагируемые; 2 – обменные; 3 – необменные, фиксированные минеральной частью; 4 – необменные органо-минеральные соединения, разлагаемые H_2O_2

содержат радионуклидов. Из статических экспериментов следует, что в данных гидротермических условиях такого времени достаточно как для завершения ионообменных процессов, так и для фиксации радионуклидов. В последующих порциях фильтрата наблюдается пик концентрации радиоцезия. Это означает, что за 10–15 мин в течение которых первая порция раствора, наиболее обогащенная вынесенным из подстилки радиоцезием, профильтровывается через колонку, вынесенный ^{137}Cs не успевает полностью сорбироваться почвой. Замораживание влажной почвы приводит к предотвращению полной сорбции радионуклидов, в результате чего наблюдается резкий рост их концентрации в фильтратах при поливе после размораживания. Следует ожидать, что в момент интенсивного вертикального массопереноса распределение радионуклидов между твердой и жидкой частями в ограниченном объеме почвы будет регулироваться посредством катионного обмена. При этом соотношение между катионами в растворе и твердой части будет зависеть от величин соответствующих K_s . С установлением стационарного состояния, когда влагоперенос в почве замедлен или отсутствует, фиксация ^{137}Cs не будет лимитироваться кинетическим фактором и окажет определяющее влияние на распределение катионов между частями почвы. В этом случае последнее может быть охарактеризовано величиной K_d .

Определение коэффициента диффузии ^{137}Cs . Известно, что скорость ионообменных процессов в почвах характеризуется в основном величиной коэффициента диффузии (D). Предыдущими исследованиями было показано, что основную роль в перераспределении радионуклидов в почве играет диффузионный процесс [131, 258]. Более тонкие исследования показывают, что при концентрации сорбируемых ионов ниже 0,01 г-экв/л, что справедливо в отношении радионуклидов, содержащихся в почвенном растворе, скорость ионного обмена лимитируется внешней (или пленочной) диффузией [24]. То же было показано для различных пар ионов [334, 346]. Однако имеются сведения о внутридиффузионном механизме сорбции катионов почвой, когда скорость сорбции сильно зависит от передвижения катионов в непосредственной близости от поверхности почвенных коллоидов и между слоями кристаллической решетки глинистых минералов [257]. Представляется, что кинетика сорбции радионуклидов (в частности ^{137}Cs) осложнена параллельным протеканием двух процессов: собственно ионного обмена, лимитированного внешней диффузией и необменной фиксацией, скорость которой существенным образом зависит от скорости перераспределения ионов вблизи поверхности твердой части. Для радионуклидов чернобыльского выброса диффузионный перенос является определяющим: от 60 до 99% ^{137}Cs перемещается в почве в результате диффузии [138, 172], хотя анализ величин коэффициентов диффузии ^{137}Cs в различных почвах и субстратах свидетельствует, что его значения для ^{137}Cs "чернобыльского выброса" несколько ниже, чем глобального (табл. 71).

Как и в случае с глобальными выпадениями этот показатель существенно варьирует в зависимости от свойств почв (режима увлажнения).

Таблица 71. Коэффициенты диффузии ^{137}Cs в различных почвах

Почва (субстрат)	D , $\text{см}^2/\text{с}$	Автор
Подзолистая песчаная	$1,0\text{E} - 5$	[351]
Песчаный подзол грунтового увлажнения	$1,0\text{E} - 7$	"
Подзолистые супесчаные	$(2,0-7,0)\text{E} - 7$	"
Подзолистые глинисто-опесчаненные	$5,0\text{E} - 7$	"
Подзолистые суглинистые	$2,0\text{E} - 7$	"
Гумусо-глеевые суглинистые	$5,0\text{E} - 7$	"
Полуболотные пылевато-суглинистые	$7,0\text{E} - 7$	"
Подзолистые глинистые	$(2,0-3,0)\text{E} - 7$	[349]
Супесчаные	$1,6\text{E} - 7$	[308]
Карбонатная супесь	$2,0\text{E} - 7$	"
Карбонатный суглинок	$2,0\text{E} - 7$	"
Торфянистая	$2,1\text{E} - 7$	"
Залежь (30-километровая зона ЧАЭС)	$(0,2-4,5)\text{E} - 8$	[28, 30]
Дерново-слабоподзолистая песчаная ближней зоны ЧАЭС	$(2,0-3,3)\text{E} - 8$	[213]
Дерново-подзолистая супесчаная белорусского сектора ЧАЭС	$2,0\text{E} - 8$	[83]
Дерново-подзолистая супесчаная	$(1,4-4,9)\text{E} - 8$	[138]
Торфяно-болотные	$(1,2-4,1)\text{E} - 7$	"
Дерново-подзолистые целинные Брянской обл.	$(0,6-5,9)\text{E} - 8$	[275]
Дерновые, дерново-подзолистые, торфяно-болотные Беларуси	$(0,4-10,0)\text{E} - 8$	[180, 183]
Автоморфные 30-километровой зоны ЧАЭС	$(1,1-1,7)\text{E} - 8$	[12, 13]
Гидроморфные 30-километровой зоны ЧАЭС	$(1,8-2,3)\text{E} - 8$	"

нения, гранулометрического состава и др.) и времени. Наиболее высокие значения D отмечаются в гидроморфных и полугидроморфных почвах, в то же время во всех случаях величина D уменьшается со временем. Серия экспериментов по определению скорости диффузии ^{137}Cs в профиле лесных почв показывает, что величина D , рассчитанная по уравнению, приведенному в работе [340], в различных горизонтах лесных почв неодинакова [198]:

Вариант	D , $\text{см}^2/\text{с}$;
а) подстилка—подстилка	$0,2\text{E} - 10$;
б) подстилка—почва	$0,1\text{E} - 10$;
в) почва—почва	$4,5\text{E} - 8$.

Сопоставление полученных данных с результатами исследований, проведенных различными авторами (см. табл. 71) для аналогичных объектов, затруднено и может быть проведено только для варианта "почва—почва". Значения D , полученные в варианте в), укладываются в интервал колебаний данного показателя для дерново-подзолистых почв

других зон. Что касается вариантов а) и б), то аналогичных литературных данных не найдено. Однако из частного сообщения D.W. Oscarson (Канада) следует, что в органогенных горизонтах почв фиксируются более низкие значения D для ^{137}Cs . Можно согласиться с ним, что причина заключается в более разветвленной сети порового пространства гумусированных горизонтов.

Поступление ^{137}Cs в почвенный раствор из "горячих частиц", содержащихся в подстилке. Рассматривая биогеохимию радионуклидов чернобыльского происхождения, нельзя не учитывать множественность физико-химических форм выпадений и, в первую очередь, наличие так называемых топливных "горячих" частиц. Мобильность депонированных в них радионуклидов зависит от дисперсности частиц, физико-химической устойчивости матрицы в реальных почвенно-экологических условиях, химической природы нуклида [91, 129, 130]. Это является еще одним дополнительным фактором, оказывающим влияние на неоднородность процессов миграции радионуклидов в ландшафтах.

Для оценки масштаба поступления ^{137}Cs из "горячих" частиц в почвенный раствор нами был проведен следующий эксперимент. Образцы подстилки, содержащие "горячие" частицы, были отмыты от подвижных форм радиоцезия путем нескольких последовательных обработок уксусом аммония и дистиллированной водой до стабилизации концентрации нуклида в фильтрате. Результаты опыта свидетельствуют, что уже после трех обработок NH_4COOH содержание ^{137}Cs в фильтрате стабилизируется на определенном уровне, примерно соответствующем уровню концентрации водной вытяжки из данных образцов. При этом из подстилки вытесняется 2,5–4,4% радиоцезия, очевидно, представленного подвижными формами. После месячной инкубации при определенной температуре (25°C) и влажности (30%) и аналогичной обработке указанными реагентами вытесняется еще 0,8% общего запаса ^{137}Cs . Наиболее вероятно, что этот цезий поступил из топливных частиц, поскольку известно, что органическое вещество подстилки сорбирует данный радионуклид исключительно по обменному типу, а обменный цезий был нами заранее удален. То ничтожное количество минеральных примесей, которое могло присутствовать в модельных образцах, вряд ли могло стать причиной поступления дополнительного количества ^{137}Cs в раствор, так как основная его часть оказывается фиксированной в кристаллической решетке минералов и не вытесняется стандартными реагентами. Следовательно, наиболее реальным источником поступления ^{137}Cs в сферу обменных реакций в подстилке являются "горячие" частицы.

В первом приближении можно считать, что масштаб высвобождения радиоцезия из радиоактивных частиц в результате биохимических процессов, протекающих в подстилке, составляет 0,8% в месяц при температуре 25°C и влажности 30%. Принимая продолжительность периода активного биохимического выветривания равной 4–5 месяцев, получим оценочную величину годового поступления ^{137}Cs из "горячих" частиц равную 3,2–4,0%. При этом вышедший из топлива

радиоцезий на 90–95% поглощается обменным комплексом самой подстилки. Если скорость выхода радиоактивных элементов из "горячих" частиц сопоставима со скоростью диссоциации элементов в системе "твердая–жидкая часть почвы", тогда количество подвижных радионуклидов в почве будет сильно зависеть от содержания этих частиц. Чем выше их вклад в состав загрязнения почв, тем большим потенциалом выделения радионуклидов в почвенный раствор обладает данный объект.

Совместное влияние диффузии, массопереноса и лессиважа на миграцию ^{137}Cs . В еще одной серии модельных экспериментов на почвенных колонках показано совместное влияние диффузии, массопереноса и лессиважа на миграцию ^{137}Cs для сравнения полученных результатов с показателями реального перераспределения радиоцезия в нативных условиях. В первой серии опытов моделирование миграции радионуклидов осуществлялось путем пропуска через колонки растворов, состав и количество которых соответствовали природным условиям данного региона. Моделировали 3 сезона, отличающихся по гидротермическим условиям: а) летне-осенний период с высокими температурами и суммой осадков 370 мм; б) зимний период с отрицательными температурами и отсутствием влагопереноса (замораживание); в) весенний период с низкими температурами и суммой осадков с учетом снеготаяния 230 мм. Полученные данные для 3-х модельных сроков (1, 3 и 10 лет) показали, что за годовой период из подстилки в минеральную часть почвы перемещается 0,83% ^{137}Cs от его общего запаса, причем большая его часть поглощается почвой. В почве распределяется 0,80% ^{137}Cs и только 0,03% уходит за пределы профиля (колонки) (табл. 72).

За 3-летний период в почву из подстилки переходит 2,33% от общего запаса радионуклидов, из них 0,06% выходит за пределы колонки. За этот срок рост удельной активности происходит только в пределах верхней 2-сантиметровой минеральной толщи почвы, отличия в нижележащих слоях недостоверны. За 10-летний период наблюдается рост удельной активности этих слоев, однако верхний подподстилочный слой почвы сдерживает миграцию радионуклидов. Если количество радионуклидов, перемещенных из подстилки в почву, принять за 100%, то их доля возрастает с 4,05% в 1 год до 6,93% через 10 лет. Это означает, что в почвенном растворе увеличивается относительное содержание тех форм радионуклидов, которые обладают повышенной миграционной способностью.

В течение первого года верхний полусантиметровый слой почвы поглощает около 65% всех вышедших из подстилки радионуклидов, за 3 года суммарное поглощение составляет 85%. Вероятнее всего это связано с усилением переноса твердых частиц топлива из подстилки без их разрушения по типу лессиважа, а также с диффузионным переносом радионуклидов, поскольку в эксперименте наблюдается неадекватный преобладающий рост удельной активности данного слоя по отношению к суммарному количеству радионуклидов, вынесенных из подстилки с током влаги.

Таблица 72. Распределение ^{137}Cs по слоям почвенных колонок

Слой, см	Диффузия, 3 мес.		Фильтрация, 3 года		Диффузия + + фильтрация, 3 года		Фильтрация, 10 лет	
	1*	2	1	2	1	2	1	2
Подстилка	99,14		98,94		99,12		98,9	
0-0,5	0,76	88,32	0,67	63,4	0,64	74,74	0,82	72,85
0,5-1	0,07	8,27	0,12	11,11	0,08	8,44	0,09	8,81
1,0-2	0,02	1,79	0,08	8,04	0,05	4,08	0,04	5,54
2,0-3	0,00	0,08	0,07	6,59	0,01	1,55	0,02	1,60
3,0-5	0,01	1,35	0,03	2,76	0,01	0,98	0,01	1,12
5,0-7	0,00	0,00	0,01	0,98	0,01	0,4	0,00	0,89
7,0-12,0	0,00	0,22	0,04	3,45	0,02	4,42	0,05	2,02
Фильтрат	0,00	0,00	0,04	3,66	0,06	5,39	0,06	7,17
Вывнесено из подстилки	0,86		1,06		0,88		1,1	

* 1 - % от общего запаса; 2 - % от выноса из подстилки

Замораживание влажной почвы в колонках приводит к снижению сорбции радионуклидов. Это обуславливает резкий рост их концентрации в фильтратах при поливе после замораживания. Кроме того, то обстоятельство, что при пониженной температуре с меньшим объемом фильтра из колонок выходит такое же количество радионуклидов, как и с двукратным объемом при комнатной температуре, подтверждает сделанный нами ранее вывод о том, что в холодное время года цезий способен активнее десорбироваться из почвы, чем при повышенных температурах.

В целом из данных эксперимента следует, что наибольшая подвижность ^{137}Cs в дерново-подзолистых песчаных почвах должна наблюдаться в условиях повышенного гидроморфизма, а также при одновременном выпадении большого количества атмосферных осадков и активном снеготаянии. В этих случаях возможен быстрый перенос радионуклидов из подстилки в почву, причем, чем выше скорость фильтрации и глубже фронт промачивания, тем большая доля радиоактивных веществ проникает в подпочвенные горизонты. Сопоставление модельных экспериментов с данными натурных наблюдений свидетельствует о качественно адекватном воспроизведении в модели почвенных процессов, обуславливающих поведение радионуклидов в песчаных почвах.

В еще одной серии экспериментов на почвенных колонках была поставлена задача предотвратить возможный перенос твердых частиц между отдельными слоями. Это было достигнуто путем отделения каждого слоя, включая подстилку, с помощью бумажного фильтра. В данной серии опытов воспроизводились следующие режимы: а) диффузия в стационарном режиме (25°C, 3 месяца); б) фильтрация

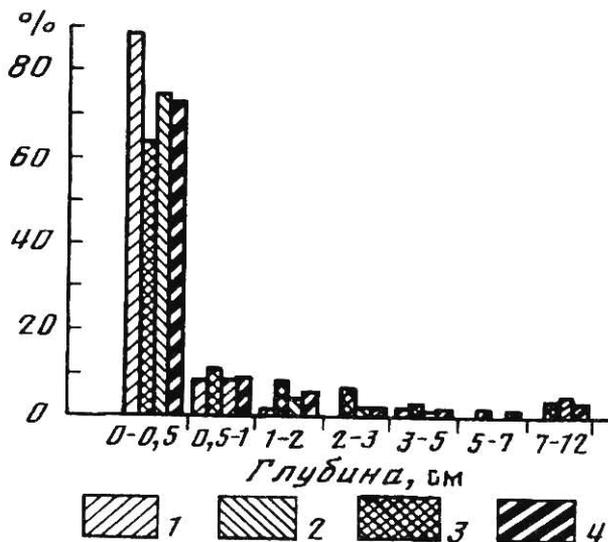


Рис. 73. Влияние различных процессов на перераспределение ^{137}Cs в почве (модельный эксперимент, за 100% принято количество ^{137}Cs , поступившее из подстилки)

Процессы:

1 – диффузия, 3 месяца; 2 – диффузия + фильтрация, 3 года; 3 – фильтрация, 3 года; 4 – фильтрация, 10 лет

в объеме 3-летней нормы осадков (25°C , 1 неделя); в) чередование фильтрационных и диффузионных периодов (3-летняя норма осадков, периоды стационарной диффузии – 1 месяц, 25°C); г) фильтрация в объеме 10-летней нормы осадков (25°C , 1 месяц). Главный вывод из этой серии экспериментов, результаты которых представлены в табл. 70 и на рис. 73, состоит в том, что основным фактором, обуславливающим перенос ^{137}Cs в пределах подподстилочного слоя почвы (0–1 см) является диффузия. Все различия в содержании нуклида в нижележащих слоях вызваны его передвижением с нисходящим током влаги и отражают слабовыраженную тенденцию к его внутрипрофильному перераспределению. Предотвращение возможного переноса твердых частиц оказывает заметное влияние на интенсивность перемещения ^{137}Cs из подстилки в почву. Так, по сравнению с вариантами опыта из первой серии экспериментов, моделирующего 3-летнюю фильтрацию + диффузию, когда вынос радионуклидов составил 2,3% от их общего запаса, в опыте с предотвращением переноса он составил всего 1%. Очевидно, что перенос радионуклидов по типу лессиважа в реальных условиях будет еще более заметным.

6. БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПОТОКИ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ЛАНДШАФТАХ

Миграция радионуклидов в системе "почва–растение" является определяющей в процессах их перераспределения в наземных экосистемах в целом. Внутри подсистем почвы и фитоценоза, в свою очередь, происходит перераспределение радионуклидов между компонентами более низкого ранга. Представление о роли различных компонентов БГЦ в аккумуляции радионуклидов, направлении и интенсивности процессов их миграции может дать анализ отдельных потоков биогеохимического цикла радионуклидов в различных ландшафтах.

6.1. ПОСТУПЛЕНИЕ В СОСТАВЕ РАСТИТЕЛЬНОГО ОПАДА

Уже через 2 года после аварии на ЧАЭС лесная растительность в значительной степени очищается от радиоактивных выпадений. В то же время остаточное загрязнение поверхности древостоя, особенно структурных частей, открытых к внешнему загрязнению (наружные слои коры, ветви), сохраняется и в последующие годы. Наряду с этим спустя 2–3 года после выпадений наблюдается активное корневое потребление радионуклидов растениями и, соответственно, заметное повышение их концентрации во внутренних тканях и ассимилирующих органах древостоя. Следовательно, поток радионуклидов, ежегодно поступающих на поверхность почвы с растительным опадом, сохраняется. Загрязненный опад служит питательным субстратом для многих почвенных беспозвоночных, т.е. радионуклиды непосредственно включаются в пищевые цепи экосистем [127, 356]. При разложении опада связанные в его массе радиоактивные элементы переходят в легкоподвижные соединения и в таком виде возвращаются в корнеобитаемую зону, что, несомненно, влияет на их миграционную подвижность как в почвенном профиле, так и в системе "почва–раствор". Таким образом, поток радионуклидов с растительным опадом является неотъемлемой частью их биогеохимических циклов.

Масса опада в лесах Украинского Полесья колеблется от 310 до 560 г/м²/год, что определяется типом БГЦ и климатическими условиями года (рис. 74). Основной вклад в поступление радионуклидных остатков в подстилку составляет опад листьев и хвои (рис. 75). Максимальная доля этой фракции (более 50%) отмечается в широколиственно-хвойных и хвойных ценозах, в черноольховых лесах она уменьшается до 40%.

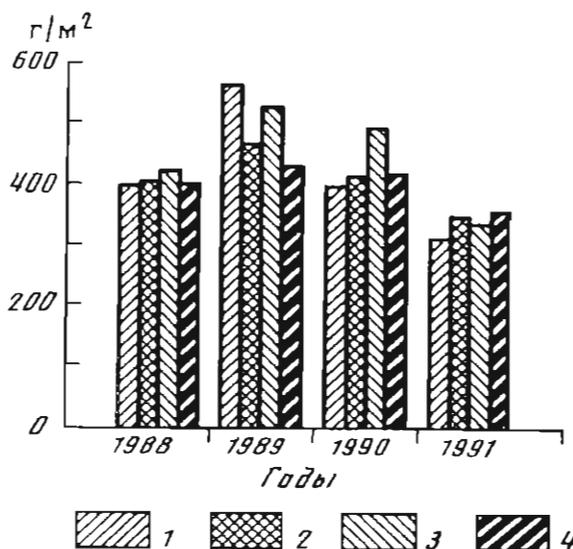


Рис. 74. Многолетняя динамика поступления растительных остатков с опадом в лесных БГЦ (в пересчете на вещество, высушенное при 105°C)

1 – уч. Д-1; 2 – уч. Д-3; 3 – уч. К-2; 4 – уч. Ш-1

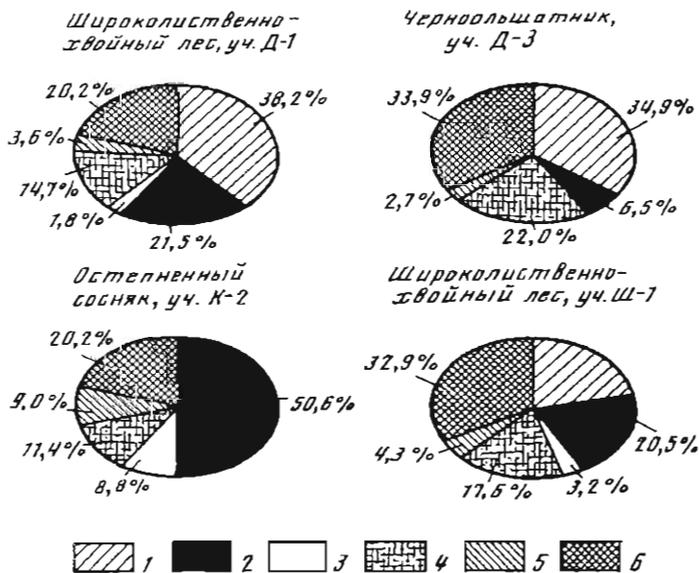


Рис. 75. Фракционный состав растительного опада в лесных БГЦ (% от массы, средние данные за 2 года)

1 – листья; 2 – хвоя; 3 – шишки; 4 – ветви; 5 – кора наружная; 6 – прочие

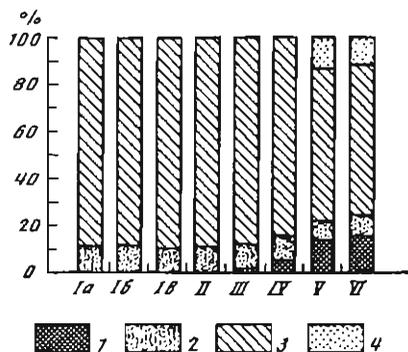
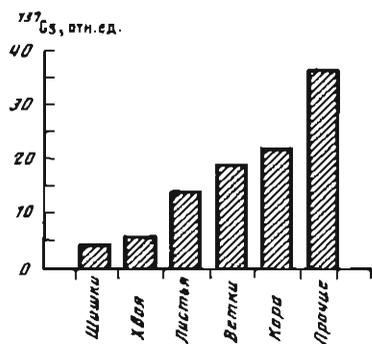


Рис. 76. Относительная концентрация ¹³⁷Cs во фракциях опада лесных БГЦ

Рис. 77. Радионуклидный состав загрязнения различных фракций опада (по данным на 1990 г.)

Фракции опада: I – листья (а – дуба; б – березы; в – осины); II – шишки, III – хвоя; IV – ветви; V – кора; VI – прочие. Радионуклиды: 1 – ¹⁴⁴Cs, 2 – ¹³⁴Cs; 3 – ¹³⁷Cs; 4 – ¹⁰⁶Ru

Второе место по массе занимает морфологически плохо идентифицируемая и трудноразделимая фракция диаметром менее 2 мм (т.н. "прочие"), в которую входят пылеватые частицы, мелкие чешуйки коры, фрагменты различных структур, пыльца, семена и т.д. Невелико поступление с опадом коры и ветвей, минимальный процент приходится на шишки (за исключением опада в чисто хвойных лесах).

Поток радионуклидов в почву с опадом определяется не только его массой, но и концентрацией радиоактивных элементов в составе различных фракций. Максимальная удельная активность отмечается в таких фракциях, как "прочие" и кора наружная и минимальная – в шишках и хвое (рис. 76). Ветки и листья по этому показателю занимают промежуточное положение. Т.е. наибольшей удельной концентрацией характеризуется опад тех структурных компонентов древесного опада, которые в период аварии были экспонированы к внешнему загрязнению (кора наружная), или тех, которые обогащены атмосферными радиоактивными пылеватыми частицами ("прочие"). Это подтверждается наличием в радионуклидном составе загрязнения опада ¹⁴⁴Ce и ¹⁰⁶Ru (рис. 77). Поскольку градиент концентрации радионуклидов между свежим опадом и почвой составляет 2–3 порядка, даже незначительное попадание частиц пыли в опад может вызвать заметное изменение его радионуклидного состава.

Удельная активность компонентов опада, как правило, выше, чем соответствующих вегетирующих органов. Вместе с тем у некоторых древесных пород активность листового опада не столь существенно отличается от таковой вегетирующих ассимилирующих органов. Примером могут служить листья дуба. Наибольших величин выявленные различия достигают у хвои сосны и листьев березы. Последнее,

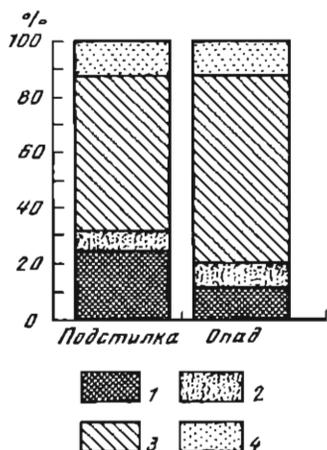


Рис. 78. Радионуклидный состав загрязнения подстилки и опада в лесах 30-километровой зоны ЧАЭС (по данным на 1990 г.)

1 – ^{144}Cs ; 2 – ^{134}Cs ; 3 – ^{137}Cs ; 4 – ^{106}Ru

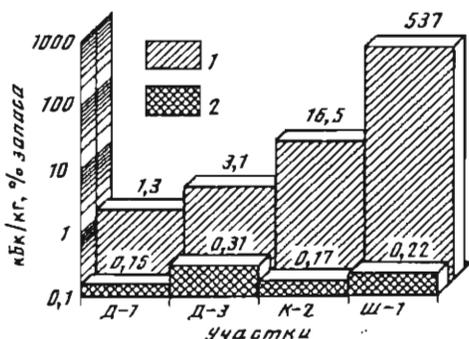
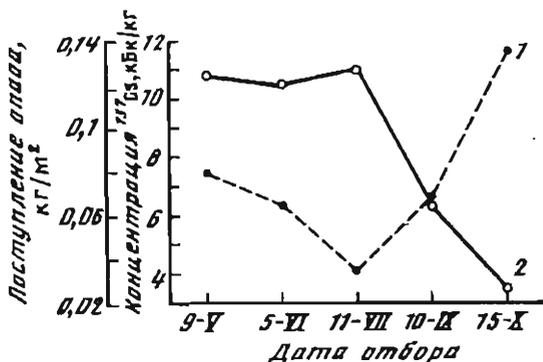


Рис. 79. Удельная активность опада (1) и относительное поступление с ним радионуклидов (2) в различных БГЦ (по данным на 1990 г.)

видимо, можно также объяснить наличием и липкостью органических и неорганических выделений на листовой поверхности этих пород. Примечательно, что в опаде ассимилирующих органов примесь ^{144}Cs наблюдается только в хвое, срок жизни которой более двух лет. Последнее предопределяет более длительное поверхностное загрязнение хвои по сравнению с ассимилирующими органами лиственных пород. В то же время радионуклидный состав загрязнения опада, в отличие от почвы, более обогащен ^{137}Cs , что, видимо, обусловлено его селективным поступлением в растения по сравнению с другими гамма-излучающими радионуклидами (рис. 78).

В ряду лесных БГЦ наблюдается непропорциональное изменение абсолютной концентрации радионуклидов в составе опада и их относительного содержания (рис. 79). Если удельная активность опада находится практически в прямой зависимости от плотности загрязнения и, соответственно, максимальна на участках ближней зоны выпадений, то относительная концентрация радионуклидов в опаде заметно выше в ценозах, где отмечаются наиболее высокие коэффициенты их перехода в древесную растительность, т.е. в гидроморфных ландшафтах. Таким образом, удельная активность опада и радионуклидный состав загрязнения его компонентов во многом определяются плотностью и радионуклидным составом загрязнения почв, видовым составом древесного яруса, почвенно-экологическими условиями, а также климатическими факторами, определяющими интенсивность пылепереноса. От указанных показателей зависит сезонная и многолетняя динамика удельной активности растительного опада.

Рис. 80. Сезонная динамика поступления опада (1) и содержания в нем радионуклидов (2) в хвойных лесах (по данным на 1994 г., уч. К-2)



В сезонной динамике поступления опада (в частности в хвойных БГЦ) отмечается два максимума: зимне-весенний и осенний (рис. 80). Обращает на себя внимание характер отношения массы опада к концентрации в нем радиоцезия. С увеличением массы растительных остатков количество ^{137}Cs в них уменьшается, что свидетельствует о его возможном оттоке вместе с ассимилятами и минеральными элементами из ассимилирующих органов в периоды, предшествующие сезонному опаду [352–354].

В многолетней динамике концентрации ^{137}Cs в опаде различных экосистем прослеживаются неоднозначные тенденции (табл. 73). В течение 3–4-х лет во всех БГЦ наблюдается снижение концентрации радионуклидов в опаде. Затем ход динамики меняется: на участках автоморфных ландшафтов в широколиственно-хвойных и хвойных ценозах (уч. Д-1 и К-2) отмеченное падение продолжается; на участках гидроморфных ландшафтов (уч. Д-3) и в 5-километровой зоне ЧАЭС (уч. Ш-1) начинается рост активности поступающего на поверхность почвы опада. Бесспорно, что отмеченная динамика имеет тот же

Таблица 73. Многолетняя динамика концентрации ^{137}Cs в опаде (средние данные при $n = 5-10$). кБк/кг абс. сухого вещества

Год	Участок			
	Д-1	Д-3	К-2	Ш-1
1988	6,41	5,34	99,2	175,79
1989	2,93	3,1	59,81	221,44
1990	1,37	3,06	21,07	152,96
1991	0,97	3,91	19,59	291,52
1993	–	–	12,18	–
1994	–	–	7,41	–

Примечание. Прочерк означает отсутствие данных.

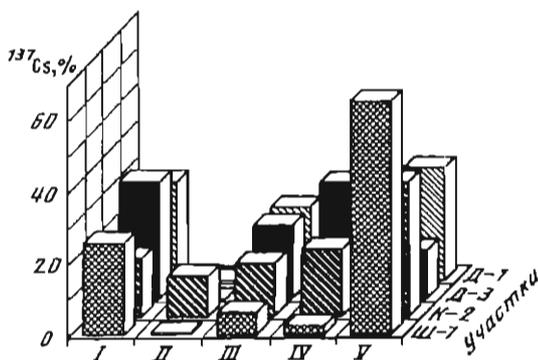


Рис. 81. Поступление ^{137}Cs на поверхность почвы в лесных БГЦ с различными фракциями опада, % от суммарного (по данным на 1990 г.)

Фракции опада:

I – ассимилирующие органы; II – шишки; III – ветви; IV – кора наружная; V – прочие

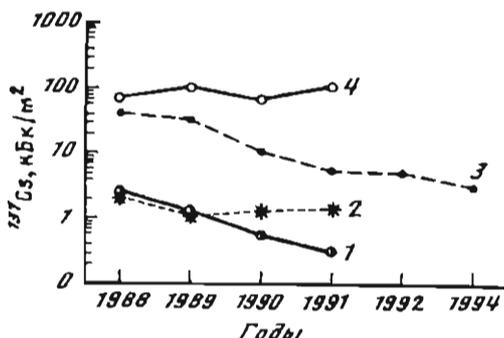


Рис. 82. Многолетняя динамика поступления ^{137}Cs с растительным опадом на поверхность почвы в лесных БГЦ

1 – уч. Д-1; 2 – уч. Д-3; 3 – уч. К-2; 4 – уч. Ш-1

характер, что и динамика КП ^{137}Cs в растительность этих ценозов и, следовательно, обусловлена накоплением ^{137}Cs древостоем.

Количественная оценка различных показателей опада (массы, радионуклидного состава и его удельной активности) позволяет определить поток ^{137}Cs с опадом в лесных экосистемах (рис. 81). В абсолютных величинах поток находится почти в прямой зависимости от плотности загрязнения. В относительных же единицах он максимален на участках, где зафиксированы наиболее высокие КП ^{137}Cs в растительность. Повышенное количество активности поступает с такими фракциями опада, как "прочие", а также с листьями и хвоей; минимальное – с шишками. Возврат ^{137}Cs с фракцией "прочие" резко возрастает на опушках леса и участках, расположенных вблизи автодорог, что обусловлено обогащением опада пылеватыми радиоактивными частицами. В черноольховых лесах (уч. Д-3) наблюдается повышенное поступление ^{137}Cs в составе фракции коры наружной, что, возможно, связано с высокой сорбционной способностью этих слоев коры по отношению к внешнему загрязнению. Небольшой по сравнению с другими ценозами возврат ^{137}Cs с опадом коры наружной и ветвей на участках 5-километровой зоны ЧАЭС, вероятно, является следствием очень высокой интенсивности процессов самоочистки, имевших место на данных участках в начальный период после выпадений.

В многолетней динамике поступления ^{137}Cs с опадом в общем плане отмечаются те же тенденции, что и в изменении удельной активности опада во временном ряду (рис. 82, табл. 73). Спустя 2–3 года после выпадений на участках ближней зоны (уч. Ш-1) и гидроморфных ландшафтах (уч. Д-3) наблюдается рост поступления ^{137}Cs в составе опада, а во всех ценозах автоморфных ландшафтов (уч. К-2 и Д-1) происходит снижение интенсивности потока ^{137}Cs , что находится в соответствии с динамикой КП ^{137}Cs в растительность этих БГЦ. Несколько большее снижение поступления ^{137}Cs с опадом, особенно в начальный период, наблюдается в широколиственно-хвойных лесах по сравнению с чисто хвойными ценозами, что объясняется разной периодичностью смены ассимилирующих органов лиственных и хвойных пород.

В целом же относительное ежегодное поступление радиоцезия с опадом на поверхность почвы после 1988 г. составляет от 1,5 до 6,2 от его запасов в растительном ярусе и от 0,2 до 0,7% от общего запаса ^{137}Cs в экосистеме. Очевидно, что в первые 2 года после аварии эта величина была значительно выше за счет процессов самоочищения растительного яруса от внешнего загрязнения [277]. Таким образом, в биогеохимическом цикле поток ^{137}Cs с опадом в лесных экосистемах составляет значимую величину как при атмосферных выпадениях в начальный период, так и в последующем при доминировании процессов корневого поступления радионуклидов в растения. Интенсивность этого потока зависит от плотности загрязнения и размеров радиоактивных частиц, типа БГЦ, а также климатических условий года. Первоначально рассматриваемый поток был максимален на участках, где выпали относительно более крупные частицы, в широколиственно-хвойных лесах. В последующем интенсивность потока ^{137}Cs с опадом стала выше на участках, где КП ^{137}Cs в растительность характеризуются наибольшими величинами, т.е. в ближней зоне выпадений и в условиях гидроморфных ландшафтов.

6.2. ВЫСВОБОЖДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОЦЕССЕ ТРАНСФОРМАЦИИ РАСТИТЕЛЬНОГО ОПАДА И ПОДСТИЛКИ

Исследование процессов трансформации растительных остатков в составе опада и лесных подстилок и выноса из них радионуклидов приобретает особую актуальность при радиоактивном загрязнении территории. Во-первых, подстилки являются основным депо радионуклидов в лесных биогеоценозах при атмосферных выпадениях [242, 277]. Во-вторых, в процессе трансформации растительных остатков образующиеся РОВ способствуют переходу радионуклидов из частиц выпадений в более миграционно-подвижные формы, в частности радионуклид-органические соединения [2–6, 333]. Кроме того, свежий опад древесной растительности сам содержит достаточное количество

Таблица 74. Выщелачивание радионуклидов из некоторых компонентов опада лесных БГЦ в межвегетационный период 1989–1990 гг. (средние значения при $n = 20$), % от исходного содержания в опаде

Компоненты опада	$\Sigma\gamma$	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru
Хвоя сосны	38,6	42,4	40,8	32,3	45,1
Ветви мелкие	55,8	71,1	59,2	51,8	68,6
Кора наружная	58,2	65,5	57,2	49,3	71,7
Листья осины	51,3	63,2	52,5	44,1	61,3

радионуклидов. При его разложении эти радионуклиды поступают в почвенный профиль также в миграционно-активных формах.

За осенне-зимне-весенний период из опада в зависимости от его состава (или типа БГЦ) высвобождается от 30 до 70% содержащихся в нем радионуклидов (табл. 74). Минимальная величина рассматриваемого показателя отмечается в сосняках, а максимальная – в лиственно-хвойных лесах, что находится в соответствии с интенсивностью протекания процессов разложения опада и выщелачивания из него химических элементов в различных БГЦ [208, 209]. Интенсивность выщелачивания из опада различных радионуклидов практически одинакова и составляет в среднем около 50%. Среди гамма-излучающих радионуклидов повышенным процентом потерь характеризуется ^{106}Ru , что особенно проявляется в хвойных ценозах. Наиболее интенсивно радионуклиды высвобождаются из коры наружной, ветвей и в меньшей степени из хвои. Это, вероятнее всего, обусловлено особенностями загрязнения данных структур: поверхностным – коры наружной и ветвей и инкорпорированным – внутри тканей ассимилирующих органов. В то же время по сравнению с хвоей интенсивность выщелачивания радионуклидов из ассимилирующих органов лиственных пород заметно выше.

Сопоставляя процессы высвобождения радионуклидов из растительного опада и частиц радиоактивных выпадений [92, 221], однозначно можно заключить, что миграционная способность радионуклидов, поступающих в почву с опадом, несравнимо выше, чем в составе радиоактивных выпадений. Другими словами, растительность усиливает миграционную способность радионуклидов.

Анализ декомпозиционных процессов показывает, что в естественных условиях микробиологическая деятельность, а, соответственно, интенсивность разложения в профиле лесных почв в течение вегетационного периода почти во всех случаях максимальна в ферментативном слое подстилки и минимальна в минеральной толще почвы на глубине 1,5 м (рис. 83), что согласуется с имеющимися в научной литературе данными [61, 63, 338]. Исключением являются торфяно-глеевые почвы черноольховых лесов (уч. Д-3), где микробиологическая активность на поверхности выше, чем внутри подстилки. Очевидно это связано с особенностями гидротермических условий как в различных слоях подстилки, так и БГЦ. В автоморфных лесных почвах более

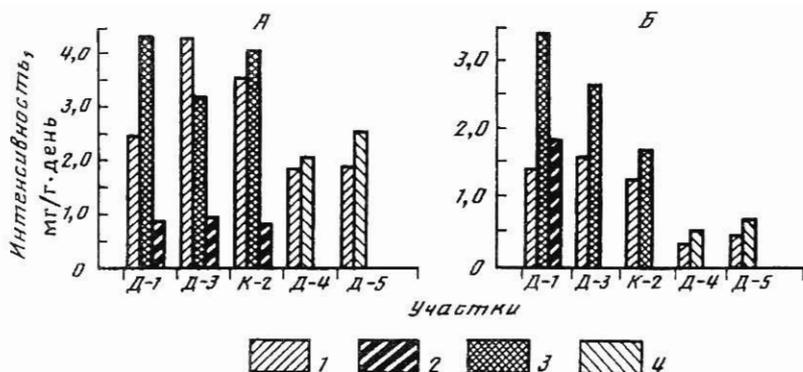


Рис. 83. Интенсивность разложения целлюлозы в профиле почв 30-километровой зоны ЧАЭС в период вегетации (А) и в межвегетационный период (Б)

1 – на поверхности почвы; 2 – на глубине 150 см; 3 – в слое О2; 4 – в слое 0–5 см

благоприятный гидротермический режим складывается в подгоризонте подстилки О2 в сравнении с О1, который служит защитой от резких колебаний температуры и влажности для нижележащих слоев. В условиях торфяных гидроморфных почв максимально благоприятные условия для разложения создаются в поверхностном слое О1 [114].

Сравнение интенсивности разложения тестового материала в почвах различных ценозов позволяет констатировать, что роль декомпозиционных процессов в биогеохимической миграции радионуклидов в лесных экосистемах значительно выше, чем в других наземных растительных экосистемах (луг, залежь) (см. рис. 83).

В межвегетационный период в соответствии с затуханием микробиологической активности интенсивность разложения органического материала во всех БГЦ заметно снижается, но наиболее резко это выражено на луговых и залежных участках (см. рис. 83). Последнее связано с более выраженной степенью континентальности микроклимата на открытых участках агроценозов в сравнении с лесными БГЦ [33]. Общие закономерности характера разложения тестового материала в целом сходны с наблюдаемыми при разложении растительных остатков опада на поверхности почвы и в слоях О1 и О2 подстилки. На поверхности уменьшение массы образцов подгоризонта О1, представленного свежим растительным опадом, в зависимости от типа БГЦ составляет 38–45%/год, а за 2 года – 60–65% (рис. 84). Максимальная потеря массы характерна для широколиственно-хвойных лесов, сформированных на автоморфных ландшафтах (уч. Д-1), а минимальная – для ценозов на гидроморфных ландшафтах (уч. Д-3). Во всех ценозах органический материал слоя О1 (свежий опад) разлагается быстрее, чем слоя О2, в значительной степени уже подвергшийся влиянию процессов трансформации: 60% и 30% в год, соответственно.

В течение года максимальная интенсивность разложения органи-

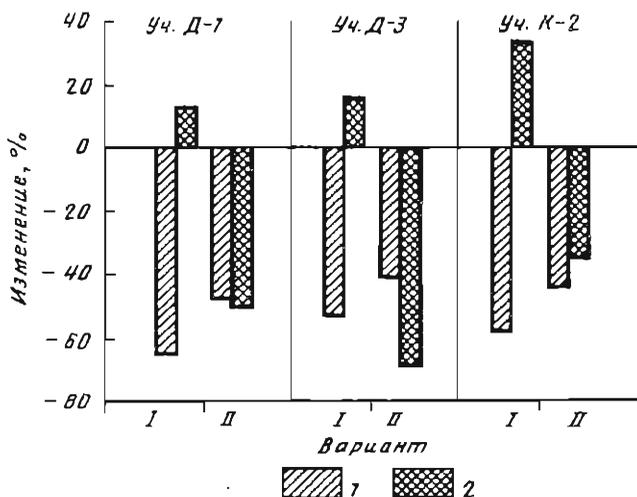


Рис. 84. Изменение массы образцов подстилки (1) и содержания в них радиоцезия (2) в различных вариантах опыта, % от начального

Варианты опыта: I – в эксперименте используются образцы слоя O1, отобранные на исследуемом участке; II – в эксперименте используются образцы слоя O1, перенесенные на исследуемый участок с более загрязненной территории

ческого материала слоев O1 и O2 наблюдается в летне-осенний период (рис. 85), что связано с более благоприятными гидротермическими условиями для развития микробиологической деятельности в это время. и минимальная – зимой, а также в засушливые весенние периоды, когда низкие температура или влажность создают неблагоприятные условия для разложения.

В процессе разложения органических остатков, несмотря на значительную потерю веса, содержание радионуклидов в них изменяется неоднозначно. В случае перемещения материала с более загрязненного участка на поверхность почвы участка с меньшей плотностью загрязнения содержание радионуклидов в образцах подстилки при разложении падает в примерном соответствии с потерей массы (см. рис. 84). В вариантах же опыта с закладкой образцов подстилки в почву тех участков, где они были отобраны, наблюдается не уменьшение, а напротив, увеличение содержания радиоцезия. Это особенно характерно для образцов материала O1, в то время как для материала из слоя O2 изменение содержания ^{137}Cs практически не происходит. Наблюдаемое явление связано с тем, что содержание радионуклидов в свежем опаде, формирующем горизонт O1, примерно на 2 порядка ниже их содержания в лесной подстилке (особенно в ферментативном слое). При контакте такого опада с подстилкой одновременно с выщелачиванием происходит привнос радионуклидов из более загрязненных слоев в результате механической деятельности почвенной мезофауны и транспорта радиоцезия гифами почвенных грибов [294]. Таким

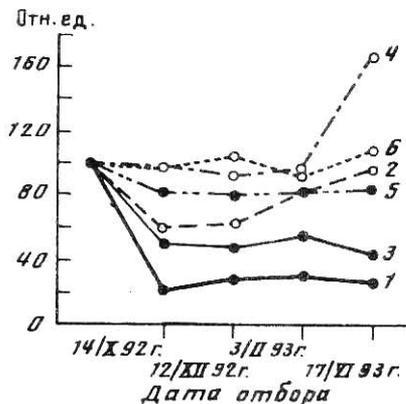
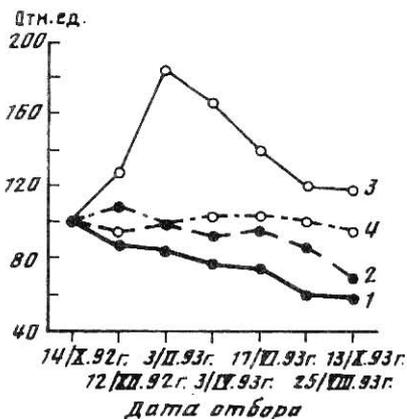


Рис. 85. Сезонная динамика массы экспериментальных образцов и содержания в них ^{137}Cs , % от начального

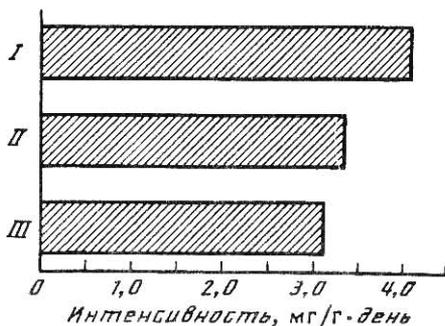
1 – масса O1; 2 – масса O2; 3 – ^{137}Cs в O1; 4 – ^{137}Cs в O2

Рис. 86. Сезонная динамика содержания макроэлементов в экспериментальных образцах, % от начального

1 – K в O1; 2 – K в O2; 3 – Mg в O1; 4 – Mg в O2; 5 – Ca в O1; 6 – Ca в O2

Рис. 87. Интенсивность разложения экспериментального материала в почве на глубине 150 см при локальном скоплении растительных остатков

I – целлюлоза; II – хвойный опад; III – лиственный опад



образом, при разложении растительных остатков на поверхности почвы высвобождение радионуклидов из растительного материала часто маскируется их привнесом из более загрязненных нижних слоев подстилки. В отсутствие последнего среднегодовое суммарное поступление радиоцезия из свежееобразованного слоя O1 составляет 40–70%/год в зависимости от климатических условий года и типа БГЦ при несколько более активном высвобождении радионуклидов на участках гидроморфных ландшафтов.

Для макроэлементов, таких как K, Na, Ca, увеличения запасов в листовом слое подстилки O1 при его трансформации не наблюдается, хотя в слое O2 прослеживается тенденция к такому увеличению, особенно к концу вегетационного периода (рис. 86). Это, по-видимому,

связано с вертикальным перераспределением элементов внутри самой подстилки при разложении свежего опада. Различия в поведении радиоцезия и стабильных элементов безусловно подтверждают наличие восходящего тока ^{137}Cs из более загрязненных нижних в менее загрязненные верхние слои подстилки. Для макроэлементов такой градиент концентрации отсутствует или слабо выражен.

При дезактивации территории путем захоронения лесной подстилки в почвенно-грунтовую толщу на глубину 1–1,5 м (что имело место в 30-километровой зоне ЧАЭС) интенсивность миграционных потоков радионуклидов, перемещенных с подстилкой, не снижается. В экспериментах по изучению декомпозиционных процессов в почвенно-грунтовой толще на глубине 1–1,5 м при искусственном локальном скоплении растительного материала было установлено, что микробиологическая активность резко возрастает и достигает величин, близких к таковым в ферментативном слое подстилки [262] (рис. 83, 87). Это связано с такими особенностями песчаных почв Украинского Полесья как высокая аэрация даже на больших глубинах, достаточная обеспеченность их влагой, а также стабильность и близость к оптимальному температурного режима [33]. В данных условиях дополнительное внесение энергетического материала обуславливает "аномально" высокую интенсивность разложения и потерь органического материала: около 90% целлюлозы и 70% подстилки (табл. 75). В условиях анаэробнозиса (при близком залегании грунтовых вод) трансформация органических остатков замедляется, но не столь существенно, как это можно было бы предположить; в среднем всего на 15–20%. Потери радионуклидов при трансформации органики на глубине 1,5–2,0 м за год составляют 70% от их исходной активности, причем максимальные потери отмечаются для ^{106}Ru , затем ^{137}Cs и в меньшей степени ^{144}Ce .

Таким образом, при локальном скоплении растительного материала на глубине 1–1,5 м не происходит консервации, т.е. замедления разложения органических остатков. Напротив, отмечается резкая вспыш-

Таблица 75. Потери органического вещества и радионуклидов при разложении растительного материала в условиях захоронения РАО в течение вегетационного периода (апрель–октябрь), % от исходного

Вид материала	Потеря органического вещества	Суммарная гамма-активность	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru
<i>Элювиальный ландшафт</i>						
Лиственно-хвойная подстилка	70,6	71	62,5	67,5	66,8	100
<i>Аккумулятивный ландшафт</i>						
Хвойная подстилка	58,8	43,8	49,5	42	41,3	44
Лиственная подстилка	45,7	59,2	100	49,4	44,5	100

ка микробиологической деятельности, в результате чего происходит высвобождение большого количества растворимых органических веществ и усиление миграционной способности радионуклидов вследствие образования более подвижных радионуклид-органических соединений. В особенности это будет проявляться для радионуклидов, у которых необменная фиксация в минеральной толще почв слабо выражена, таких как ^{90}Sr и ^{106}Ru .

6.3. МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В СОСТАВЕ ВЕРТИКАЛЬНОГО ВНУТРИПОЧВЕННОГО СТОКА

В процессе разрушения частиц радиоактивных выпадений под действием совокупности природных факторов радионуклиды переходят в подвижные формы и поступают в почвенный раствор. Их дальнейшая миграция в основном определяется процессами диффузии и нисходящего конвективного переноса с мобильной частью почвенной влаги [37, 51]. Скорость этих процессов зависит от многих факторов: физико-химических свойств почв, количества и интенсивности осадков, концентрации и состава растворимых органических соединений и т.д. Одновременно в процессе нисходящего перемещения гравитационной влаги по профилю возможно как ее обогащение радионуклидами, так и обеднение за счет поглощения их твердой фазой и почвенной биотой: корнями растений, грибами и микроорганизмами [144, 298, 353].

Одним из методов изучения вертикального внутрипочвенного стока в нативных условиях является лизиметрический. Применение лизиметров для изучения внутрипрофильного передвижения веществ, временных изменений состава и свойств жидкой части почв широко распространено в почвенных исследованиях [47, 107, 109, 270, 290], однако в геохимии радиоактивных элементов их применение до последнего времени практиковалось редко в связи с чрезвычайно низкими концентрациями радионуклидов в почвенном растворе и, соответственно, трудоемкостью получения пробы с детектируемым уровнем их концентрации. Наиболее полно в научной литературе представлены результаты изучения поведения радионуклидов в системе "почва-растение" в равновесных условиях [2–6, 132, 133, 198, 200, 317, 332].

После аварии на ЧАЭС, вызвавшей значительное по уровню загрязнение территории, стало возможным использование лизиметров для изучения вертикального внутрипочвенного стока радионуклидов в нативных условиях [114, 190, 198].

Проведенные в лесных экосистемах исследования показывают, что интенсивность миграции радионуклидов в составе вертикального внутрипочвенного стока в основном определяется теми же процессами, что и поведение макроэлементов: скоростью их выхода в жидкую часть почв и способностью минеральных горизонтов к сорбции радионуклидов из почвенного раствора. Решающее влияние на формирование вертикального потока радионуклидов в профиле лесных почв оказывает

Таблица 76. Концентрации радионуклидов в лизиметрических водах из различных слоев почв (средневзвешенные величины за 1991 г.), Бк/л

Слой, см	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{90}Sr	Сумма
<i>Уч. Д-1</i>						
0-5	-	0,07	0,5	0,32	0,85	1,74
0-10	-	0,02	0,28	0,3	0,22	0,81
0-20	-	0,07	0,23	-	0,22	0,52
<i>Уч. Д-3</i>						
0-5	-	0,06	1,16	-	0,62	1,84
0-10	-	0,06	1,08	-	0,15	1,29
0-20	-	0,09	0,75	-	0,1	0,94
<i>Уч. К-2</i>						
0-5	3,02	1,08	11,4	6,34	91,97	113,81
0-10	1,78	0,78	8,62	11,54	78,04	100,75
0-20	0,19	0,12	2,18	2,91	29,54	34,93
<i>Уч. Ш-1</i>						
0-5	19,79	10,91	116,22	11,42	108,04	266,39
0-10	1,34	4,29	45,09	6,52	46,25	103,49
0-20	0,43	0,56	5,59	3,98	58,09	68,65
0-30	-	0,42	5,05	3,9	42,18	51,55

Примечание. Прочерк означает содержание радионуклида ниже детектируемого уровня.

подстилка (табл. 76). При радиоактивных выпадениях она является основным резервуаром радионуклидов. Лизиметрические воды из этого слоя характеризуются наибольшей концентрацией радиоактивных элементов и могут рассматриваться как исходные растворы, поступающие в минеральную толщу, а изменение их состава в подподстилочных горизонтах отражает процессы сорбции-десорбции, происходящие в соответствующих слоях почвы. По мере продвижения гравитационной влаги вниз по профилю радионуклиды из жидкого стока в большинстве случаев поглощаются твердой частью почвы и содержание их в растворе падает. Вследствие этого даже в песчаных почвах лишь 10-15% от количества радионуклидов, вынесенных из слоя лесной подстилки, проникает с нисходящим потоком влаги глубже 20-30 см. Наибольший перехват (50-70%) радионуклидов, мигрирующих с влагой из горизонта подстилки, происходит в слое 5-10 см. В нижележащих слоях степень поглощения заметно уменьшается. Это свидетельствует о том, что в профиле песчаных почв единственным выраженным геохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов, поступающих из подстилки, является небольшая по мощности прослойка в самой верхней части подподстилочной толщи.

В инфильтрационном стоке при прохождении внутри самой подстилки с глубиной происходит его обогащение ^{137}Cs как в подгоризонте

Таблица 77. Концентрация ^{134}Cs , ^{137}Cs в лизиметрических водах из различных слоев подстилки хвойного ценоза (средневзвешенные величины за 1993–1994 гг.)

Горизонт	Слой, см	^{134}Cs , Бк/л	^{137}Cs , Бк/л	^{137}Cs , <i>Kd</i>
O1 + O2	0–3	0,64	12,692	0,004
O1 + O2 + O3	0–4	0,65	15,913	0,006
O / A1	0–5	0,4	8,487	0,003

O2, так и O3 (табл. 77). Это свидетельствует о том, что сорбция данного радионуклида внутри подстилки практически не выражена. Последнее, видимо, предопределяет высокие КП ^{137}Cs в растения на органогенных (торфяных) почвах. На этом фоне даже небольшая примесь минеральной части, что характерно для переходного горизонта O/A1, обуславливает резкое увеличение поглощения ^{137}Cs из мигрирующих растворов, в результате чего концентрация радиоцезия даже в рассматриваемом 1-сантиметровом слое падает почти в два раза по сравнению с вышележащим подгоризонтом подстилки O3.

Результаты лизиметрических исследований подтверждают в целом вывод о том, что ^{137}Cs практически не закрепляется в органогенных слоях и сорбируется лишь в самой верхней подподстилочной толще этих почв, в наибольшей степени обогащенной минералами, способными к необменному закреплению ^{137}Cs (см. раздел 1.3).

Обращают на себя внимание низкие величины коэффициентов относительного содержания ^{137}Cs в водах (*Kd*), рассчитанные как отношение концентрации радионуклида в лизиметрических водах к его концентрации в соответствующем слое почвы и выраженные в процентах. Низкие величины *Kd* в целом отражают слабую растворимость и невысокую интенсивность водной миграции радионуклидов в песчаных почвах лесных БГЦ [236, 242, 277].

Твердый сток, полученный путем фильтрации лизиметрических вод через фильтры с диаметром пор 0,50 мкм, в лесных ценозах составляет незначительную величину: 0,01–0,02 г/л из верхней 0–5–10-сантиметровой толщи и около 0,07 г/л из нижележащей 10–20-сантиметровой (табл. 78). В соответствии с этим количество ^{137}Cs в его составе меняется от 0,45% из подстилки до 6% из минеральной толщи почв. Последнее дает основание утверждать, что определенную роль в перераспределении ^{137}Cs в песчаных почвах играют процессы лессиважа. Миграция радиоактивных частиц без разрушения отмечается при автордиографии почв и при анализе радионуклидного состава этих частиц, отобранных на разных глубинах профиля [65, 66, 72]. Причем ^{137}Cs , по-видимому, перемещается не только в составе "горячих", но и в составе илистых частиц в прочнофиксированной форме. Подтверждением этому служат данные, свидетельствующие о приуроченности к одному слою максимумов концентрации ^{137}Cs и естественного радиоактивного элемента ^{40}K в "остатке", полученном после обработки твер-

Таблица 78. Концентрация ^{137}Cs и ^{40}K в жидком и твердом вертикальном внутрипочвенном стоке хвойных ценозов (средневзвешенные величины за 1994 г.)

Слой, см	Количество твердого стока, г/л	^{137}Cs		
		Общий сток, Бк/л	Твердый сток, % от общего	Твердый сток, Бк/кг
0-5	0,02	38	0,45	8500
0-10	0,01	3,1	6,03	19 000
0-20	0,07	2,8	5,71	2286

Слой, см	Количество твердого стока, г/л	^{40}K		
		Общий сток, Бк/л	Твердый сток, % от общего	Твердый сток, Бк/кг
0-5	0,02	2,59	49,81	64 500
0-10	0,01	2,27	44,93	102 000
0-20	0,07	3,25	47,69	22 143

дого стока смесью концентрированных азотной и соляной кислот. ("Остаток" характеризует собой фракцию прочносвязанных радионуклидов.) Содержание ^{40}K , как известно, пропорционально количеству стабильного калия, поэтому высокая активность ^{40}K в этой фракции напрямую свидетельствует о большом проценте К-содержащих глинистых минералов в "остатке" твердого стока.

На фоне выявленных основных закономерностей изменения концентрации радионуклидов в лизиметрических водах в профиле почв наблюдаются заметные различия этих показателей в зависимости от химической природы радионуклида, фитоценоза и типа почв. По относительной концентрации или миграционной подвижности в лизиметрических водах радионуклиды располагаются в следующий ряд: $^{90}\text{Sr} > ^{106}\text{Ru} > ^{137}\text{Cs} > ^{134}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce}$. Миграционная подвижность ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs примерно в 1,5 раза выше, а в чисто хвойных ценозах (уч. К-2) эти различия возрастают более, чем в 5 раз. Последнее говорит о несомненном влиянии типа БГЦ на миграционную подвижность радионуклидов. Это может быть обусловлено спецификой свойств почв, сформированных под широколиственно-хвойными лесами (уч. Д-1, Ш-1) и сосняками (уч. К-2). Лесная подстилка хвойных ценозов, как уже отмечалось, более обогащена низкомолекулярными РОВ, с которыми предпочтительнее связывается ^{90}Sr [2-6, 78]. Высокомолекулярные гумусовые соединения почвы, содержание которых выше в широколиственно-хвойных лесах, являются агентом, уменьшающим

миграционную способность ^{90}Sr в почве [245, 315]. Это справедливо и для таких радионуклидов, как ^{144}Ce и ^{106}Ru [221, 322, 326]. Высокая миграционная способность ^{106}Ru может быть также связана со способностью данного радионуклида находиться как в катионной, так и анионной формах [211]. При этом анионные формы Ru более подвижны, а в присутствии фульвокислот растворимость рутения возрастает на 2–3 порядка [42]. По сравнению с другими радионуклидами Ru сильнее реагирует на подкисление среды [211, 317].

Таким образом, факторы, обуславливающие увеличение миграционной подвижности ^{106}Ru и ^{90}Sr (фульватный состав органического вещества, кислая реакция среды и другие), способствуют увеличению концентрации этих радионуклидов в водах инфильтрационного стока хвойных лесов.

Обращает на себя внимание неодинаковая сорбционная способность исследуемых почв по отношению к ^{137}Cs и ^{90}Sr (см. табл. 76). Максимальные различия отмечаются между торфяными (уч. Д-3) и минеральными почвами (уч. Д-1, К-2, Ш-1). В минеральных почвах в подстилочных слоях концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах резко снижается: в 1,5–2 раза в верхнем 0–5-сантиметровом слое и в 2–20 раз в нижележащей толще; в торфяно-глеевых почвах, напротив, сорбции ^{137}Cs в верхнем 0–5-сантиметровом слое практически не происходит, и лишь с увеличением минеральной примеси с глубиной сорбция нарастает, хотя не столь значительно [151, 171, 300, 325]. В связи с этим отмеченная способность органогенных горизонтов к удерживанию радиоцезия в значительной степени определяется его фиксацией в составе микробной биомассы [299].

Для ^{90}Sr , напротив, наибольшее снижение концентрации в лизиметрических водах отмечается в профиле торфяных почв. Это является прямым доказательством соответствующих изменений КП в растительность сравниваемых радионуклидов на органогенных и минеральных почвах.

Длительное время на переход радионуклидов в лизиметрические воды значимое влияние оказывает физико-химическая форма первичных выпадений. В ценозах ближней зоны ЧАЭС (уч. Ш-1) отмечаются наименьшие относительные концентрации радионуклидов, в особенности ^{144}Ce , ^{106}Re и ^{90}Sr , в лизиметрических водах из различных слоев почв. Очевидно исходно низкая растворимость радионуклидов в составе частиц радиоактивных выпадений перекрывает влияние других факторов (тип БГЦ, свойства почв и т.д.) на вариации концентрации радионуклидов в гравитационной влаге. Как уже неоднократно подчеркивалось, на территории, прилегающей к поврежденному реактору, основная часть ^{90}Sr и спустя 5 лет по-прежнему находится в составе труднорастворимой топливной компоненты [110, 111]. Ситуация с ^{106}Ru менее ясна, однако, опираясь на исследования ряда авторов, можно заключить, что загрязнение данной территории рутением, сформировавшееся в результате первого выброса, так же как и Sr, обусловлено труднорастворимыми "горячими" частицами топливной компоненты. На более удаленных площадях загрязнение рутением происходило в ре-

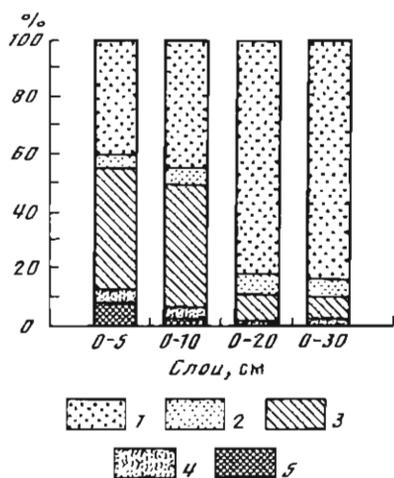


Рис. 88. Радионуклидный состав загрязнения лизиметрических вод из различных слоев подзолистой лесной почвы (средневзвешенные величины за 1991 г.)

1 - ^{90}Sr ; 2 - ^{106}Ru ; 3 - ^{137}Cs ; 4 - ^{134}Cs ; 5 - ^{144}Ce

зультате его поступления в атмосферу в форме легколетучей 4-окиси Ru, сорбированной на субмикронных инертных частицах диаметром 0,2 мкм [56, 217].

Радионуклидный состав формирующихся вод не пропорционален таковому твердой части почв, причем с глубиной это несоответствие нарастает (см. табл. 52, рис. 44,

88). С глубиной в инфильтрационном стоке происходит резкое нарастание доли ^{90}Sr и ^{106}Ru и падение доли ^{144}Ce . Доля ^{137}Cs в составе гравитационной влаги также снижается, но более плавно. Это, вероятно, связано с различной способностью радионуклидов образовывать миграционно-подвижные формы соединений в составе внутрипочвенного стока, а также с их неодинаковой способностью к необменному закреплению твердой частью почв. Наиболее ярко отмеченные особенности изменения радионуклидного состава лизиметрических вод и соотношения радионуклидов в его составе с таковыми в твердой части почв проявляются в хвойных ценозах.

ДИНАМИКА СОСТАВА И КОНЦЕНТРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛИЗИМЕТРИЧЕСКИХ ВОДАХ

Динамика радионуклидного состава лизиметрических вод определяется, в основном, радиоактивным распадом относительно короткоживущих нуклидов ^{144}Ce и ^{106}Ru . Вследствие этого по истечении 5 лет концентрация ^{144}Ce и ^{106}Ru в инфильтрационном стоке даже на максимально загрязненных участках ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС снижается до следовых количеств. Таким образом, радионуклидный состав лизиметрических вод в последующем будет определяться только соотношением ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu и $^{239} + ^{240}\text{Pu}$.

Сезонная динамика концентрации радионуклидов в лизиметрических водах наиболее выражена в водах из слоя O, в нижележащих горизонтах размах сезонных колебаний заметно ослабевает, поскольку радионуклиды поступают в почвенный профиль только из горизонта лесной подстилки и по мере нисходящего продвижения поглощаются твердой частью почвы (рис. 89). Это особенно выражено для радиоцезия в связи с его необменной сорбцией. Динамика обменных процессов предполагает соответствующий сдвиг равновесия в сторону

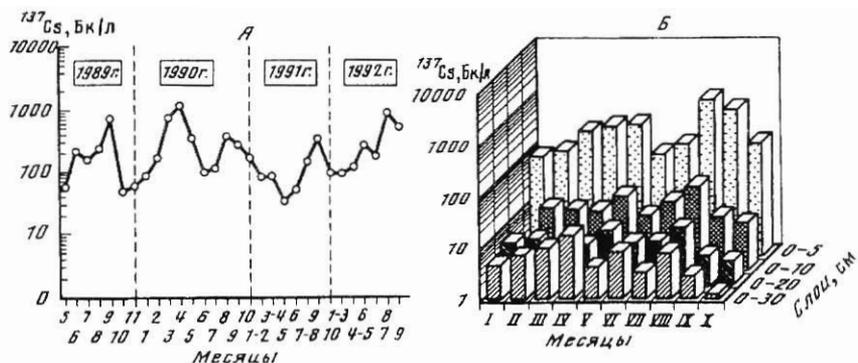


Рис. 89. Сезонная и многолетняя динамика концентрации ^{137}Cs в лизиметрических водах из лесной подстилки (А) и минеральных слоев профиля (Б) подзолистых песчаных почв

твердой части в случае увеличения концентрации радионуклидов в жидкой части почв [28]. Т.е. толща почвы сглаживает сезонные колебания концентрации радионуклидов в лизиметрических водах из слоев 0–10 и 0–20(30) см.

В сезонной динамике, несмотря на различия в амплитудах колебаний концентраций, у всех радионуклидов проявляются сходные закономерности: нарастание подвижности радионуклидов в ранневесенний период и в конце лета–начале осени. Одним из факторов, обуславливающих эту динамику, является динамика биологической активности почв [126]. Как показано многими авторами, деятельность комплекса почвенной биоты способствует активному выщелачиванию химических элементов из труднорастворимых субстратов [108]. В частности, установлено положительное влияние метаболитов микроорганизмов на переход в растворимые формы таких радионуклидов, как плутоний и америций [292, 333]. Кроме того, нарастание микробиологической активности приводит к усилению процессов трансформации органического вещества в лесных подстилках и увеличению в них содержания растворимых органических веществ (РОВ). Последние способствуют образованию миграционно-подвижных форм радионуклидов.

Повышение температуры почвы от зимы к весне и наличие в подстилке в указанный период большого количества легкодоступного растительного опада приводит к росту микробиологической активности и, как следствие, к повышению концентрации РОВ, способствующих усилению миграционной подвижности радионуклидов. По мере истощения запасов энергетического материала и иссушения поверхности почвы микробиологическая активность заметно падает, в результате чего в июне–июле отмечается уменьшение концентрации радионуклидов в лизиметрических водах. В конце лета–начале осени новое поступление органического материала в виде растительного опада обуславливает интенсификацию микробиологической деятельности,

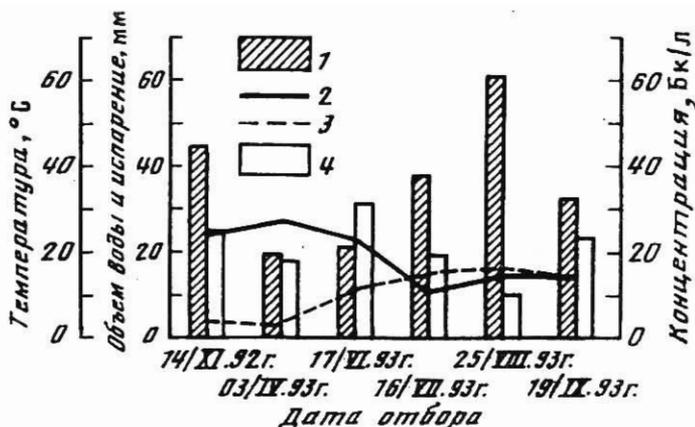


Рис. 90. Динамика поступления воды в лизиметры, испарения, температуры и концентрации ^{137}Cs

1 – объем воды; 2 – ^{137}Cs ; 3 – температура; 4 – испарение

что, в свою очередь, вызывает изменения в содержании радиоактивных веществ в жидком стоке. В дальнейшем понижение температуры почвы к зиме сопровождается падением микробиологической активности и соответствующими количественными изменениями в составе лизиметрических вод. По мнению ряда авторов, видовой состав микроорганизмов в течение года меняется [87], что также может влиять на характер и химизм продуктов разложения растительных остатков, а, следовательно, и динамику поступления радионуклидов в инфильтрационный сток.

Таким образом, с определенной достоверностью можно утверждать, что сезонная динамика концентрации радионуклидов в инфильтрационном стоке в большой степени определяется интенсивностью микробиологической деятельности и разложения органического вещества в лесной подстилке.

На сезонные вариации концентрации радионуклидов в лизиметрических водах существенное влияние оказывают количество и интенсивность атмосферных осадков (рис. 90). Связь между рассматриваемыми показателями – обратная, и теснота ее, как правило, увеличивается в сезоны, когда отмечаются экстремумы концентрации радионуклидов, т.е. в конце весны и начале лета. В отдельные годы наблюдается снижение выраженности или временной сдвиг этих экстремумов. Еще большее влияние динамика осадков оказывает на вынос радионуклидов с жидким стоком. Между ними отмечается тесная положительная взаимосвязь.

ВЫНОС РАДИОНУКЛИДОВ С ВЕРТИКАЛЬНЫМ ВНУТРИПОЧВЕННЫМ СТОКОМ

Качественные и количественные характеристики содержания радионуклидов в лизиметрических водах лесных БГЦ дают представление о процессах сорбции–десорбции в почвенном профиле, однако не позволяют параметризовать геохимический поток радионуклидов с гравитационной влагой. Для этого необходимо знать объем жидкого стока.

Как правило, среднегодовой объем инфильтрационного стока в 0–30-сантиметровой толще лесных БГЦ Украинского Полесья составляет от 30 до 60% от количества выпавших осадков. Суммарное количество влаги, прошедшей через различные слои почвенного профиля, закономерно снижается с глубиной (табл. 79).

Среднемесячное поступление воды в лизиметры варьирует в значительно более широких пределах: от 20 до 100% от суммы атмосферных осадков. Вариабельность указанных величин связана с динамикой интенсивности испарения влаги, количества атмосферных осадков и среднесуточных температур. Относительный минимум приходится на летние месяцы, максимум – на осенне-ранневесенний период. Однако в целом такой размах варьирования объема стока в отдельные месяцы не сказывается на его среднегодовой величине, которая относительно стабильна и незначительно меняется в соответствии с климатическими условиями конкретного года.

Таким образом, колебания годового выноса радионуклидов на ограниченных территориях в большей степени определяются концентрацией радионуклидов в жидкой части почв, т.е. их подвижностью в составе выпадений.

В условиях широкого диапазона варьирования плотности радиоактивного загрязнения оценка выноса радионуклидов в абсолютных единицах (Бк/м²) особого интереса не представляет, поскольку в основном отражает известные прямые зависимости изменения концентрации радионуклидов в жидком стоке от плотности. Вынос радионуклидов в составе гравитационной влаги в этом случае целесообразнее оценивать

Таблица 79. Среднегодовое поступление воды в лизиметры, % от количества атмосферных осадков

Глубина, см	уч. Д-1		уч. Д-3		уч. К-2			уч. Ш-1		
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1991	1989	1990	1991
0–5	44,5	45,5	45,5	42,6	40,3	49,8	44,5	60,5	52,3	64,4
0–10	35,2	35,8	51,3	52,2	32,5	36,5	35,2	39,5	45,2	38,7
0–20	29,5	36,7	40,0	39,9	22,6	28,3	30,6	36,5	40,0	39,3
0–30	–	–	–	–	–	–	–	37,4	45,2	35,6

Примечание. Прочерк означает отсутствие данных.

Таблица 80. Относительный вынос радионуклидов с лизиметрическими водами из различных слоев почвы (средневзвешенные величины за 1991 г.), $[Bк/м^2 \text{ (вода)} : Bк/м^2 \text{ (почва)}] \cdot 100\%$

Слой, см	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{90}Sr	Сумма
<i>Уч. Д-1</i>						
0-5	–	0,077	0,056	0,364	0,1	0,119
0-10	–	0,016	0,024	0,265	0,02	0,065
0-20	–	0,054	0,017	–	0,02	0,018
<i>Уч. Д-3</i>						
0-5	–	0,067	0,128	–	0,07	0,053
0-10	–	0,067	0,088	–	0,02	0,034
0-20	–	0,093	0,112	–	0,01	0,043
<i>Уч. К-2</i>						
0-5	0,15	0,1	0,11	0,52	0,92	0,36
0-10	0,06	0,05	0,06	0,67	0,57	0,283
0-20	0,01	0,01	0,01	0,14	0,17	0,066
<i>Уч. Ш-1</i>						
0-5	0,078	0,108	0,115	0,095	0,11	0,1
0-10	0,003	0,024	0,025	0,031	0,03	0,022
0-20	0,001	0,003	0,003	0,019	0,03	0,012
0-30	–	0,002	0,002	0,014	0,02	0,007

Примечание. Прочерк означает содержание радионуклида ниже детектируемого уровня.

на основании относительных величин, которые рассчитываются по следующей формуле:

$$A = \frac{\text{вынос радионуклидов с лизиметрическими водами (Бк/м}^2\text{)}}{\text{плотность загрязнения почвы (Бк/м}^2\text{)}} \cdot 100\%.$$

Это позволяет не только унифицировать показатели потока радионуклидов с гравитационной влагой, но и более объективно оценить их подвижность в почвах различных БГЦ, поскольку в этом случае исключается влияние плотности, и относительный вынос радионуклидов определяется только их химической природой и подвижностью.

Расчеты показывают, что в целом с нисходящим током влаги мигрирует незначительное количество радионуклидов по сравнению с их общим содержанием в почве. Так, среднегодовой вынос различных радионуклидов с внутрипочвенным стоком из слоя лесной подстилки составляет от 0,06 до 0,9% от их общих запасов в этом слое, а из слоя 0-20 см – 0,001-0,2%, т.е. снижается примерно в 10 раз. Среди радионуклидов относительный вынос стронция и рутения из слоев 0-10, 0-20 см значительно опережает таковой цезия и даже цезия (табл. 80).

Все отмеченные особенности наиболее ярко проявляются в хвойных ценозах. Здесь отмечается максимальный вынос всех радио-

Таблица 81. Относительный вынос ^{137}Cs и изотопов плутония с лизиметрическими водами из различных слоев почвенного профиля (за период июнь-август 1989 г.), $[\text{Бк}/\text{м}^2 (\text{вода}) : \text{Бк}/\text{м}^2 (\text{почва})] \cdot 100\%$

Слой, см	^{137}Cs	$^{239+240}\text{Pu}$	^{238}Pu	$^{238+239+240}\text{Pu}$
<i>Остепненный сосняк (уч. К-2)</i>				
0-5	0,073	0,071	0,079	0,073
0-10	0,015	0,089	0,096	0,091
0-20	0,03	0,065	0,073	0,068
<i>Широколиственно-хвойный лес (уч. Ш-1)</i>				
0-5	0,087	0,077	0,074	0,076
0-10	0,004	0,006	0,005	0,005
0-20	0,002	0,003	0,003	0,003
0-30	0,003	0,001	0,002	0,001

нуклидов, но в особенности ^{90}Sr и ^{106}Ru , причем относительный вынос ^{90}Sr превосходит вынос ^{137}Cs почти в 10 раз. В широколиственно-хвойных лесах данные различия не превышают 1,5-2 величин.

Особо нужно подчеркнуть различия в миграционной подвижности ^{137}Cs и ^{90}Sr в торфяных почвах. В этих условиях вынос ^{137}Cs , напротив, превосходит таковой ^{90}Sr . Отсюда очевидно, что ^{137}Cs практически не сорбируется в профиле органогенных почв.

Сопоставление величин выноса радионуклидов с внутрипочвенным стоком и их фактического перераспределения в почвенном профиле показывает, что суммарный поток радионуклидов в десятки раз превышает лизиметрический сток. Это позволяет утверждать, что процесс миграции радионуклидов с гравитационной влагой не играет существенной роли в их перераспределении в почве.

Анализ многолетней динамики относительного выноса радионуклидов в различных БГЦ показывает ее сходство с динамикой накопления радионуклидов (в частности ^{137}Cs) в растительности соответствующих ценозов [278].

Особый интерес представляет анализ относительного выноса с инфильтрационным стоком изотопов плутония (табл. 81). Его поток сопоставим с относительным выносом ^{137}Cs и составляет около 0,1% в год. Сравнительный анализ подвижности различных изотопов Pu показывает, что по данному показателю они близки между собой, можно говорить лишь о тенденции повышения миграционной подвижности ^{238}Pu . В целом вынос Pu из лесной подстилки в лесных БГЦ примерно одинаков, но резко различно его поведение в минеральной толще. Так, в почвах хвойных ценозов Pu практически не сорбируется в подподстилочных слоях и транзитом выносится за пределы профиля. В этом плане он сходен с ^{106}Ru . В широколиственно-хвойных лесах миграционная подвижность изотопов плутония в подподстилочной толще резко падает (особенно в самых верхних ее слоях), в результате чего за пределы почвенного профиля выносится не более 0,001% Pu. Т.е. под-

вижность плутония в хвойных ценозах на порядок выше по сравнению с другими типами леса. Однозначного объяснения данному явлению дать трудно, поскольку почвенная химия плутония наиболее сложна и мало изучена. Можно лишь предположить, что повышенная миграционная подвижность Pu в хвойных ценозах связана с соответствующей миграцией гидроксидов железа как коллекторных носителей, с повышенной миграционной способностью РОВ в этих ценозах, с которыми связывается до 90% плутония в жидкой части почв, а также рН среды. При рН ниже 5,5, что характерно именно для хвойных ценозов, содержание плутония в растворе увеличивается [211, 285].

Тем не менее, несмотря на относительно небольшой перенос изотопов плутония в составе инфильтрационного стока, вероятность их поступления в грунтовые воды лесных ландшафтов с песчаными почвами больше, чем для других радионуклидов, поскольку периоды полураспада изотопов плутония составляют: ^{238}Pu – 87,7 лет, ^{239}Pu – 24 100 лет и ^{240}Pu – 6570 лет; коэффициенты накопления Pu растениями в природных условиях невысоки и отсутствует их сорбция в минеральных горизонтах песчаных почв, особенно хвойных ценозов [172, 173].

МАКРОЭЛЕМЕНТЫ – НЕИЗОТОПНЫЕ АНАЛОГИ РАДИОНУКЛИДОВ ВО ВНУТРИПОЧВЕННОМ СТОКЕ

Неизотопными аналогами ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{106}Ru принято, соответственно, считать K, Ca и Fe [307]. Вместе с тем концентрация этих макроэлементов обычно превышает концентрацию радионуклидов на 10–12 порядков, в связи с чем встает вопрос о возможности оценки поведения радионуклидов в природных средах по поведению рассматриваемых аналогов.

В системе "твердая–жидкая часть почв" отмечается более активное поглощение ^{137}Cs и ^{90}Sr , особенно в слое 5–10 см, по сравнению с их неизотопными макроэлементами-аналогами (табл. 82). Можно предположить, что такие различия обусловлены еще не установившимся равновесием мобильных форм радионуклидов между твердой и жидкой частями почвы, тогда как для стабильных элементов такое равновесие имеет место в силу сложившегося биогеохимического круговорота.

Среди сравниваемых пар поведение ^{106}Ru и Fe более согласовано, однако основной поток Fe, как известно, идет не из подстилки, а из подподстилочного минерального горизонта [33]. Это не позволяет проводить аналогию между поведением Fe и ^{106}Ru . Кроме того, несмотря на принадлежность этих элементов к одной группе периодической системы, Ru по своим химическим свойствам имеет значительные отличия от Fe, хотя может соосаждаться вместе с макроколичествами последнего [1].

Содержание стабильных элементов в лизиметрических водах также подвержено сезонным колебаниям, но динамика их концентраций от-

Таблица 82. Поглощение радионуклидов и их неизотопных макроэлементов-аналогов из внутрипочвенного стока. % от содержания в водах из слоя 0–5 см

Слой, см	⁴⁰ Ca	⁹⁰ Sr	³⁹ K	¹³⁷ Cs	⁵⁶ Fe	¹⁰⁶ Ru
<i>Уч. Д-1</i>						
5–10	5,3	53,8	35	79	10,3	9,6
5–20	0	53,8	35	85	53,8	39,6
<i>Уч. К-2</i>						
5–10	10,1	75	22,8	85,8	5	20
5–20	46,4	82,8	33,6	88,6	65	43
<i>Уч. Ш-1</i>						
5–10	30,5	58	40,9	92,6	20,1	50
5–30	39,4	61,5	48,4	96,4	87	93,2

личается от таковой радионуклидов (рис. 91). Для Ca, K и Fe максимум содержания в лизиметрических водах из горизонта О наблюдается в зимний период, а минимум – в летний. Неадекватность рассмотренных динамик обусловлена различным влиянием на поток макроэлементов и радионуклидов биоты, а также окислительно-восстановительного потенциала (ОВП) почв (последнее особенно важно для Fe).

Нарастание биологической активности от весны к лету сопровождается активным связыванием мобильных биогенных элементов в составе биоты. Этот процесс в равной степени характерен и для радионуклидов, однако источники поступления радионуклидов и биогенных элементов в почву различны. Можно предположить, что к лету происходит истощение запасов макроэлементов в верхнем слое лесных подстилок, что влечет уменьшение их концентрации в растворах. В то же время интенсивность поступления радионуклидов из частиц радиоактивных выпадений будет нарастать с ростом микробиологической активности, поскольку метаболиты почвенных организмов и продукты трансформации растительных остатков способствуют интенсивному выщелачиванию радионуклидов из частиц выпадений. Следовательно, динамика поступления радионуклидов в жидкую часть длительное время определяется процессами их перехода из частиц радиоактивных выпадений в подвижное состояние, а динамика макроэлементов – динамикой их биологического поглощения. Поведение радионуклидов в составе внутрипочвенного стока весьма отличается от поведения их стабильных химических аналогов из-за различий в источниках поступления, форм нахождения и характера распределения в почве. Однако с течением времени долгоживущие радионуклиды в БГЦ, видимо, придут к состоянию динамического квазиравновесия, и их поведение станет более согласованным с соответствующими макроэлементами.

Таким образом, миграция радионуклидов в составе инфильтрационного стока невелика. Их относительный вынос в пересчете на единицу

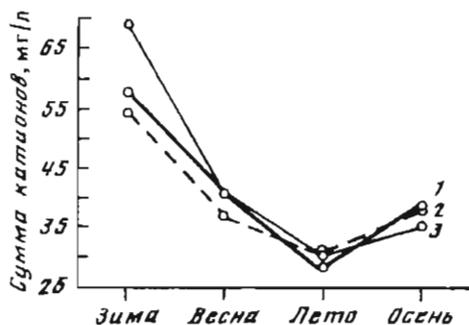


Рис. 91. Сезонная динамика концентрации стабильных элементов в лизиметрических водах из различных слоев почвы (уч. Ш-1, средне-взвешенные величины за 1990–1993 гг., мг/л)

Слой.

1 – 0–5 см; 2 – 0–10 см; 3 – 0–20 см

плотности загрязнения почв составляет от сотых до десятых долей процента из подстилки и тысячных–десятых долей % из минеральных слоев. Варьирование величины выноса зависит от химической природы нуклида, типа почв и фитоценоза, мощности и генезиса соответствующего горизонта почв. По миграционной подвижности радионуклиды располагаются в следующий ряд: $^{90}\text{Sr} > ^{106}\text{Ru} > ^{137}\text{Cs} > ^{238}\text{Pu} > ^{239+240}\text{Pu} > ^{144}\text{Ce}$. Максимальная подвижность ^{90}Sr , ^{106}Ru и Pu отмечается в хвойных ценозах, а ^{137}Cs в органогенных (торфяных) почвах. Наибольший вынос всех радионуклидов наблюдается из лесной подстилки, в минеральных слоях с глубиной в большинстве случаев происходит их сорбция, в результате чего их поток за пределы профиля снижается на 1–2 порядка. Исключением является поток ^{137}Cs в торфяных почвах, а также ^{90}Sr , ^{106}Ru и Pu в сосняках. В таких условиях отмеченные радионуклиды мигрируют без выраженной сорбции в подподстилочной толще лесных почв. Среди исследуемых радионуклидов наибольшую экологическую опасность представляют изотопы плутония. Вероятность их поступления в грунтовые воды максимальна из-за несоизмеримо больших периодов полураспада, низких коэффициентов поглощения растениями и невысокой сорбции в почвенном профиле (особенно в хвойных ценозах).

6.4. ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ С КРОНОВЫМИ И СТВОЛОВЫМИ ВОДАМИ

Имеются литературные данные, свидетельствующие о весьма существенной роли кроновых и ствольных вод в миграции биогенных элементов (в частности калия и азота) в лесных биогеоценозах. Предполагается, что не менее половины элементного потока в лесных БГЦ связано с указанными водами [47, 102, 103, 148]. Количественные показатели потока ^{137}Cs с кроновыми и ствольными водами в лесных сообществах представлены в табл. 83.

Среднегодовая концентрация ^{137}Cs в кроновых водах составляет 5,3 Бк/л, при этом в отдельные месяцы в течение вегетации она достигает 9,42 Бк/л. В ствольных водах эта величина может доходить

Таблица 83. Радиоцезий в кроновых и стволовых водах (средневзвешенные значения за 1994 г.)

Источник поступления	Поток воды, л/м ²	¹³⁷ Cs		
		Бк/л	Бк/м ²	% запаса
Кроновые воды	173,7	5,3	919	0,044
Стволовые воды	0,6	218,7	142	0,007

до 244 Бк/л при среднегодовой – 219 Бк/л. Повышение концентрации радиоцезия в кроновых и особенно в стволовых водах в отдельные месяцы связано, очевидно, с более интенсивной экстракцией его в эти периоды из внешних тканей растений и из радиоактивных частиц поверхностных загрязнений, в частности наружной коры, которая, особенно в комлевой части стволов, является наиболее загрязненным структурным компонентом древесной растительности. Известно, что степень выщелачивания радионуклидов находится в обратной зависимости от интенсивности осадков [243].

Для древостоев более удаленных территорий (Ирландия) столь значимой разницы между содержанием радиоцезия в кроновых и стволовых водах не наблюдается [291, 336, 337]. Следовательно, в 30-километровой зоне ЧАЭС остаточное поверхностное загрязнение играет более существенную роль в формировании радионуклидного состава и активности стволовых вод и, возможно, в определенной степени и кроновых вод.

Средневзвешенная величина потока радиоцезия при реальном проективном покрытии крон равном 75% и среднем числе деревьев на 1 м² равном 0,077 составляет 919 Бк/м² для кроновых вод и 143 Бк/м² для стволовых. Таким образом, несмотря на высокую концентрацию радиоцезия в стволовых водах, их вклад (в пересчете на общую площадь) оказывается значительно ниже, чем кроновых. В то же время локальное поступление радионуклидов цезия непосредственно в приствольную область деревьев может быть весьма значительным и в среднем доходить до 1850 Бк/дерево при плотности загрязнения почвы 2070 кБк/м². Такая локализация нисходящих потоков может приводить к значимому вторичному перераспределению легкоподвижных форм радиоцезия по территории с обогащением приствольных зон [297]. Последнее может влиять на поступление цезия в фитомассу древесных и растущих под их пологом травянистых растений.

Относительное поступление ¹³⁷Cs с кроновыми и стволовыми водами в почву составляет, соответственно, 0,05% и 0,01% от их общего запаса в биогеоценозе, т.е. достигает величин, сопоставимых с возвратом этого нуклида в составе растительного опада. Если учесть, что радионуклиды, мигрирующие в составе кроновых и стволовых вод, поступают в почву почти исключительно в воднорастворимом состоя-

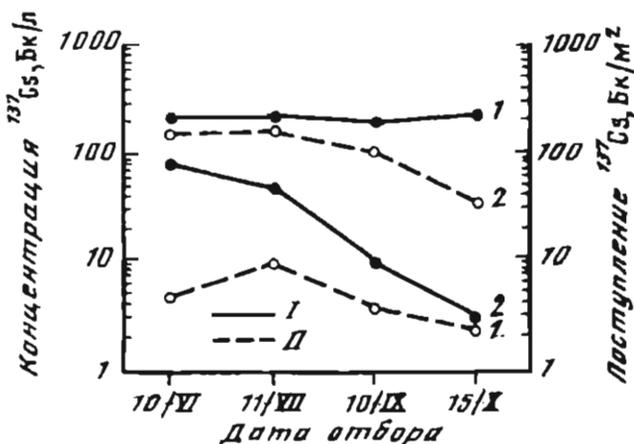


Рис. 92. Сезонная динамика концентрации и поступления ^{137}Cs в составе стволовых (I) и кроновых (II) вод в лесных БГЦ (уч. К-2, 1994 г.)

1 – концентрация ^{137}Cs в водах; 2 – поступление ^{137}Cs с водами

нии, то становится очевидной роль этих потоков в биогеохимическом цикле ^{137}Cs в лесных экосистемах.

Динамика поступления радионуклидов на поверхность почвы с кроновыми и стволовыми водами зависит от динамики количества и интенсивности осадков и сезонных вариаций концентрации ^{137}Cs в мигрирующих через древесный ярус водах (рис. 92).

6.5. ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ ГЕОХИМИЧЕСКИ СОПРЯЖЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ

В соответствии с современными представлениями, ландшафтно-геохимические структуры местности влияют на характер первичного и вторичного перераспределения химических элементов (в том числе и радионуклидов): происходит их вынос из автоморфных ландшафтов и аккумуляция на геохимических барьерах [116, 124, 179]. Вместе с тем авторы указывают на невысокую интенсивность протекания данных процессов. Для ^{90}Sr глобальных выпадений показано, что через 10 лет после прекращения ядерных испытаний в атмосфере содержание его в автоморфных лесных ландшафтах снижается примерно в 2 раза и, соответственно, увеличивается в аккумулятивных ландшафтах [245–248].

Высокие плотности загрязнения значительной части территории после аварии на ЧАЭС заострили проблему возможного увеличения границ загрязнения в результате вторичного перераспределения и концентрирования радионуклидов в зонах аккумуляции. Появилось довольно много публикаций, свидетельствующих о значимости геострук-

Таблица 84. Многолетняя динамика плотности загрязнения почв ^{137}Cs и ^{90}Sr сопряженных ландшафтов, кБк/м²

Радионуклид	Год									
	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
<i>Элювиальный ландшафт (уч. Д-1)</i>										
^{137}Cs	242	209	192	180	172	165	160	156	152	148
^{90}Sr	–	154	–	66	40	–	31	–	–	–
<i>Аккумулятивный ландшафт (уч. Д-3)</i>										
^{137}Cs	237	209	194	185	177	172	167	163	159	156
^{90}Sr	–	168	–	84	51	–	53	57	–	–
<i>Примечание.</i> Прочерк означает отсутствие данных.										

турных образований в горизонтальной и вертикальной динамике распределения радионуклидов [268, 269].

За 10-летний период, прошедший с момента выброса, существенных изменений в запасах радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвенном блоке элювиальных и аккумулятивных ландшафтов не наблюдается (табл. 84). Различия (Δ) в плотностях загрязнения ^{137}Cs почв сопряженных ландшафтов за этот период находятся на уровне статистической значимости. Если учесть, что ошибка определения рассматриваемого показателя составляет около 10%, то можно говорить лишь о тенденции нарастания величины Δ в плотностях загрязнения различных ландшафтов, что с очевидностью свидетельствует о наличии процессов межландшафтного перераспределения ^{137}Cs (рис. 93).

Перераспределение ^{90}Sr в системе геохимически сопряженных ландшафтов более динамично, хотя и не имеет столь выраженного характера, как это отмечалось для глобальных выпадений [246]. Тем не менее, в динамике наблюдается однонаправленное расширение диапазона различий в содержании этого радионуклида в литогенетических разностях, хотя данные различия также близки к статистической ошибке измерений. Правомерность положения о более высокой интенсивности межландшафтного перераспределения ^{90}Sr подтверждается данными о выносе ^{90}Sr в речную сеть. В абсолютном выражении эта величина составляет 0,6% в год от суммарных запасов радиостроения на водосборе, в то время как ^{137}Cs всего 0,1–0,2% в год. Т.е. отмечается почти 3-кратное превышение выноса ^{90}Sr над ^{137}Cs . С большей достоверностью о наличии процессов межландшафтного перераспределения свидетельствуют данные, полученные при расчетах изменения запасов радионуклидов с учетом блока биоты в БГЦ в целом. Они свидетельствуют, что спустя 10 лет после выпадений различия в запасах ^{137}Cs

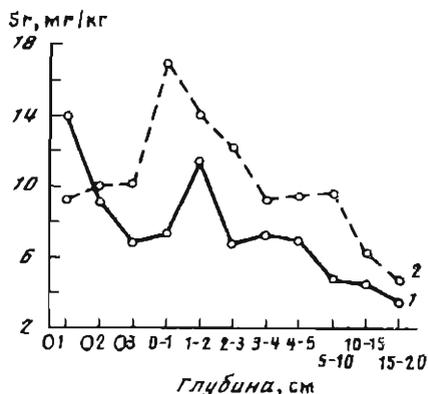
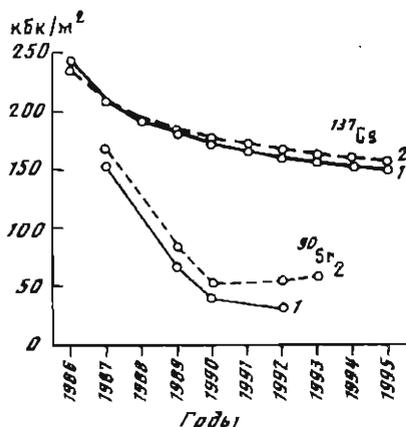


Рис. 93. Многолетняя динамика содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах геохимически сопряженных ландшафтов

1 – элювиальный ландшафт; 2 – аккумулятивный ландшафт

Рис. 94. Содержание стабильного стронция в профиле лесных почв геохимически сопряженных ландшафтов

1, 2 – см. на рис. 93

между исследуемыми ландшафтами достигают около 40 кБк/м² или 20%. Следовательно, если признать, что эта величина превосходит возможную статистическую ошибку, то годовой поток ^{137}Cs в системе геохимически сопряженных ландшафтов в среднем в год составляет примерно 1%. (Данная величина получена, исходя из того, что первоначально запас ^{137}Cs в ландшафтах был равным, а приращение за 10 лет обусловлено перераспределением между элювиальным и аккумулятивным ландшафтами).

Прогнозируемые возможные различия в плотностях загрязнения аккумулятивных и элювиальных ландшафтов в будущем можно оценивать на основании содержания стабильного стронция в этих условиях. Содержание его в зонах аккумуляции в 2–3 раза выше, чем в зонах выноса (рис. 94). Отсюда следует вывод, что различия в плотностях загрязнения ^{90}Sr сопряженных ландшафтов, по всей видимости, также не превысят указанную величину из-за повышенного выноса данного радионуклида из зон аккумуляции в гидрографическую сеть.

С большей интенсивностью идет перераспределение радионуклидов внутри элементарных ландшафтов на уровне микро- и мезорельефа. Уже через 5 лет после аварии содержание радионуклидов в понижениях, замкнутых округлых западинах, потяжинах и других аккумулятивных формах микрорельефа возрастает на 5–30% по сравнению с элювиальными формами микрорельефа (табл. 85). При этом в максимальной степени увеличивается количество наиболее миграционно-подвижных радионуклидов: ^{106}Ru и ^{137}Cs . Достоверность этих процессов

Таблица 85. Плотность и радионуклидный состав загрязнения сопряженных форм микрорельефа лесных ландшафтов (по данным на 1991 г., средние значения при $n = 15$)

Формы микрорельефа	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	Сумма
<i>Плотность загрязнения, кБк/м²</i>					
Микроповышение	17,0	15,5	157,9	12,9	203,5
Микрозападина	17,7	19,9	191,6	19,2	248,6
<i>В относительных единицах</i>					
Микроповышение	100	100	100	100	100
Микрозападина	104,2	122,2	117,6	132,7	118,3
<i>Радионуклидный состав, %</i>					
Микроповышение	8,4	7,7	77,6	6,3	100
Микрозападина	7,2	8	77	7,8	100

подтверждается не только абсолютными величинами изменения количества радионуклидов, но и радионуклидным составом загрязнения. В западинах доля миграционно-подвижных нуклидов (особенно ^{106}Ru) увеличивается примерно в 1,5 раза.

Аналогичное, но еще более выраженное перераспределение радионуклидов наблюдается между сопряженными формами мезорельефа (табл. 86). При выраженной крутизне склонов ($>15^\circ$) и перепаде высот около 2–3 м эти процессы протекают интенсивнее, и перераспределение радионуклидов за 5-летний период составляет 50–100%, а для ^{106}Ru даже больше – 137%. По интенсивности миграции по элементам мезорельефа гамма-излучающие радионуклиды образуют тот же ряд, что по элементам микрорельефа. При этом максимальная аккумуляция радионуклидов в отрицательных формах мезорельефа наблюдается в их периферической части, т.е. у подножия склонов, и несколько меньшая – в центральной части понижений. Это говорит о наличии выраженного геохимического барьера в периферической части аккумулятивных ландшафтов, что отмечают и другие авторы [32]. Последнее согласуется и с данными по межландшафтному перераспределению макроэлементов [179]. Вместе с тем падение содержания радионуклидов в центральных частях понижений некоторые авторы связывают с повышенными объемами инфильтрационного стока и, соответственно, выносом радионуклидов в этих условиях [268, 269]. Такая точка зрения имеет право на существование, однако в данном случае более значимую роль играет наличие выраженного геохимического барьера в периферической части аккумулятивных форм мезорельефа.

Выявленные особенности позволяют исключить сомнения в том, что различия в перераспределении радионуклидов по элементам микро- и мезорельефа в большей степени обусловлены миграционными про-

Таблица 86. Плотность и радионуклидный состав загрязнения сопряженных форм мезорельефа лесных ландшафтов (по данным на 1991 г., средние значения при $n = 15$)

Формы микрорельефа	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{90}Sr	Сумма
<i>Плотность загрязнения, кБк/м²</i>						
Вершина песчаной гряды	0,45	0,3	3,33	0,24	1,12	5,44
Склон песчаной гряды	0,49	0,34	3,32	0,38	1,55	6,08
Подножие склона	0,63	0,53	5,41	0,38	1,87	8,82
Днище балки	0,6	0,41	4,49	0,57	1,28	7,35
<i>В относительных единицах</i>						
Вершина песчаной гряды	100	100	100	100	100	100
Склон песчаной гряды	108	113	99	158	138	111
Подножие склона	140	176	162	100	167	162
Днище балки	133	136	134	237	114	135
<i>Радионуклидный состав, %</i>						
Вершина песчаной гряды	8,3	5,5	61,2	4,4	20,6	100
Склон песчаной гряды	8,1	5,6	54,6	6,2	25,5	100
Подножие склона	7,1	6	61,3	4,4	21,2	100
Днище балки	8,2	5,6	61,1	7,7	17,4	100

цессами, а не пространственной неоднородностью распределения радионуклидов. Более того, исследования показывают, что изначально пониженные замкнутые формы рельефа были загрязнены на 17–27% меньше, чем окружающие территории. Затем уровень загрязнения этих участков быстро выравнивается, а спустя 3–4 года содержание радионуклидов в западинах резко увеличивается. В последующем же в центральных частях западин отмечается тенденция к уменьшению количества радионуклидов за счет их активного выноса в нижние слои почв [14, 32, 136, 268, 269].

Более низкая интенсивность перераспределения радионуклидов в сопряженных ландшафтах по сравнению с известной в литературе скоростью перераспределения ^{90}Sr глобальных выпадений [246] может быть связана, с одной стороны, со спецификой физико-химических форм чернобыльских выпадений, а с другой – с легким гранулометрическим составом сформированных здесь почв, небольшой крутизной склонов, отсутствием латерального стока в лесных ландшафтах и, как следствие, преобладанием внутриводосборного стока над поверхностным. Вместе с тем на основании выявленных особенностей перераспределения радионуклидов можно сделать заключение о возможной направленности отдельных процессов их перераспределения. Если зоны аккумуляции представлены песчаными почвами, то они будут играть не столько роль вторичных аккумуляторов, сколько служить проводящим каналом поступления радионуклидов в грунтовые воды [268, 269].

Таким образом, перераспределение радионуклидов в системе геохимически сопряженных лесных ландшафтов для различных радионуклидов выражено неодинаково. Для ^{137}Cs можно констатировать, что до настоящего времени оно малозначимо. Среднегодовой поток этого нуклида не превышает 1%. Для ^{90}Sr межландшафтное перераспределение более определено, хотя также находится в пределах значений, не превышающих среднегодовую величину его радиоактивного распада. Более достоверные различия в плотности загрязнения почв элювиальных (зона выноса) и аккумулятивных элементов рельефа (предполагаемая зона вторичного накопления) отмечаются в пределах форм микро- и мезорельефа элементарных ландшафтов. Т.е. наиболее интенсивно процессы латерального перераспределения радиоактивных веществ происходят внутри элементарных ландшафтов.

7. КОНЦЕПТУАЛЬНАЯ МОДЕЛЬ И ПАРАМЕТРЫ БИОГЕОХИМИЧЕСКОЙ МИГРАЦИИ ^{137}Cs В ЛЕСНЫХ ЛАНДШАФТАХ

Подходы к оценке запасов ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем и параметризации его биогеохимических потоков. Для того чтобы показать вклад основных компонентов в круговороте веществ, необходимо иметь представление об их общей биомассе, годичной продукции, величинах возврата органической массы с опадом и отпадом. Оценка этих величин проводилась на основании результатов собственных наблюдений и с использованием ранее установленных соотношений.

Для травянистой растительности годовой прирост определялся посредством динамических наблюдений за приростом доминирующих видов, а годичная продукция складывалась из максимальных показателей биомассы этих видов. Возврат органической массы с надземной частью травянистой растительности при допущении, что она является однолетней, считали равным 100%. Фитомассу корней принимали равной 35% от надземной биомассы; годичную продукцию подземных органов и опад – $1/3$ их запасов [17]. В балансовых расчетах концентрацию ^{137}Cs в надземной и подземной частях травянистой растительности считали одинаковой, хотя рядом исследователей отмечается, что основное количество радионуклидов у травянистых видов сосредоточено в корневой системе [146].

Биомасса мхов определялась экспериментальным путем. Годичная продукция мхов (в соответствии с литературными данными) составляет в зависимости от типа БГЦ 10–25% от общих запасов их биомассы, а годичное поступление органической массы с опадом и отпадом мхов варьирует от 70 до 98% годичной продукции [143]. Аналогичные придержки (100%) рекомендуют использовать Н.И. Базилевич и др. [17]. Исходя из этого, величину возврата с растительными остатками мха мы принимаем равной 98% годичной продукции.

В отношении грибного комплекса сложности, в основном, связаны с учетом надземной и подземной масс этого компонента БГЦ. Для плодовых тел различных видов макромицетов характерна физиологическая цикличность урожая. Колебания этого показателя для одного типа леса в многолетнем ряду за счет периодичности плодоношения могут достигать значительных величин: для лесов умеренного пояса – 5(6)–80(100) кг/га [38]. Более существенным является то, что в микологии до сих пор не удается достоверно определить запасы грибного мицелия. Согласно имеющимся данным, биомасса мицелия доходит до 200 г/м² [335], а соотношение надземной и подземной масс составляет:

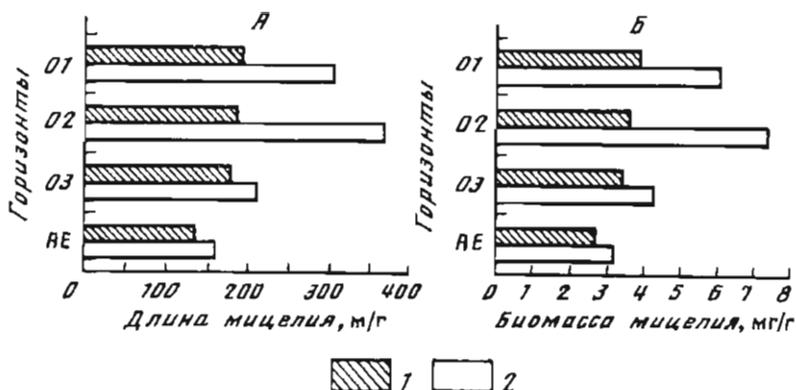


Рис. 95. Длина (А) и биомасса (Б) мицелия грибов в профиле подзолистых песчаных почв сосняков (уч. К-2) (1) и широколиственно-хвойных лесов (уч. Ш-1) (2) [86]

для напочвенных сапротрофов – 1 : 62,6 и для симбиотрофов – 1 : 154 [38]. Максимальные запасы общей биомассы (мицелий + споры) приходятся на подзолистые и дерново-подзолистые почвы под хвойными лесами – более 200 г/м² [71, 149]. В суммарном выражении доля грибного мицелия по массе составляет примерно 20% от запасов опада и лесной подстилки [38]. По последним данным, полученным с помощью люминесцентно-микроскопического метода, запасы грибного мицелия составляют от 88 до 99% всей микробной биомассы почвы, что в абсолютном выражении колеблется от $n \cdot 10^2$ до $n \cdot 10^3$ г/м² в зависимости от типа БГЦ, типа почв, климатических условий года [185]. Несмотря на неоднозначность вопросов, касающихся массы мицелия грибов в подстилке и почве и ее соотношения с биомассой плодовых тел, для оценки роли грибов в биогеохимическом цикле ¹³⁷Cs возможно использовать имеющиеся литературные данные для относительно сходных условий функционирования экосистем.

Для лесов умеренного пояса средняя многолетняя урожайность плодовых тел грибов составляет 15 кг/га [38]. В широколиственно-хвойных лесах автоморфных ландшафтов Украинского Полесья наибольшая концентрация мицелия приурочена к лесной подстилке, в минеральной толще с глубиной происходит ее достоверное снижение (рис. 95). В то же время максимум запасов грибного мицелия смещается в минеральные подподстилочные горизонты в силу увеличения плотности сложения и мощности этих слоев [185]. Исходя из концентрации мицелия биомасса в широколиственно-хвойных лесах достигает 21,3 ц/га, в сосняках – 29 ц/га. Эта же величина условно принята и для черноольховых лесов гидроморфных ландшафтов. Такое допущение правомерно, так как, по данным ряда авторов, биомасса грибного мицелия в указанных ценозах даже выше, чем в сосняках [185].

Таблица 87. Соотношение содержания в почве различных видов грибного мицелия, %

Горизонт	Мицелий			
	светло-окрашенный	темно-окрашенный	светло-окрашенный	темно-окрашенный
	<i>Сосняк (уч. К-2)</i>		<i>Широколиственно-хвойный лес (уч. Ш-1)</i>	
О1	70,8	29,2	54,7	45,3
О2	56,4	43,6	56,3	43,7
О3	52,9	47,1	58,4	41,6
АЕ	50,4	49,6	80,4	19,6
О + АЕ	57,8	42,2	61,0	39,0

Принятые в расчет придержки хорошо согласуются с показателями, установленными другими исследователями [71, 149, 335]. Концентрация ^{137}Cs в плодовых телах и мицелии грибов также считается одинаковой, что практикуется в работах подобного рода [335]. Согласно экспериментальным данным, полученным в опытах с почвенными грибами [294], коэффициенты накопления ^{137}Cs (Бк/кг мицелия: Бк/кг почвы) в мицелии этих грибов в 1,5–2 выше, чем в плодовых телах высших базидиальных грибов и варьируют в близком диапазоне величин в зависимости от почвенно-экологических условий и доступности ^{137}Cs . В лесных почвах от 10 до 63% ^{137}Cs [312, 335] от его общих запасов сосредоточено в мицелии грибов. В ряде работ также указывается, что мицелий является депо по отношению к ^{137}Cs , что в последующем обуславливает степень загрязнения плодовых тел [304, 357]. Все это дает право утверждать, что принятые в расчетах придержки вполне допустимы, тем более, что расчеты проводились на основании не максимальных, а средних величин концентрации ^{137}Cs в плодовых телах разных видов грибов.

Запасы микробной биомассы в почве очень динамичны как в течение вегетации, так и в многолетних циклах, что свидетельствует о высокой интенсивности ростовых и продукционных процессов. По данным [185], от лета к весне запасы грибного мицелия меняются в 2–3 раза как в сторону ее увеличения, так и снижения. Таким образом, решение вопроса о годичной продукции грибного комплекса и величинах возврата органической массы с отмирающей подземной частью также представляет определенные трудности. В расчетах годичную продукцию мицелия условно принимали равной 50% от общих запасов его биомассы. Этот показатель был получен, исходя из следующих рассуждений. По данным микологов от 50 до 90% массы мицелия может ежегодно возобновляться. По результатам исследований, полученным

непосредственно для экспериментальных участков [86], относительное содержание в почве светлоокрашенного мицелия, который считается быстрорастущим, составляет около 60% (табл. 87). В добавление к этому, можно сослаться также на указания, что период жизни мицелия в почве в среднем достигает двух лет [327]. Таким образом, принятые величины отражают минимальный уровень возможной годичной продукции и возврата массы мицелия с его опадом и отпадом.

Резюмируя все вышеизложенное и обращая внимание на то, что подобного системного анализа с целью установления роли различных компонентов БГЦ в биогеохимической миграции ^{137}Cs в лесных экосистемах ранее не проводилось, хотим еще раз подчеркнуть, что для ряда компонентов (грибной комплекс, мхи, травянистая растительность) эта оценка сделана на основании минимальных показателей как биомассы, так и величин концентрации в ней ^{137}Cs . Последнее, несомненно, повышает достоверность расчетов и снижает величины возможных ошибок.

Концептуальная модель биогеохимической миграции ^{137}Cs в лесных ландшафтах. Модель включает в себя два главных блока – биоту и почву – с подразделением на подчиненные субблоки, значение которых в рассматриваемых биогеоценозах наиболее статистически значимо. Вклад биоты и почвы в суммарное загрязнение БГЦ в динамике меняется. Напомним, что сразу после выпадений в древесном ярусе лесных экосистем удерживалось до 90% суммарной активности. В настоящее время в зависимости от ландшафтно-геохимических условий в биоте удерживается от 6,5 до 43,9% от общего загрязнения БГЦ (рис. 96, 97). Если учесть, что данные цифры говорят о доле ^{137}Cs , включенного в биогеохимический цикл, в то время как в начальный период основным было поверхностное загрязнение, то становится очевидным, что роль биоты в закреплении радионуклидов (в частности ^{137}Cs) со временем не снижается. Вместе с тем происходит перераспределение ^{137}Cs по субблокам биоты: вклад древесного яруса, несмотря на значительные запасы его фитомассы, снижается и нарастает вклад компонентов напочвенного покрова. Особое же значение в этой связи приобретают моховой покров и грибной комплекс. Мхи в зависимости от степени развития их проективного покрытия аккумулируют от 0,08 до 5,85% от суммарных запасов ^{137}Cs в БГЦ. Эти показатели для некоторых фитоценозов, например сосняков, сопоставимы с вкладом древесного яруса, а для болотных формаций превосходят последний. Следует подчеркнуть, что, согласно результатам исследований других авторов, вклад мхов в загрязнение лесных ландшафтов варьирует в более широких пределах – от 1 до 12% [133, 193]. Наибольший вклад в суммарную активность биоты в настоящее время, даже по минимальным оценкам, вносит грибной комплекс. Этот вклад составляет 2,7–23,5%. Подобные расчеты по оценке вклада мхов и грибов в загрязнение БГЦ до настоящего времени не проводились, несмотря на то, что эти компоненты являются концентраторами

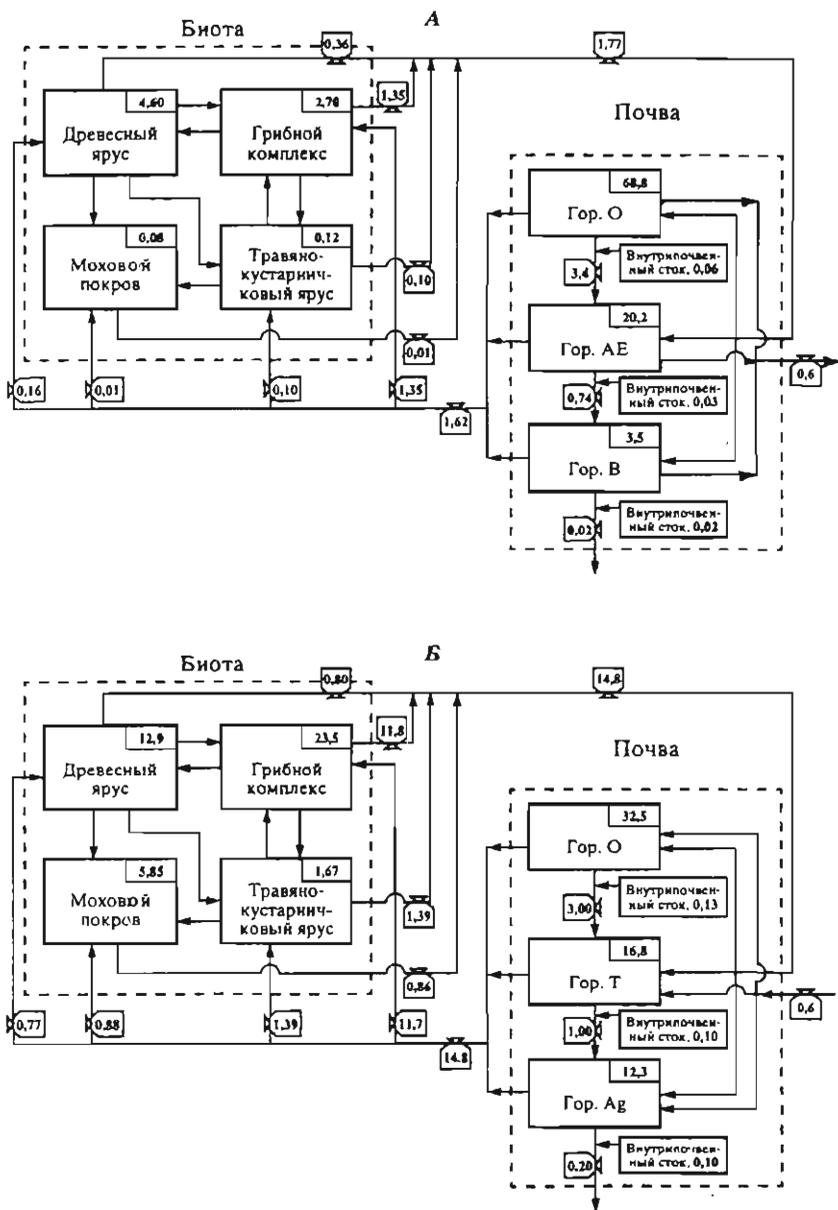


Рис. 96. Биогеохимический цикл ^{137}Cs в лесах дальней части зоны загрязнения элювиальных (А) (хвойно-широколиственный лес) и аккумулятивных (Б) (черноольшатник) ландшафтов

Интенсивность годового потока выражена в % от общего содержания в БГЦ

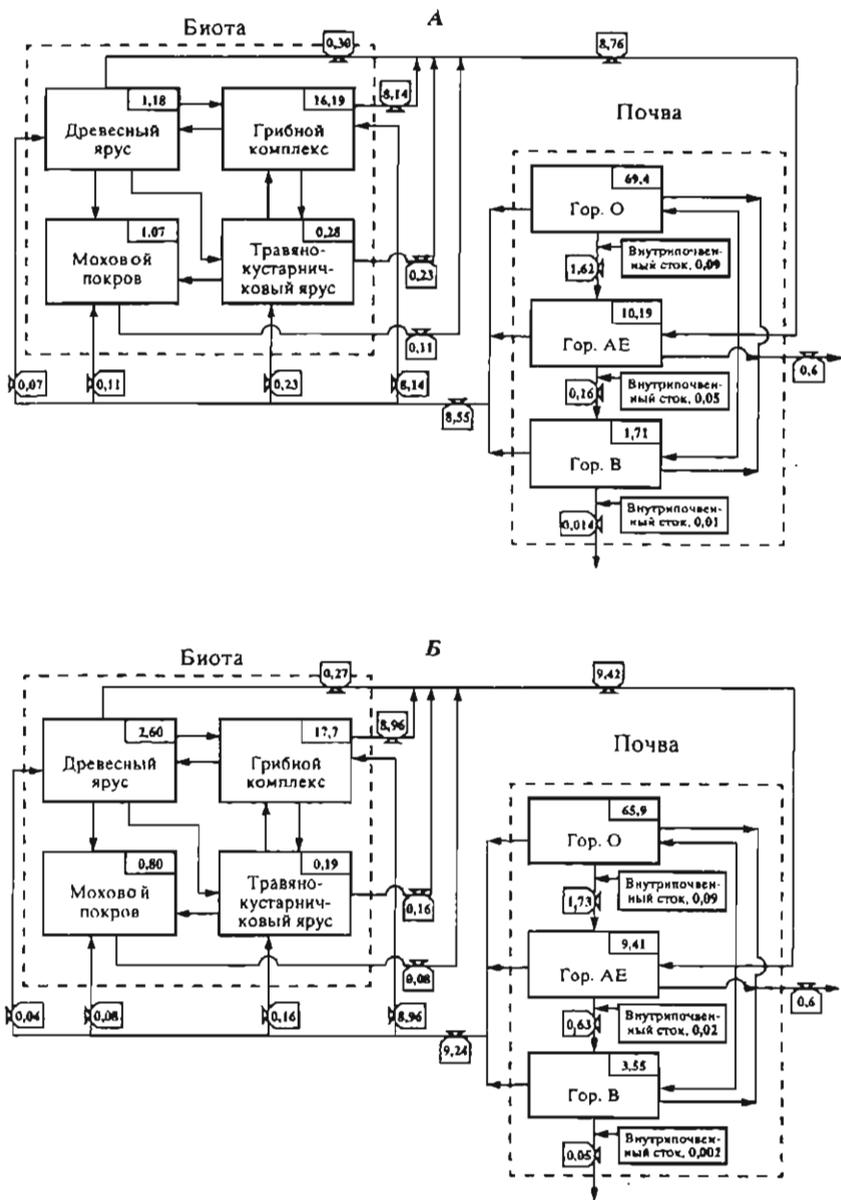


Рис. 97. Биогеохимический цикл ^{137}Cs в лесах элювиальных ландшафтов ближней зоны загрязнения: А – сосняк разнотравно-злаковый; Б – широколиственно-хвойный лес

Интенсивность годового потока выражена в % от общего содержания в БГЦ

радионуклидов. Запасами радионуклидов в основных компонентах непочвенного покрова пренебрегали из-за незначительных по сравнению с древесным ярусом запасов их надземной фитомассы [89]. Добавим однако, что установленные на основании минимальных показателей массы мицелия и концентрации в нем радиоцезия придержки укладываются в интервал величин по накоплению ^{137}Cs в мицелии (от 10 до 63% от содержания нуклида в почве), полученных в прямых экспериментах [294, 312, 335].

Из компонентов биоты наименьший вклад в аккумуляцию ^{137}Cs в БГЦ вносит травяно-кустарничковый ярус – он составляет десятые доли процента и лишь в условиях аккумулятивных ландшафтов увеличивается до 1,67%.

Таким образом, по величине вклада в общее загрязнение блока биоты его субблоки ранжируются следующим образом: грибной комплекс > моховой покров > древесный ярус > травяно-кустарничковый ярус. Т.е. достаточно очевидно, что вклад грибов в биогеохимическом цикле ^{137}Cs превосходит вклад высших растений. При этом роль грибного комплекса нарастает в ряду: автоморфные ландшафты → → гидроморфные ландшафты и лиственные ценозы → хвойные ценозы. Следовательно, микобиота является одним из главных факторов, определяющих роль лесной подстилки как биогеохимического барьера на пути вертикальной миграции ^{137}Cs в лесных экосистемах.

При рассмотрении роли различных потоков в перераспределении ^{137}Cs в лесных ландшафтах в целом в первую очередь обращает на себя внимание соотношение потоков этого нуклида, поступающих в растительность и в почву с опадом, и вариации этой величины в различных ландшафтах. Если в лесах аккумулятивных ландшафтов поступление ^{137}Cs в растительность по абсолютной величине приблизительно равно их возврату с опадом, то в элювиальных ландшафтах возврат ^{137}Cs с опадом в 2–5 раз превышает его корневое поступление. Это хорошо согласуется с изменением суммарных запасов ^{137}Cs в древостое исследуемых ценозов со временем. В элювиальных ландшафтах динамика суммарных запасов ^{137}Cs имеет выраженный тренд снижения, в аккумулятивных, напротив, отмечается рост рассматриваемого показателя в многолетнем ряду. Отсюда очевидно наличие определенной связи между КП ^{137}Cs и величиной соотношения рассматриваемых потоков: поступления в растительность и возврата с опадом в почву. При снижении КП величина указанного соотношения расширяется, т.е. поступление ^{137}Cs в растения уменьшается, а его возврат с опадом увеличивается вследствие возрастания роли поверхностного загрязнения в этих условиях. Исключением являются ценозы ближней части 30-километровой зоны ЧАЭС, где, несмотря на рост КП ^{137}Cs в растительность и его запасов в древесном ярусе в многолетнем ряду, наблюдается существенное отставание поступления этого радионуклида в древостой по сравнению с возвратом в почву. Причина такого несоответствия до конца не совсем ясна и, возможно, заключается в том, что КП ^{137}Cs в растительность на участках ближней части

30-километровой зоны характеризуются наименьшими величинами практически среди всех ценозов. Отмеченные особенности существенно отличают биологический круговорот (БК) радионуклидов от БК макроэлементов. Во-первых, при радиоактивных выпадениях накопление радионуклидов растительным ярусом лесных экосистем, в первую очередь, определяется поверхностным загрязнением. Поэтому, несомненно, что в течение длительного времени процессы самоочищения доминируют над корневым поступлением радионуклидов. Во-вторых, количество радионуклидов, поступивших в почву в результате аварийных выпадений, фиксировано, их динамика, в основном, характеризуется снижением доступных форм в результате необменного закрепления в почве. Их количество не увеличивается за счет валовых запасов, как происходит у макроэлементов. Таким образом, можно констатировать, что в загрязненных лесах в ряду ландшафтов возврат ^{137}Cs в почву с опадом в большинстве случаев превалирует над поступлением его в растения за счет корневого потребления. Эти различия нарастают по мере снижения КП ^{137}Cs в растительность. В аккумулятивных ландшафтах соотношение данных потоков близко к 1 и максимально приближено к характерному для макроэлементов.

Значимый вклад в поток ^{137}Cs в почву в лесных БГЦ вносит его поступление с кроновыми и стволовыми водами (0,05%). Эта величина сопоставима с величиной выноса ^{137}Cs из горизонта О с вертикальным внутриводочным стоком и даже с поступлением в древесный ярус лесов элювиальных ландшафтов дальней части зоны загрязнения.

В почвенном блоке основной поток ^{137}Cs наблюдается из лесной подстилки – 1,6–3,4% в год. В минеральной толще интенсивность этого потока ослабевает до десятых–сотых долей процента, что свидетельствует об аккумуляции здесь радионуклидов, поступающих из подстилки. За пределы корнеобитаемой полуметровой толщи ^{137}Cs мигрирует в пределах сотых долей процента в год. Исключением являются почвы аккумулятивных ландшафтов, где внутриводочный сток выражен в наибольшей степени и величина его практически не меняется с глубиной. В таких условиях наблюдается максимальный вынос ^{137}Cs за пределы почвенного профиля и поступление его в грунтовые воды. Т.е. роль инфильтрационного стока, или так называемой "быстрой компоненты", в вертикальном перемещении ^{137}Cs в торфяных почвах значительно выше, чем в дерново-подзолистых [223]. Вместе с тем сопоставление фактического перераспределения радионуклидов в почве с величинами выноса ^{137}Cs с внутриводочным стоком говорит о подчиненности инфильтрационного стока в миграции радионуклидов в верхней части профиля и его определяющей роли в нижних почвенных горизонтах.

В целом в лесных БГЦ интенсивность вовлечения радионуклидов в БК не сопоставима с их выносом за пределы корнеобитаемой толщи. Это свидетельствует о том, что БК является одним из ведущих факторов, сдерживающих поступление радионуклидов в грунтовые воды. При этом в аккумулятивных ландшафтах роль биоты в аккумуля-

ляции ^{137}Cs и интенсивность основных потоков данного нуклида резко усиливается (примерно в 10 раз). Особенно возрастает интенсивность восходящих потоков ^{137}Cs из почвы. Это связано с отсутствием значимого влияния торфяно-болотных почв на необменную фиксацию ^{137}Cs в условиях аккумулятивных ландшафтов, соответствующим ростом коэффициентов его перехода в растительность, а также пролонгированным поступлением ^{137}Cs с окружающих территорий. Суммарное годовое приращение запасов ^{137}Cs в БГЦ аккумулятивных ландшафтов составляет около 1%. В то же время в сосняках в отличие от смешанных насаждений наибольший относительный вклад в биогеохимическую миграцию ^{137}Cs в блоке биоты вносит грибной комплекс. Последнее, видимо, обусловлено тем, что максимальное развитие этот компонент БГЦ имеет в хвойных (сосновых) ценозах [149].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В условиях аэрального загрязнения лесные экосистемы являются долговременным депозитарием радиоактивных выпадений и биогеохимическим барьером на пути миграции радионуклидов. В многолетней динамике содержания радионуклидов в древесном ярусе лесных БГЦ выделяются 3 периода: 1-й – период интенсивного механического самоочищения (от 1 до 3 месяцев); 2-й – период биологического самоочищения и нарастания роли корневого поступления (от 2 до 3 лет); 3-й – период определяющей роли корневого поступления и приближения распределения радионуклидов в системе "почва–растение" к квазиравновесному состоянию (от 3 до 10 и более лет).

На автоморфных почвах, в особенности тяжелого гранулометрического состава, загрязнение древостоев в целом определяется загрязнением органов, первоначально экспонированных к выпадениям (кора наружная). На гидроморфных и полугидроморфных почвах, а также на участках, где выпадения представлены крупнодисперсными труднорастворимыми частицами, уже через 2–3 года после аварии основной вклад в загрязнение древостоя вносят древесина, кора внутренняя и ассимилирующие органы.

Коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в структурные части древостоя лесов центральных районов Восточно-Европейской равнины варьируют в пределах 2–3-х математических порядков, нарастая в ряду: БГЦ < почвенно-климатическая зона < территория загрязнения в целом. По радиоактивному следу наблюдается тренд снижения размаха колебаний КП в направлении от Украинского Полесья (30-километровая зона выпадений) к лесостепи. В многолетнем ряду в лесных экосистемах выделяются 3 типа динамики КП ^{137}Cs в растительность: 1-й – с трендом снижения (элювиальные ландшафты); 2-й – с трендом нарастания (аккумулятивные ландшафты и леса ближней (5-километровой) части зоны выпадений); 3-й – с невыраженным трендом изменения КП ^{137}Cs (транзитно-аккумулятивные ландшафты и БГЦ в средней части 30-километровой зоны). В структуре БГЦ накопительная способность различных компонентов по отношению к радионуклидам и диапазоны межвидового варьирования нарастают в ряду: древесный ярус < травяно-кустарничковый ярус < мохово-лишайниковый покров < грибной комплекс. Биологическая доступность радионуклидов и накопление их в растительности определяются типом почв и их гидрологическим режимом, возрастом и видовым составом древостоя, физико-химической формой соединений радионуклидов в составе выпадений. Кратность различий в накоплении ^{137}Cs в зависимости от этих факторов составляет в среднем 100–10–4–1,5 раза, соответственно. Воздействие большинства факторов (в частности почвенных свойств) на

биологическую доступность ^{90}Sr выражено слабее, чем для ^{137}Cs . В ближней зоне загрязнения в числе ведущих факторов выступает физико-химическая форма соединений радионуклидов в составе выпадений.

Особенностью пространственного распределения радионуклидов являются: а) в почве – выраженная микроочаговость, которая усиливается по мере приближения к источнику выброса. Коэффициент варьирования содержания радионуклидов в почве близок к таковому других техногенных загрязнителей – около 30%; б) в растениях – высокая вариабельность содержания радионуклидов (примерно в 2 раза выше, чем в почве). Индикаторными органами, характеризующими загрязнение древесных пород в целом, являются: для ^{137}Cs – наиболее физиологически активнорастущие (ассимилирующие органы текущего года формирования); для ^{90}Sr – омертвевшие и стареющие (кора наружная и хвоя прошлых лет).

По комплексу физических и физико-химических свойств лесные почвы загрязненных территорий центральных районов Восточно-Европейской равнины с точки зрения их потенциального влияния на миграцию радионуклидов стронция и цезия оцениваются как наиболее неблагоприятные (критические). Эти почвы (кроме черноземов) характеризуются как кислые, ненасыщенные, слабогумусированные, хорошо дренированные, слабо удерживающие соединения различной природы. Минералогический состав этих почв предопределяет слабовыраженную необменную фиксацию цезия лишь в тонком подподстилочном слое.

В лесных почвах подстилка является биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов, степень выраженности которого коррелирует с ее мощностью, составом и строением. Позитивное влияние на удерживающую способность подстилки оказывает моховой покров. Одним из главных факторов, определяющих роль лесной подстилки как биогеохимического барьера на пути вертикальной миграции ^{137}Cs в лесных экосистемах, является микобиота.

Количество радионуклидов, поступающих в минеральную толщу, инверсно отражает удерживающую способность лесной подстилки, а их профильное распределение в подподстилочной толще в большей степени определяется свойствами почв и современными процессами почвообразования, и в меньшей – физико-химической формой соединений радионуклидов в составе выпадений. По интенсивности миграции почвы располагаются в следующий убывающий ряд: гидроморфные лесных БГЦ > пойменные аллювиальные луговых БГЦ > автоморфные лесных БГЦ > автоморфные залежные.

Процессами, определяющими перераспределение радионуклидов, являются: в подстилке – ежегодное поступление на поверхность почвы относительно более чистого растительного опада, в минеральной толще – только миграционные процессы. В профиле автоморфных почв миграция радионуклидов происходит по локальным, вертикально-сопряженным микрizonaм, так называемым "горячим" точкам [118]. В гидроморфных торфяных почвах – в большей степени по типу "фронтального" перемещения.

Суммарное содержание подвижных форм соединений радионуклидов в лесных почвах не превышает 5% их общих запасов. Радионуклидный состав жидкой части почв представлен полным спектром радиоактивных элементов. Основная часть радионуклидов в почвенных растворах находится в составе радионуклид-органических соединений. $^{239+240}\text{Pu}$ (^{238}Pu) и ^{241}Am образуют ассоциаты преимущественно с относительно высокомолекулярной фракцией ($MW > 2000$), ^{137}Cs – с фракциями средних и высокомолекулярных масс ($MW = 1000$ и более), а ^{90}Sr – с наиболее низкомолекулярной фракцией органического вещества ($MW = 350\text{--}500$) [284]. Миграционная активность радионуклидов в составе почвенных растворов уменьшается в ряду: $^{90}\text{Sr} \gg ^{106}\text{Ru} > ^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs} > ^{239+240}\text{Pu}$ (^{238}Pu) $> ^{144}\text{Ce}$.

В биогеохимическом цикле радионуклидов вклад компонентов биоты в общее загрязнение БГЦ меняется со временем. На стадии определяющей роли корневого потребления и приближения распределения радионуклидов в системе "почва–растение" к квазиравновесному состоянию биотой удерживается от 6,5 до 43,9% суммарной активности БГЦ. Вклад древесного яруса (несмотря на значительные запасы его фитомассы) снижается, а компонентов напочвенного покрова нарастает, в особенности грибного комплекса (от 2,7 до 23,5%) и мохового покрова (от 0,08 до 5,85%).

Годовые потоки биогеохимического цикла радионуклидов в лесных БГЦ при азральном загрязнении характеризуются следующими основными закономерностями: а) возврат в почву с опадом в большинстве случаев превалирует над поступлением радионуклидов в растения и находится в обратной зависимости от коэффициентов их перехода в растительность. В аккумулятивных ландшафтах соотношение данных потоков близко к 1 и максимально приближено к характерному для макроэлементов; б) значимый вклад в поток радионуклидов в почву в лесных БГЦ вносит их поступление с кроновыми и стволовыми водами (0,05%); в) в почвенном блоке основной поток радионуклидов наблюдается из лесной подстилки – 1,6–3,4% в год. В минеральной толще его интенсивность ослабевает до десятых–сотых долей процента; г) роль инфильтрационного стока в перераспределении радионуклидов в верхней части профиля малозначима, но является определяющей в нижних почвенных горизонтах; д) в лесных БГЦ интенсивность вовлечения радионуклидов в БК значительно превышает их вынос в большой геологический круговорот, при этом в аккумулятивных ландшафтах интенсивность основных потоков в биогеохимическом цикле радионуклидов выше, чем в элювиальных.

Перераспределение радионуклидов в системе геохимически сопряженных лесных ландшафтов по истечении 10 лет после выпадений слабо выражено: для ^{137}Cs оно не превышает 1% в год, для ^{90}Sr – несколько больше, но также ниже среднегодовой величины его радиоактивного распада. Наиболее интенсивно процессы латерального перераспределения радиоактивных веществ происходят внутри элементарных ландшафтов в пределах форм микро- и мезорельефа.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Автократов Т.Д.* Аналитическая химия рутения. М.: Наука, 1962. 283 с.
2. *Агапкина Г.И., Тихомиров Ф.А.* Органические соединения радионуклидов в почвенных растворах и их роль в поступлении элементов в растения // *Экология*. 1991. № 6. С. 22–28.
3. *Агапкина Г.И., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И.* Радионуклид-органические соединения в почвенных растворах // Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. Москва, 21–27 августа 1989 г. М., 1989. С. 403–404.
4. *Агапкина Г.И., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И.* Динамика содержания Sr-90 в жидкой фазе лесных почв 30-километровой зоны ЧАЭС // *Биология, экология, биотехнология и почвоведение*. М.: Изд-во МГУ, 1994. С. 259–264.
5. *Агапкина Г.И., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И.* Динамика содержания и органические формы соединений радионуклидов в жидкой фазе лесных почв зоны загрязнения ЧАЭС // *Экология*. 1994. № 1. С. 21–28.
6. *Агапкина Г.И., Щеглов А.И.* Органические формы соединений радионуклидов в жидкой фазе лесных почв зоны загрязнения ЧАЭС // Тяжелые металлы и радионуклиды в агроэкосистемах: Материалы науч.-практич. конф. М., 1994. С. 279–285.
7. *Акинфиев Г.А., Гаргер Е.К., Попов О.Ф., Тертышник Э.Г.* Измерения и анализ горизонтального и вертикального распределения радионуклидов в почвах на калибровочных площадках в ближней зоне ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб: Гидрометеоздат, 1993. Т. 2. С. 141–148.
8. *Алексахин Р.М., Нарышкин М.А.* Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с.
9. Анализ продукционной структуры древостоев / Ред. С.Э. Вомперский, А.И. Уткин. М.: Наука, 1988. 239 с.
10. *Ананян В.Л., Араратян Л.А., Манакян В.А.* Накопление химических элементов и радионуклидов мхами // *Экология*. 1991. № 2. С. 82–85.
11. *Анисимов В.С.* Влияние формы аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность ^{137}Cs в системе "почва–растение" в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 25 с.
12. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* Динамика изменения биологической доступности Cs-137 в системе "почва–растение" // Тез. докл. V конф. "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере". Пущино, 1991. С. 43.
13. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* О формах нахождения и вертикальном распределении Cs-137 в почвах в зоне аварии на ЧАЭС // *Почвоведение*. 1991. № 9. С. 31–41.
14. *Анохин А.Б., Ламакина Н.В.* Ландшафтно-геохимические исследования миграции техногенных радионуклидов // Тез. докл. Всесоюз. совещ.

"Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989 г. М., 1989. С. 18.

15. *Архипов А.Н.* Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в агросистемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 26 с.

16. *Архипов Н.П., Архипов А.Н., Мешалкин Г.С.* и др. Первичное загрязнение растений и биологическая подвижность радионуклидов // Чернобыль-88: Докл. I Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1989. Т. 3, ч. 2. С. 2-9.

17. *Базилевич Н.И., Титлянова А.А., Смирнов В.В.* и др. Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах. М.: Мысль, 1978. 183 с.

18. *Барбер С.А.* Биологическая доступность питательных веществ в почве. М.: Агропромиздат, 1988. 376 с.

19. *Беккер З.Э.* Физиология грибов и их практическое использование. М.: Изд-во МГУ, 1963. 227 с.

20. *Белицына Г.Д., Черепова Т.В.* Цинк в основных компонентах лесных биогеоценозов Валдайской возвышенности // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах: Тр. Всесоюз. совещ. Обнинск, ноябрь 1978 г. Л.: Гидрометеиздат, 1980. С. 208-213.

21. *Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Коноплев А.В.* и др. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 25-34.

22. *Бобовникова Ц.И., Махонько К.П., Сиверина А.А.* и др. Физико-химические формы радионуклидов в атмосферных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС и их трансформация в почве // Атом. энергия. 1991. Т. 71, № 5. С. 449-454.

23. *Богатырев Л.Г.* О классификации лесных подстилок // Почвоведение. 1990. № 3. С. 118-127.

24. *Бойд Г.Е., Шуберт Ф., Адамсон А.У.* Равновесия при обмене ионов // Хроматографический метод разделения ионов. М.: Изд-во иностр. лит., 1949. С. 257-391.

25. *Бойко А.В., Лознухо И.В.* Биоэкологические особенности лесных фитоценозов Припятского заповедника. Минск: Наука и техника, 1982. 133 с.

26. *Болюх В.А.* Вертикальное распределение ^{137}Cs в лесных экосистемах Киевского Полесья // Чернобыль-96: Тез. докл. V Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс, 1996. С. 262.

27. *Болюх В.А., Вирченко В.М.* Накопление радионуклидов мхами Украинского Полесья // Укр. ботан. журн. 1994. Т. 51, № 4. С. 39-45.

28. *Бондарь П.Ф., Иванов Ю.А., Заика В.В.* Вертикальная миграция радионуклидов выпадений выброса Чернобыльской АЭС // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989 г. М., 1989. С. 74.

29. *Бондарь П.Ф., Ивинов Ю.А., Озорнов А.Г.* Оценка относительной биологической доступности ^{137}Cs в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению // Агрехимия. 1992. № 2. С. 102-110.

30. *Бондарь Ю.И., Мацко В.П., Усков И.Н., Богданов А.П.* Характер

распределения радионуклидов Sr-90 и Cs-137 в почвах ландшафтов Белорусского Полесья // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989 г. М., 1989. С. 21.

31. *Борзилов В.А., Бобовникова Ц.И., Коноплев А.В.* Формы нахождения радионуклидов в природных средах и их роль в процессах миграции // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. Т. 1. С. 168–172.

32. *Борисенко Е.Н., Симонов А.Е.* Особенности миграции радионуклидов в долине р. Присмара (р-н Смоленской АЭС) // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989 г. М., 1989. С. 22.

33. *Брехов П.Т.* Почвенные процессы в подзолистых почвах на песчаных отложениях под сосняками и сельскохозяйственными культурами: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1985. 24 с.

34. *Будыка А.К., Огородников Б.И.* Радиоактивные газы и аэрозоли 30-км зоны ЧАЭС: Итоги 10-летних исследований и перспективы // Чернобыль-96: Тез. докл. V Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс, 1996. С. 128–129.

35. *Бузынный М.Г., Демчук В.В., Лось И.П., Несветайло В.Д.* Особенности распределения ^{90}Sr в древесине сосны // Радиоактивность и радиоакт. элементы в среде обитания человека: Матер. Междунар. конф., посвящ. 100-летию со дня открытия радиоактивности. Томск, 1996. С. 403–407.

36. *Булавик И.М.* Обоснование лесопользования в условиях радиоактивного загрязнения Белорусского Полесья: Автореф. дис. ... д-ра с.-х. наук. Гомель, 1998. 39 с.

37. *Булгаков А.А., Коноплев А.В., Попов В.Е.* и др. Механизм вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС // Почвоведение, 1990. № 10. С. 14–19.

38. *Бурова Л.Г.* Загадочный мир грибов. М.: Наука, 1991. 94 с.

39. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.Н.* Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Высш. шк., 1973. 399 с.

40. *Вайчис М.В.* О буроземообразовании, лессивировании, псевдоподзолировании и подзолообразовании в южной части Прибалтики // Почвоведение. 1972. № 7. С. 11–22.

41. *Вакуров А.В.* Леса Калужской области // Леса СССР. М.: Наука, 1966. Т. 3. С. 53–62.

42. *Варшал Г.М., Кощеева И.Я., Морозова Р.П.* О возможных формах миграции рутения в поверхностных водах и почвах // Геохимия. 1972. № 8. С. 971.

43. *Васильева Н.А.* Физико-химические характеристики радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий после аварии на ЧАЭС и их влияние на миграцию ^{137}Cs и ^{90}Sr в трофической цепи лактирующих коров: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1996. 19 с.

44. *Васильков Б.П.* Съедобные и ядовитые грибы средней полосы Европейской части СССР. СПб.: Наука, 1995. 162 с.

45. *Васильченко Д.Л., Ермаков А.И., Жидик А.Г.* и др. Уровни загрязнения растительности и миграции радионуклидов в фитоценозах 30-км зоны ЧАЭС // Чернобыль-88: Докл. I Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1989. Т. 3, ч. 2. С. 10–20.

46. *Ватковский О.С., Головенко С.В., Гришина Л.А.* и др. Скрытоподзолистые геохимически автономные песчаные почвы Валдая и биологическая продуктивность произрастающих на них сосняков // Геохимические и почвенные аспекты в изучении ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1975. С. 146–170.

47. *Веди Н.К., Брюкер С., Мерле Д., Шулье Е.* Сезонный состав вод, просачивающихся через кроны, и почвенных растворов в двух лесных экосистемах на триасовых песчаниках востока Франции // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 1979. № 3. С. 30–39.

48. Вертикально-фракционное распределение фитомассы в лесах / Ред. А.И. Уткин. М.: Наука, 1986. 251 с.

49. *Ветров В.А., Алексеев В.А.* Вынос чернобыльских радионуклидов с речных водосборов // Метеорология и гидрология. 1992. № 7. С. 65–74.

50. *Винокуров М.А., Миронов Н.А.* Влияние разных древесных биогрупп смешанного насаждения на свойства дерново-подзолистой почвы // Биол. науки. 1967. № 4. С. 87–90.

51. *Войцехович О.В., Лантев Г.В., Демчук В.В.* и др. О кинетике перехода радионуклидов в системе "почва-вода" в условиях пойменного ландшафта ближней зоны ЧАЭС // Тез. докл. IV конф. Научного совета при ГЕОХИ АН СССР "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере". Гомель, 1990. С. 38.

52. *Ворокин А.Д.* Основы физики почв. М.: Изд-во МГУ, 1986. 224 с.

53. Временные рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения. М.: Госкомлес СССР, 1998. 46 с.

54. *Габеев В.Н.* Биологическая продуктивность лесов Приобья. Новосибирск: Наука, 1976. 172 с.

55. *Газарина Э.И., Чижикова Н.П.* О лессиваже в почвах на карбонатных моренах // Почвоведение. 1984. № 10. С. 5–17.

56. *Газиев Я.И., Назаров Л.Е., Лачихин А.В., Валетова Н.К.* Исследование физических характеристик радиоактивных аэрозольных продуктов аварии на ЧАЭС и оценки мощности источников техногенного поступления этих продуктов в атмосферу // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. Т. 1. С. 98–103.

57. *Голубева Е.И., Маркелов А.В., Минеева Н.Л.* и др. Биогеоэкологические проблемы охраны природы при радиационных нагрузках // Тез. докл. II Всесоюз. совещ. "Общие проблемы биогеоэкологии" М., 1986. С. 44–45.

58. *Гончар М.Т.* Лесные фитоценозы: Повышение продуктивности и охрана. Львов: Вища шк., 1983. 166 с.

59. *Гришина Л.А., Васильевская В.Д., Самойлова Е.М.* Типы биологического круговорота в некоторых природных зонах СССР // Почвы и продуктивность растительных сообществ. М.: Изд-во МГУ, 1976. Вып. 6. С. 5–18.

60. *Гришина Л.А., Орлов Д.С.* Система показателей гумусного состояния почв // Проблемы почвоведения. М.: Наука, 1978. С. 42–47.

61. *Гришина Л.А., Фомина Г.Н.* Процессы минерализации и гумификации растительных остатков в условиях коренных лесов и агроценозов Валдая // Почвы и продуктивность растительных сообществ. М.: Изд-во МГУ, 1981. С. 143–160.

62. *Гроздов Б.В.* Леса Брянской области // Леса СССР. М.: Наука, 1966. Т. 3. С. 63–73.

63. *Громова В.С.* Разложение растительного опада сухостепей под влиянием различных факторов // Вестн. МГУ. Сер 17, Почвоведение. 1972. № 4. С. 117–119.
64. *Грук П.В.* Фитомасса сосновых культур в мшистых и вересковых типах леса // Лесоведение и лесн. хоз-во. 1979. Вып. 14. С. 56–59.
65. *Гудзенко В.В., Бородавко И.В.* Некоторые результаты наблюдений за движением индикаторов в зоне аэрации // Чернобыль–94: Докл. IV Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 120–129.
66. *Гудзенко В.В., Онищенко И.Н., Шестопалов В.М.* Вертикальная миграция осколочных радионуклидов: Итоги десятилетних наблюдений // Чернобыль–96: Тез. докл. V Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс, 1996. С. 53–54.
67. *Гуров В.Н., Керцман В.Н.* Рельеф как фактор возможного перемещения радионуклидов // Тез. докл. V конф. "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере". Пушкино, 1991. С. 17.
68. *Давыдов Ю.П., Вороник Н.И., Шатило Н.Н.* и др. К вопросу о формах нахождения радионуклидов ^{137}Cs и ^{144}Ce в почвах Белоруссии // Вестн АН БССР. Сер. физ.-энерг. наук. 1990. № 4. С. 60–65.
69. *Давыдчук В.С., Зарудная Р.Ф., Михели С.В.* и др. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. Киев: Наук. думка, 1994. 112 с.
70. *Дарвин Ч.* Образование растительного слоя деятельностью дождевых червей. М.: Изд-во Васильева, 1882. 186 с.
71. *Демкина Т.С.* Грибная биомасса различных типов почв: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1986. 24 с.
72. *Демчук В.В., Гаргер Е.К., Токаревский В.В.* и др. Особенности механизмов миграции радиоактивных загрязнений чернобыльской аварии в почвах зоны отчуждения // Чернобыль–96: Тез. докл. V Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс, 1996. С. 59–60.
73. *Демьяненко С.А., Матухно Ю.Д., Михайличенко А.И.* и др. Миграция и биологическое поглощение радиоцезия в лесных насаждениях // Чернобыль–94: Докл. IV Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 478–484.
74. *Деревец В.В., Иванов Ю.П., Казаков С.В., Сухоручкин А.К.* Радиационное состояние окружающей среды в зоне отчуждения ЧАЭС // Там же. С. 4–20.
75. *Диденко Л.Г.* Особенности поведения ^{90}Sr в почвах, загрязненных аварийным выбросом ЧАЭС // Экология. 1992. № 6. С. 70–72.
76. *Добровольский Г.В.* Почвы речных пойм центра Русской равнины. М.: Изд-во МГУ, 1968. 296 с.
77. *Добровольский Г.В., Урусевская М.С.* География почв. М.: Изд-во МГУ, 1984. 416 с.
78. *Долин В.В., Бондаренко Г.Н.* Влияние органических веществ на перераспределение и миграцию радионуклидов аварийных выпадений в почвах // Чернобыль–88: Докл. I Всесоюз. научн.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Чернобыль, 1989. Т. 5, ч. 1. С. 176–187.

79. *Дылис Н.В., Носова Л.М.* Фитомасса лесных биогеоценозов Подмосковья. М.: Наука, 1977. 142 с.
80. *Егоров Ю.А., Казаков С.В., Ковалев А.В., Чионов В.Г.* Определение химических форм радиоактивного загрязнения ближней зоны Чернобыльской АЭС в 1986 г. // Экология регионов атомных станций. М.: АЭП, 1995. Вып. 3. С. 130–133.
81. *Егоров Ю.А., Кизиков С.В., Панкратьев Ю.В.* и др. Радиоактивное загрязнение экосистем в зоне аварии на Чернобыльской АЭС в 1986–87 гг. // Там же. 1994. Вып. 2. С. 205–231.
82. *Елиашевич Н.В., Иванова Т.Г., Морозова Т.К.* и др. Накопление радионуклидов хозяйственно-полезными растениями // Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. Москва, 21–27 августа 1989 г. М., 1989. Т. 2. С. 441–442.
83. *Елиашевич Н.В., Иванова Т.Г., Морозова Т.К., Сурмач Н.Г.* Миграция радионуклидов чернобыльского выброса в системе "почва–растение" // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989 г. М., 1989. С. 115.
84. *Ермаков О.О.* Роль живого напочвенного покрова в миграции радионуклидов в лесных фитоценозах // Тез. докл. V конф. "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере". Пущино, 1991. С. 39.
85. *Ермаков О.О., Казей А.П., Кузьмич О.Т.* Аккумуляция радионуклидов растениями живого напочвенного покрова сосновых фитоценозов // Тез. докл. радиобиол. съезда. Киев, сентябрь 1993 г. Пущино, 1993. Т. 1. С. 350.
86. *Ждинова Н.Н., Захарченко В.А., Василевская А.И.* и др. Изучение вклада грибной биомассы в процессе трансформации радионуклидов в лесной подстилке: Произв. отчет Ин-та микробиологии и вирусологии НАН Украины. Киев, 1995. 112 с.
87. *Зайцева В.Е., Звягинцев Д.Г.* Сезонная динамика биологической активности дерново-подзолистой почвы // Почвоведение. 1979. № 8. С. 76–81.
88. *Земскова Л.М., Василевская Т.В., Давыдов Ю.П.* Влияние различных факторов на состоянии радионуклидов в почвах // Тез. докл. XV Менделеев. съезда по общ. и прикл. химии. Минск, 1993. Т. 2. С. 9–11.
89. *Зибцев С.В., Худолый В.Н., Давыдов Н.Н.* и др. Накопление и распределение ^{137}Cs в экосистеме соснового леса при различной плотности загрязнения почвы // Чернобыль–94: Докл. IV Междунауч. науч.-техн. конф. "Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 485–492.
90. *Зонн С.В.* Взаимодействие и взаимовлияние лесной растительности с почвами // Почвоведение. 1956. № 7. С. 80–91.
91. *Иванов Ю.А., Кашипаров В.А.* Поведение в почве радионуклидов, представленных топливной компонентой выпадений аварийного выброса ЧАЭС // Радиохимия. 1992. Т. 5. С. 63.
92. *Иванов Ю.А., Кашипаров В.А., Лазарев Н.М.* и др. Физико-химические формы выпадений выброса ЧАЭС и долговременная динамика поведения радионуклидов выброса в компонентах агроэкосистем // Чернобыль–94: Докл. IV Междунауч. науч.-техн. конф. "Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 256–269.
93. *Иванов Ю.А., Кашипаров В.А., Лундин С.М.* и др. Методологические

аспекты радиологического мониторинга и оптимизации системы земледельческого производства в сфере сельскохозяйственного производства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Там же. С. 298–309.

94. *Иванов Ю.А., Кашипаров В.А., Орешнич Л.А.* и др. Физико-химические формы выпадений выброса ЧАЭС и их трансформация в почвах // Радиэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на Чернобыльской АЭС. Киев, 1991. Ч. 2. С. 234–237.

95. *Ивинова Р.Б., Барбашев С.В., Арлинская А.М.* и др. Особенности распределения макро- и микроэлементов в почвах Киевского Полесья // Агрехимия. 1989. № 1. С. 70–77.

96. *Израэль Ю.А., Петров В.А., Авдонин С.И.* и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. 1987. № 2. С. 5–18.

97. *Ильин В.П.* Некоторые закономерности геохимической миграции Cs-137 в ландшафтах Белорусского Полесья // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989. М., 1989. С. 33.

98. *Ипатьев В.А., Булавик И.М., Багинский В.Ф.* и др. Лес и Чернобыль. Минск: МНПП "Стенер", 1994. 248 с.

99. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атом. энергия. 1986. Т. 61, вып. 5. С. 301–320.

100. *Кабашникова Г.И., Болотских Т.Н.* Накопление радионуклидов растениями подлеска и подроста лесных фитоценозов // Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси. Минск: Наука і тэхніка, 1995. С. 99–129.

101. *Карабань Р.Т., Мишенков Н.Н., Спирин Д.А.* и др. Поражение древесного яруса при остром гамма-облучении в разные фазы // ДАН СССР. 1980. Т. 252, № 3. С. 776–778.

102. *Карпачевский Л.О.* Пестрота почвенного покрова в лесном биоценозе. М.: Изд-во МГУ, 1997. 312 с.

103. *Карпачевский Л.О.* Лес и лесные почвы. М.: Лесн. пром-ть. 1981. 264 с.

104. *Карпенко Е.К.* Пластинчатые и трубчатые шляпочные грибы (порядки Boletales, Russulales, Entolomatales, Tricholomatales, Amanitales, Agaricales) северо-востока Левобережной Украины: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1987. 24 с.

105. *Карпухин А.И.* Комплексные соединения органических веществ почв с ионами металлов: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1986. 32 с.

106. *Кауричев И.С., Карпухин А.И., Степанова Л.В.* Качественный состав водорастворимых органических веществ природных почвенных вод // Докл. ТСХА. 1977. № 233. С. 53–55.

107. *Кауричев И.С., Ноздрунова Е.М.* Учет миграции соединений в почве с помощью лизиметрических хроматографических колонок // Почвоведение. 1960. № 12. С. 30–35.

108. *Кауричев И.С., Ноздрунова Е.М.* Роль компонентов водорастворимого вещества растительных остатков в образовании подвижных железоорганических соединений // Там же. 1961. № 10. С. 55–60.

109. *Кауричев И.С., Фокин А.Д., Карпухин И.А.* Водорастворимые органико-минеральные соединения почв таежно-лесной зоны // Там же. 1978. № 243. С. 35–42.

110. *Кашпаров В.А.* "Горячие" частицы в зоне аварии на ЧАЭС и их биологическая роль // Экология АЭС: Материалы научного семинара. Одесса, июль 1991 г. М.: ИАЭ им. И.В. Курчатова, 1992. С. 218–225.
111. *Кашпаров В.А., Иванов Ю.А., Пристер Б.С.* и др. Моделирование образования "горячих" частиц во время аварии на ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. Киев: Наук. думка, 1995. Т. 2. С. 120–128.
112. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 176 с.
113. *Клечковский И.М., Гулякин И.В.* Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония // Почвоведение. 1958. № 3. С. 1–16.
114. *Кляшторин А.Л.* Миграция техногенных радионуклидов в лесных почвах Украинского Полесья: Дис. ... канд. биол. наук. М., 1996, 187 с.
115. *Ковда В.А.* Основы учения о почвах. М.: Наука, 1973. Т. 1. 447 с. Т. 2. 468 с.
116. *Ковда В.А.* Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985. 263 с.
117. *Кожевникова Т.Л., Криволицкий Д.А., Мишенков Н.Н.* и др. Накопление радионуклидов шляпочными грибами // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 40–44.
118. *Козловский Ф.И.* Современные естественные и антропогенные процессы эволюции почв. М.: Наука, 1991. 196 с.
119. *Козубов Г.М., Таскаев А.И.* Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений. СПб.: Наука, 1994. 256 с.
120. *Козубов Г.М., Таскаев А.И., Игнатенко Е.Г.* и др. Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС. Сыктывкар: Коми научный центр УрО АН СССР, 1990. 136 с.
121. *Кондратюк С.Я., Навроцкая И.Л., Брунь Г.А.* и др. Содержание радионуклидов в лишайниках Украины // Укр. ботан. журн. 1994. Т. 51, № 4. С. 46–52.
122. *Коноплев А.В.* Подвижность и биологическая доступность радиоцезия и радиостронция аварийного происхождения в системе "почва-вода": Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск, 1998. 48 с.
123. *Коробова Е.М.* Ландшафтно-геохимический подход к изучению загрязнения некоторых природных геосистем в дальней зоне воздействия аварии на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. Т. 1. С. 225–231.
124. *Коробова Е.М., Есакова Е.В., Линник В.Г., Коровайков П.А.* Техногенные радионуклиды в почвах сопряженных полесских и опольских ландшафтов Киевской области // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989 г., М., 1989. С. 35.
125. *Котик В.А.* Закономерности миграции ^{137}Cs в луговых экосистемах после аварии на ЧАЭС: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1996. 24 с.
126. *Криволицкий Д.А., Михальцова З.А.* Методы изучения сезонной и многолетней динамики комплексов почвенной микрофауны // Количественные методы в экологии животных. Л.: Наука, 1980. С. 75–76.
127. *Криволицкий Д.А., Покаржевский А.Д.* Роль почвенных животных в биогенной миграции кальция и Sr-90 // Журн. общ. биологии. 1974. № 2. С. 263–269.

128. *Криволицкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А.* и др. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука, 1988. 240 с.

129. *Круглов С.В.* Физико-химические аспекты загрязнения сельскохозяйственных угодий в результате радиационной аварии в миграции радионуклидов в системе почва-растение: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск, 1997. 49 с.

130. *Круглов С.В., Архипов Н.П.* Особенности поведения ^{137}Cs и ^{90}Sr черновыльских выпадений в почвах ближней и дальней зоны аварии // Чернобыль-96: Тез. докл. V Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс, 1996. С. 230-231.

131. *Круглов С.В., Куринов А.Д., Архипов Н.П.* Уровни загрязнения и распределения ^{241}Am в почвах 30-км зоны ЧАЭС // Чернобыль-94: Тез. докл. IV Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс, 1994. С. 137-138.

132. *Куликов Н.В., Молчанова И.В.* Континентальная радиоэкология. М.: Наука, 1975. 184 с.

133. *Куликова Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н.* Радиоэкология почвенно-растительного покрова. Свердловск: УрО АН СССР, 1990. 172 с.

134. *Кутукова Ю.Д., Обухов А.И.* Индикация загрязнения городской среды с помощью растений // Методология экологического нормирования: Тез. докл. Всесоюз. конф. Харьков, 1990 г. Ч. 2. С. 87-88.

135. *Кучма Н.Д., Архипов Н.П., Федотов И.С.* и др. Радиоэкологические и лесоводственные последствия загрязнения лесных экосистем зоны отчуждения. Препринт. Чернобыль. 1994. 53 с.

136. *Лисиченко Г.В., Давыдчук В.С., Бартыш И.П., Веремеенко Н.О.* Ландшафтно-геохимические особенности выноса радионуклидов с поймы р. Припять // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989 г. М., 1989. С. 36.

137. *Лосик Н.В., Гребенищикова Н.В., Белоусов Э.В.* Влияние условий минерального питания на поведение радионуклидов в почве и их поступление в растения овса // Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на ЧАЭС. Киев, 1991. Ч. 2. С. 191-200.

138. *Лоцилов Н.А., Иванов Ю.А., Бондарь П.Ф.* и др. Параметры миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах Полесий // Тез. докл. III Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1990. Т. 4. С. 3-4.

139. *Лоцилов Н.А., Иванов Ю.А., Кашипаров В.А.* и др. Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Киев, 1991. С. 36-44.

140. *Лоцилов Н.А., Кашипаров В.А., Поляков В.Д.* и др. Ядерно-физические характеристики "горячих" частиц, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Радиохимия. 1992. № 4. С. 113.

141. *Лоцилов Н.А., Кашипаров В.А., Процак В.П., Журба М.А.* Физико-химические характеристики выпадений, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Киев, 1991. С. 8-12.

142. *Лоцилов Н.А., Кашипаров В.А., Юдин Е.Б., Процак В.П.* Фракционирование радионуклидов в черновыльских топливных "горячих" частицах // Радиохимия. 1992. № 5. С. 125-134.

143. *Мальшева Т.В.* Роль мохообразных и лишайников в жизни леса. М.: Изд-во МГУ, 1992. Т. 1. 222 с.
144. *Мартышов В.З., Кривоуцкий Д.А., Смирнов Е.Г., Филатова В.В.* Разложение лесной подстилки и ее влияние на миграцию радионуклидов в поверхностном слое почвы // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 119–134.
145. *Махонько К.П., Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г.* Контроль за радиоактивным загрязнением природной среды в окрестностях АЭС. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 136 с.
146. *Мацко В.П., Гончарова Н.В., Бондарь Ю.В., Богданов А.П.* Ландшафтно-геохимические предпосылки накопления радионуклидов сообществами травянистых растений Полесского государственного радиационно-экологического заповедника в зоне ЧАЭС // Весці АН БССР. Сер. фіз.-энерг. навук. 1991. № 4. С. 64–69.
147. *Медник И.Г., Тихомиров Ф.А., Прохоров В.М., Карабань Р.Т.* Модель миграции Sr-90 в молодых березовых и сосновых лесах // Экология. 1981. № 1. С. 40–45.
148. *Мина В.Н.* Выщелачивание некоторых веществ атмосферными осадками из древесных растений и его роль в биологическом круговороте // Почвоведение. 1965. № 6. С. 7–17.
149. *Мирчинк Т.Г.* Почвенная микология. М.: Изд-во МГУ, 1988. 220 с.
150. *Мищенко Н.Н., Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., Юланов В.П.* Поглощение ⁹⁰Sr стабильного стронция и кальция сеянцами древесных пород // Лесоведение. 1971. № 2. С. 85–89.
151. *Моисеев А.А., Рамзаев П.П.* Цезий-137 в биосфере. М.: Атомиздат, 1975. 180 с.
152. *Моложанова Е.Г., Дрич С.К., Буравлев Е.П.* Распределение радионуклидов в отдельных ландшафтах 30-км зоны ЧАЭС и оценка их воздействия на элементы наземной экосистемы // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989 г. М., 1989. С. 39.
153. *Молоканова Е.Л., Новикова Н.Я., Сапунова Р.Н., Химич С.П.* Формы нахождения цезия-137 и стронция-90 в почвах, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС // Тез. докл. V конф. "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере". Пушино, 1991. С. 64.
154. *Молчанова И.В.* О поведении Се-144 в некоторых типах почв // Тр. Ин-та экологии растений и животных. 1968. Вып. 61. С. 4–11.
155. *Молчанова И.В., Куликов Н.В.* Радиоактивные изотопы в системе почва–растение. М.: Атомиздат, 1972. 86 с.
156. *Молчанова И.В., Михайловская Л.Н., Караваева Е.Н.* Подвижность радионуклидов в почвенно-растительном покрове аварийной зоны Чернобыльской АЭС // Экология. 1991. № 3. С. 89–91.
157. *Морозова Р.М.* Почвообразование на песчаных отложениях Карелии // Почвы сосновых лесов Карелии. Петрозаводск: Карел. фил. АН СССР. 1978. С. 4–43.
158. *Мякушко В.К.* Сосновые леса равнинной части УССР. Киев: Наук. думка, 1978. 251 с.
159. *Нарышкин М.А., Алексахин Р.М., Молчанов А.А.* и др. Закономерности распределения радиоактивных продуктов деления глобальных выпадений в лесах севера Европейской части СССР // Лесоведение. 1975. № 4. С. 104–106.

160. *Нифонтова М.Г., Алексахенко В.Н.* Накопление ^{90}Sr и $^{134,137}\text{Cs}$ в грибах, лишайниках и мхах из ближней зоны Чернобыля // Экология. 1992. № 3. С. 26–30.

161. *Нифонтова М.Г., Куликов Н.В.* ^{137}Cs в растениях (и фитоценозах) окрестностей Белоярской атомной электростанции им. И.В. Курчатова // Экология. 1984. № 5. С. 81–83.

162. *Нифонтова М.Г., Куликов Н.В.* Крптоиндикация радиоактивных выпадений из атмосферы в связи с аварией на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. Т. 2. С. 92–103.

163. *Обухов А.И., Попова А.А.* Сезонная динамика и пространственная вариабельность содержания тяжелых металлов в почвах и почвенно-грунтовых водах // Почвоведение. 1992. № 9. С. 42–51.

164. *Огородников Б.И., Луянене Г.А., Луянас В.И., Кузнецова И.Н.* Пыльная буря как фактор выноса радиоактивных продуктов чернобыльской аварии с загрязненной территории // Чернобыль-96: Тез. докл. V Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс, 1996. С. 123.

165. *Ольховик Ю.А., Бондаренко Г.Н.* Регионально-геохимические оценки радионуклидного состава выбросов ЧАЭС, включая "горячие" частицы // Чернобыльская катастрофа. Киев: Наук. думка, 1995. С. 203–221.

166. *Орлов Д.С.* Химия почв. М.: Изд-во МГУ, 1985. 376 с.

167. *Орлов М.Ю., Сныков В.П., Хваленский Ю.А., Тесленко В.П.* Радиоактивное загрязнение территории Беларуси и России после аварии на Чернобыльской АЭС // Атом. энергия. 1992. Т. 72, вып. 4. С. 371–376.

168. *Осинов В.Б.* Физико-химические особенности поведения ^{137}Cs , ^{90}Sr и их стабильных аналогов в почвах различных экосистем Брянской области в зоне аварии на ЧАЭС: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1996. 20 с.

169. *Остапенко Б.Ф., Андрущенко А.П.* Фитомасса свежей сосновой субори южной левобережной лесостепи УССР // Исследования по лесоводству и защитному лесоразведению. Харьков, 1980. С. 3–9. (Зал. Харьк. с.-х. ин-та; Т. 271).

170. *Павлоцкая Ф.И.* Относительная подвижность, состояние и формы нахождения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах. М.: Атомиздат, 1973. 38 с.

171. *Павлоцкая Ф.И.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.

172. *Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Коробова Е.М.* и др. Распределение плутония и некоторых продуктов деления в почвах // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989 г. М., 1989. С. 81.

173. *Павлоцкая Ф.И., Казинская И.Е., Емельянов В.В.* и др. Миграция плутония и некоторых продуктов деления в почвах, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. Т. 1. С. 204–210.

174. *Пантелеев Л.И., Круглов С.В., Ратников А.Н.* и др. Радиационно-экологические аспекты ведения сельского хозяйства на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС // Там же. С. 282–286.

175. *Панферов В.И., Якушев В.И., Мартинович Б.С.* и др. Радиоак-

- тивное загрязнение растительности Беларуси. Минск: Наука і тэхніка, 1995. 582 с.
176. *Пастернак П.С.* Справочник лесоведа. Киев: Наук. думка, 1990. 294 с.
177. *Пастернак П.С., Молодков П.И., Кучма Н.Д.* и др. Лесоводственно-экологические последствия разрушения лесов аварийными выбросами // Чернобыль-88: Докл. I Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1989. Т. 3, ч. 2. С. 36–60.
178. *Перель Т.С.* Распространение и закономерности распределения дождевых червей фауны СССР. М.: Наука, 1979. 272 с.
179. *Перельман А.И.* Геохимия ландшафта. М.: Высш. шк. 1975. 342 с.
180. *Петряев Е.П., Иванова Т.Г., Морозова Т.К., Сурмач Н.Г.* Миграционная способность Cs-137 и Sr-90 выброса Чернобыльской АЭС // Весті АН БССР. Сер. хім. навук. 1991. № 1. С. 84–88.
181. *Петряев Е.П., Овсянникова С.В., Кильчинская С.Л., Соколик Г.А.* Влияние гумусовых веществ и минеральных составляющих почв на миграционные свойства радионуклидов // Тез. докл. радиобиол. съезда. Киев, сентябрь 1993 г. Пуцзяно, 1993. Ч. 3. С. 793–794.
182. *Петряев Е.П., Овсянникова С.В., Соколик Г.А., Рубинчик С.Я.* Резервы подвижных форм чернобыльских радионуклидов в почвах республики Беларусь // Радиоэкологические проблемы в ядерной энергетике и при конверсии производства: Тез. докл. XV Менделеев. съезда по общ. и прикл. химии. Минск, 1993. Т. 3. С. 47–48.
183. *Петряев Е.П., Соколик Г.А., Иванова Т.Г.* и др. Основные закономерности миграции чернобыльских радионуклидов в ландшафтах юга БССР // Тез. докл. IV конф. науч. совета при ГЕОХИ АН СССР "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере". Гомель, 1990. С. 28.
184. *Подкур П.П., Давыдов Н.Н., Ландин В.Н., Худoley В.Н.* Особенности распределения и миграции радионуклидов в почвах // Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на ЧАЭС: Тез. докл. Киев, 1991. Ч. 2. С. 177–178.
185. *Полянская Л.М.* Микробная сукцессия в почве: Дис. ... д-ра биол. наук в форме науч. докл. М., 1996. 96 с.
186. *Пономарев А.В.* Тонкая структура динамики Cs-137 и K-40 в растениях // Радиоэкологические, медицинские и социально-экономические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: Реабилитация территории и населения. М., 1995. С. 130.
187. *Попов А.К.* Леса Тульской области // Леса СССР. М.: Наука, 1996. Т. 3. С. 5–16.
188. *Попов В.Е., Кутняков И.В., Жирнов В.Г.* и др. Химические формы Sr-90 и Cs-137 в аллювиальных почвах стронциевого пятна на территории левобережной части поймы р. Припять ближней зоны Чернобыльской АЭС // Тр. Ин-та эксперим. метеорологии. 1993. № 22. С. 208.
189. *Пристер Б.С.* Сельскохозяйственные аспекты последствий аварии на ЧАЭС // Чернобыль-96: Тез. докл. V Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс, 1996. С. 11.
190. *Пристер Б.С., Омеляненко Н.Л., Перепелятников Л.В.* Миграция радионуклидов и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 51–59.

191. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981. 98 с.
192. Процак В.П., Кашипаров В.А. Динамика изменения дисперсного состава топливных "горячих" частиц в почве ближней зоны ЧАЭС // Чернобыль-96: Тез. докл. V Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс. 1996. С. 34-35.
193. Пушкарев А.В., Болюх В.А., Приймаченко В.М. Распределение ^{137}Cs в системе "почва-мох" в условиях Киевского полесья // Чернобыль-94: Докл. IV Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 518-522.
194. Растительность Европейской части СССР / Ред. С.А. Грибова. Л.: Наука, 1980. 429 с.
195. Ратников А.Н., Жигарева Т.Л., Петров К.В., Попова Г.И. Миграция Cs-137 в системе почва-растение сельскохозяйственных угодий областей РСФСР, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС // Тез. докл. V конф. "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере". Пущино, 1991. С. 41.
196. Рекомендации по лесопользованию на части территории Российской Федерации, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС. М., 1992. 41 с.
197. Розанов Б.Г. Морфология почв. М.: Изд-во МГУ, 1983. 320 с.
198. Розов С.Ю., Кляшторин А.Л., Попова Л.Н., Щеглов А.И. Оценка миграционной способности радионуклидов цезия в песчаных почвах ЧАЭС по данным модельных экспериментов // Чернобыль-90: Докл. II Всесоюз. науч.-технич. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Т. 2, ч. 1: Миграция радионуклидов в природных средах. Чернобыль, 1990. С. 100-115.
199. Романов В.С., Егоренков М.А., Малиновская З.М. Биологическая продуктивность дубрав Белорусского Полесья // Лесоведение и лес. хоз-во. Минск, 1982. Вып. 17. С. 3-9.
200. Романов В.С., Петров Е.Г., Русаленко А.И. Надземная фитомасса сосняков БССР по типам леса // Там же. 1975. Вып. 11. С. 3-15.
201. Романов Г.Н., Спириин Д.А., Алексахин Р.М. Поведение радиоактивных веществ в окружающей среде // Природа. 1990. № 5. С. 53-58.
202. Романов Г.Н., Спириин Д.А., Медведев В.П. и др. Факторы, определяющие подвижность Cs-137 // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. Т. 2. С. 326-334.
203. Романов С. Л. Закономерности структурной организации разномасштабных полей загрязнения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Тез. докл. V конф. "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере". Пущино, 1991. С. 16.
204. Руководство по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения части территории РСФСР, УССР и БССР на период 1988-1990 гг. М.: Госагропром СССР, 1988. 48 с.
205. Руководство по ведению лесного хозяйства на территории Российской Федерации, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, на период 1992-1995 гг. М., 1992. 65 с.
206. Руководство по радиационному обследованию лесного фонда (на период 1996-2000 гг.). М., 1995. 34 с.
207. Сак М.М. Аккумуляция радионуклидов корневыми системами

- сосны в разных типах леса // Тез. докл. Радиобиологического съезда. Киев, сентябрь 1993 г. Пушино, 1993. Ч. 3. С. 880.
208. *Самойлова Е.М.* Динамика разложения опада лиственных пород // Тр. Воронеж. заповедника. 1961. Вып. 13. С. 89–101.
209. *Самойлова Е.М.* Возврат минеральных элементов с опадом и состав почвенного гумуса в основных парцеллах липово-дубового леса // Биол. науки. 1967. № 2. С. 131–136.
210. *Седунов Ю.С., Борзлов В.А., Клепикова Н.В.* и др. Физико-математическое моделирование формирования загрязнения территории ближней зоны Чернобыльской АЭС долгоживущими радионуклидами // Чернобыль–88: Докл. I Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1989. Т. 4. С. 141–149.
211. Сельскохозяйственная радиоэкология / Ред. Р.М. Алексахин, Н.А. Корнеев. М.: Экология, 1991. 400 с.
212. *Семенютин А.М., Перепелятникова Л.В., Пристер Б.С.* Особенности вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почвах ЧАЭС // Тез. III Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1990. Т. 1. С. 17–18.
213. *Семенютин А.М., Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В.* Особенности вертикальной миграции Cs-137 в почвах зоны ЧАЭС // Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. М., 1989. С. 528–529.
214. *Семечкина М.Г.* Структура фитомассы сосняков. Новосибирск: Наука, Сиб. отд., 1978. 163 с.
215. *Сидорович Я.А., Лиштван И.И., Ковалев А.Л.* и др. Опыт оценки радиоактивного загрязнения лесных ландшафтов центральной части Беларуси // Весці АН Беларусі. Сер. біял. навук. 1992. № 5/6. С. 44–51.
216. *Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Хацкевич Р.Н.* Пространственное распределение цезия-137 в почвах Европейской части СССР // Почвоведение. 1978. № 4. С. 47–48.
217. *Скитович В.И., Будыка А.К., Огородников Б.И.* Результаты двухлетних наблюдений за размерами радиоактивных аэрозольных частиц в 30-км зоне ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. Т. 1. С. 115–121.
218. *Скитович В.И., Огородников Б.И.* Наблюдения за размерами радиоактивных аэрозольных частиц в 30-км зоне ЧАЭС в 1986–1987 г. // Чернобыль–88: Докл. I Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1989. Т. 7, ч. 1. С. 89–101.
219. *Смирнов Е.Г., Тихомиров Ф.А.* Накопление Sr-90 растениями травянистого яруса в березовом лесу // Экология. 1975. № 2. С. 16–22.
220. *Смоляк Л.П., Русаленко А.И., Петрова Е.Г.* Таблицы запасов надземной фитомассы сосняков БССР // Лесн. хоз-во. 1977. № 2. С. 68–71.
221. *Соботович Э.В., Комаров В.И., Чебаненко С.И.* Современное состояние проблемы формы нахождения и закономерностей миграции радионуклидов чернобыльского выброса // Чернобыль–88: Докл. I Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1989. Т. 5, ч. 1. С. 4–11.
222. *Соколов В.В., Азаркова А.А.* Миграция и вторичная концентрация радионуклидов в ландшафтах Европейской части РСФСР // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, 13–17 ноября 1989 г. М., 1989. С. 51–52.
223. *Спирidonov С.И., Фесенко С.В.* Математическое моделирование

поведения подвижных форм ^{137}Cs в почвах // Тез. докл. II Обнин. симпозиума по радиоэкологии. Обнинск, 1996. С. 140–142.

224. *Спирин Д.А., Алексахин Р.М., Карабань Р.Т., Мищенко Н.Н.* Радиационные и пострadiационные изменения в лесном биогеоценозе при остром гамма-облучении: Влияние острого гамма-облучения на продуктивность сосново-березового леса // Радиобиология. 1985. Т. 25, вып. 1. С. 125–128.

225. *Станкявичене Д.Р.* Перспективные съедобные грибы Литовской ССР и их химический состав: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Вильнюс, 1988. 24 с.

226. *Стеценко Н.М., Табачный Л.Я., Бакаева Е.А.* Щелочные и щелочноземельные элементы в агарикальных грибах // Укр. ботан. журн. 1979. Т. 36, № 5. С. 427–430.

227. *Строгонова М.Н., Урусевская И.С.* Почвенное районирование Калужской области и вопросы рационального сельскохозяйственного использования почв // Вестн. МГУ. Сер. 4, Биология. Почвоведение. 1966. № 6. С. 91–105.

228. *Стыро С.Д., Филистович В.И.* Особенности загрязнений радионуклидами цезия подстилающей поверхности под кронами деревьев // Физика атмосферы. Вильнюс, 1990. № 15. С. 87–93.

229. *Сукачев В.Н.* Избранные труды. Л.: Наука, 1972–1975. Т. 1–3.

230. *Тимофеев С.Ф., Новик А.А., Пяткова Г.Г.* и др. Динамика накопления радионуклидов сельскохозяйственными культурами в различных зонах радиоактивного загрязнения // Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на ЧАЭС. Киев, 1991. Ч. 2. С. 193–196.

231. *Титлянова А.А.* О поведении цезия и рубидия в почвах // Почвоведение. 1962. № 3. С. 56–61.

232. *Тихомиров Ф.А.* Вопросы радиоэкологии лесных биогеоценозов // Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976. С. 70–85.

233. *Тихомиров Ф.А.* Радиоизотопы в почвоведении. М.: Изд-во МГУ, 1985. 92 с.

234. *Тихомиров Ф.А.* Распределение и миграция радионуклидов в лесах ВУРС при радиоактивных выпадениях // Экологические последствия аварии на Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 21–39.

235. *Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М., Федоров Е.А.* Миграция радионуклидов в лесах и действие ионизирующих излучений на лесные насаждения // Peaceful uses of atomic energy. Vienna: IAEA, 1972. Vol. 11. P. 675–684.

236. *Тихомиров Ф.А., Кляшторин А.Л., Щеглов А.И.* Радионуклиды в составе вертикального внутрипочвенного стока в лесных почвах ближней зоны Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1992. № 6. С. 38–44.

237. *Тихомиров Ф.А., Санжарова Н.И., Смирнов Е.Г.* Накопление Sr-90 дикорастущими растениями лугового и лесного биогеоценозов // Лесоведение. 1976. № 2. С. 22–27.

238. *Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Казаков С.В., Кляшторин А.Л.* Распределение радионуклидов в лесных ландшафтах Украинского Полесья // Тез. докл. Всесоюз. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов". Суздаль, ноябрь 1989 г. М., 1989. С. 53.

239. Тихомиров Ф.А., Шеглов А.И., Мамихин С.В., Сидоров В.П. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне ЧАЭС // Чернобыль-88: Докл. I Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам 2-летней работы по ЛПА на Чернобыльской АЭС. Чернобыль, 1989. Т. 4. С. 99-117.
240. Тихомиров Ф.А., Шеглов А.И., Цветнова О.Б. Грибы как биоиндикатор доступности Cs-137 в почвах зоны радиоактивного загрязнения // Тез. докл. III Всесоюз. конф. с.-х. радиологии. Обнинск, 1990. Т. 1. С. 45-46.
241. Тихомиров Ф.А., Шеглов А.И., Цветнова О.Б. и др. Распределение и миграция радионуклидов в лесах в зоне радиоактивного загрязнения // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. Т. 2. С. 41-47.
242. Тихомиров Ф.А., Шеглов А.И., Цветнова А.Б., Кляшторин А.Л. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 41-50.
243. Трансурановые элементы в окружающей среде / Ред. У.С. Хэнсон. М.: Энергоатомиздат. 1985. 344 с.
244. Тюрин Е.Г. Методика учета ягод, грибов и лекарственных растений при лесоустройстве // Лесн. хоз-во. 1991. № 12. С. 35-37.
245. Тюрюканова Э.Б. Экология стронция-90 в почвах. М.: Атомиздат, 1976. 127 с.
246. Тюрюканова Э.Б. Почвенно-геохимические аспекты загрязнения биосферы радионуклидами (на примере стронция-90): Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1982. 45 с.
247. Тюрюканова Э.Б., Беляева Л.И., Левкина Н.И., Емельянов В.В. Ландшафтно-геохимические аспекты поведения Sr-90 в лесных и пойменных биогеоценозах полевья. М.: ГК по использованию атом. энергии СССР. 1973. 40 с.
248. Тюрюканова Э.Б., Павлоцкая Ф.И., Баранова В.И. и др. Особенности распределения ^{90}Sr в различных типах почв Европейской части СССР в 1961 г. // Радиоактивность почв и методы ее определения. М., 1966. С. 36-46.
249. Усачев В.Л., Криволицкий Д.А., Мартюшов В.З. Накопление и перераспределение по профилю почвы Sr-90 под влиянием дождевых червей в лабораторных экспериментах // Радиоэкология почвенных животных. М., 1985. С. 96-106.
250. Ушаков Б.А., Панфилов А.В., Чернов С.А. и др. Распределение радионуклидов в лесных экосистемах СССР // Тез. докл. I Междунар. конф. "Биологические и радиологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции". М., 1990. С. 25.
251. Федоров Е.А., Мартюшов В.З., Смирнова Е.Г., Аникина В.А. Накопление Sr-90 в годичных слоях березы бородавчатой // Экология. 1991. № 1. С. 79-80.
252. Федоров Е.А., Романов Н.Г. Количественные характеристики зависимости между уровнями загрязнения внешней среды и концентрацией радиоизотопов в некоторых видах сельскохозяйственной продукции. М.: Атомиздат, 1969. 12 с.
253. Федоров С.Ф. Исследование элементов водного баланса в лесной зоне Европейской территории СССР. Л.: Гидрометеоздат, 1977. 264 с.
254. Филеп Д., Редли М., Варро Т. Перенос илов в почвах с различной пористостью и влажностью // Почвоведение. 1986. № 10. С. 55-62.

255. *Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В., Тимофеев С.Ф.* Эффективность агромелиоративных мероприятий в снижении накопления ^{137}Cs растениями на луго-пастбищных угодьях в зоне аварии на ЧАЭС // Докл. ВАСХНИЛ. 1992. № 3. С. 25–27.

256. *Фирсакова С.К., Гребенщикова Н.В., Тимофеев С.Ф.* и др. Об изменении доступности ^{137}Cs для корневого усвоения растениями в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Докл. АН СССР. 1991. Т. 320, № 6. С. 1498–1500.

257. *Фокин А.Д., Чистова Е.Д.* О возможности применения уравнений внутренней диффузии для описания кинетики сорбционных процессов в почвах // Почвоведение. 1967. № 6. С. 78–82.

258. *Фрид А.С.* Влияние свойств почвы на диффузионную миграцию в ней Sr-90: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1970. 24 с.

259. *Цирюлик А.В., Шевченко С.В.* Грибы лесных биогеоценозов. Киев: Вища шк., 1989. 204 с.

260. *Цветнова О.Б., Щеглов А.И.* Аккумуляция ^{137}Cs высшими грибами и их роль в биогеохимической миграции нуклида в лесных экосистемах // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 1996. № 4. С. 59–69.

261. *Цветнова О.Б., Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А.* Особенности накопления цезия-137 в грибах и ягодах лесов зоны радиоактивного загрязнения // Проблемы экологического мониторинга: Материалы Рос. радиобиол. науч.-практ. конф. Брянск, 1991. Ч. 2. С. 31–33.

262. *Цветнова О.Б., Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А.* Интенсивность разложения растительного материала в пунктах временного захоронения радиоактивных отходов в зоне ЧАЭС // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 1992. № 3. С. 28–30.

263. *Цветнова О.Б., Щеглов А.И., Чернов С.А.* Содержание радионуклидов в лекарственном сырье лесов, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Тез. докл. Всесоюз. науч.-практ. конф. "Основы организации и ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения". Гомель, 1990. С. 27.

264. *Чеботина М.Я.* Влияние воднорастворимого вещества лесной подстилки на поглощение радиоактивных изотопов в почве // Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975. С. 56–64.

265. *Чеботина М.Я., Куликов Н.В.* Влияние воднорастворимых продуктов разложения травянистых растений на поглощение радиоизотопов в почве // Экология. 1973. № 1. С. 102–103.

266. *Чекановская О.В.* Дождевые черви и почвообразование. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1960. 206 с.

267. Чернобыльская катастрофа / Ред. В.Г. Барьяхтар. Киев: Наук. думка, 1995. 560 с.

268. *Шестопалов В.М., Бублясь В.П., Гудзенко В.В.* и др. Изучение процесса быстрой вертикальной миграции радионуклидов в геологической среде // Чернобыль-94: Докл. IV Междун. науч.-техн. конф. "Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 110–119.

269. *Шестопалов В.М., Онищенко И.П., Бублясь В.П.* Влияние горизонтальной неоднородности покровных отложений на динамику радионуклидов в зоне отчуждения ЧАЭС // Чернобыль-96: Тез. докл. V Междун. науч.-техн. конф. "Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". Зеленый Мыс, 1996. С. 58.

270. Шилова Е.И. О качественном составе лизиметрических вод целинной и окультуренной разновидностей подзолистых почв по данным пятилетних исследований // Почвоведение. 1959. № 1. С. 86–97.

271. Шиперович В.Я. Почвенная фауна в различных типах леса // Зоол. журн. 1937. Т. 26, № 2. С. 301–310.

272. Шубин В.И., Куликова В.К., Леонтьева Р.В. Содержание макроэлементов в шляпочных грибах в связи с применением удобрений // Биологическая и хозяйственная продуктивность лесных фитоценозов Карелии. Петрозаводск, 1977. С. 27–33.

273. Шувалов Ю.Н. Динамика сорбции Cs-137 некоторыми почвами субтропической зоны Грузии // Почвоведение. 1979. № 12. С. 28–34.

274. Шульц В., Уикер Ф. Радиоэкологические методы. М.: Мир, 1985. 312 с.

275. Шутов В.Н., Аржанова Е.В., Басалаева Л.Н. и др. Вертикальная миграция радиоцезия в почвах // Тез. докл. III Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Обнинск, 1990. Т. 1. С. 28.

276. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. Биологический круговорот и распределение радионуклидов в лесных ландшафтах 30-км зоны ЧАЭС // Тез. докл. I Междунар. конф. "Биологические и радиологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции". М., 1990. С. 29.

277. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Распределение и миграция радионуклидов в лесных экосистемах. М., 1991. 176 с. Деп. в ВИНТИ 18.04.91. № 1656-В91.

278. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах Европейской части СНГ // Радиационная биология, радиоэкология. 1996. Т. 36, вып. 4. С. 437–446.

279. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Кляшторин А.Л. и др. Биогеохимический цикл и потоки ^{137}Cs в лесных ландшафтах // Тез. докл. III съезда по радиационным исследованиям. Москва, октябрь 1997 г. Пущино, 1997. Т. 2. С. 383–384.

280. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А. Миграция долгоживущих радионуклидов чернобыльских выпадений в лесных почвах Европейской части СНГ // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 1992. № 2. С. 27–35.

281. Экспериментальные исследования ландшафтов Припятского заповедника / Ред. Н.В. Смольский. Минск, 1976. 301 с.

282. Юркевич И.Д., Ярошевич Э.П. Биологическая продуктивность типов и ассоциаций сосновых лесов (по исследованиям в БССР). Минск: Наука и техника, 1974. 289 с.

283. Якушев Б.И., Мартинович Б.С., Будкевич Т.А. и др. Особенности аккумуляции радионуклидов в естественных ценозах БССР в связи с аварией на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. Т. 2. С. 111–115.

284. Якушев Б.И., Мартинович Б.С., Моисеенко И.Ф. и др. Радиоэкологическая обстановка в природно-растительных комплексах Беларуси в связи с аварией на Чернобыльской АЭС // Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси. Минск: Навука і тэхніка, 1995. С. 13–35.

285. Agarkina G.I., Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. et al. Association of Chernobyl derived $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{90}Sr , ^{137}Cs with organic matter in the soil solution // J. Environ. Radioactivity. 1995. Vol. 29, N 3. P. 257–269.

286. *Amphlett C.B., McDonald L.A.* Equilibrium studies on natural ionexchange minerals: 1. Caesium and strontium // *J. Inorg. and Nucl. Chem.* 1956. N 2. P. 403–414.

287. *Antonopoulos-Domis M., Clouvas A., Gagainas A.* Radiocaesium dynamics in fruit trees following the Chernobyl accident // *Health. Phys.* 1991. Vol. 61, N 6. P. 837–842.

288. *Bachhuber H., Bunzl K., Schimmack W.* The migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in multilayered soils: Results from bath, column and fallout investigations // *Nucl. Technol.* 1982. Vol. 59. P. 291–301.

289. *Bachhuber H., Bunzl K., Schimmack W.* Static variability of fallout ^{137}Cs in the soil of a cultivated field // *Environ. Monit. and Assessment.* 1987. Vol. 8. P. 93–101.

290. *Barbee G.G., Brown K.W.* Comparison between suction and freedrainage soil-solution samplers // *Soil Sci.* 1986. Vol. 141, N 2. P. 149–154.

291. Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments // Ed. M. Belli, F. Tikhomirov. Luxembourg: Office for Publication of the EC, 1996. 147 p.

292. *Birch L., Bachofen R.* Complex agents from micro-organisms // *Experientia.* 1990. Vol. 46, N 8. P. 828–834.

293. *Borio O., Chiocchini S., Cicioni R.* et al. Uptake of radiocaesium by mushrooms // *Sci. Total Environ.* 1991. Vol. 106. P. 183–190.

294. *Bruckmann A., Wolters V.* Microbial immobilisation and recycling of ^{137}Cs in organic layers of forest ecosystems: Relationship to environmental conditions, humification and invertebrate activity // *Ibid.* 1994. Vol. 157. P. 249–256.

295. *Bunzl K., Kracke W.* Cumulative deposition of ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, and ^{241}Am from global fallout in soils from forest, grassland and arable land in Bavaria (FRG) // *J. Environ. Radioact.* 1988. Vol. 8, N 1. P. 1–14.

296. *Bunzl K., Schimmack W., Kreutzer K., Schierl R.* Interception and retention of Chernobyl-derived ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{106}Ru in spruce stand // *Sci. Total Environ.* 1989. Vol. 78. P. 77–87.

297. *Bunzl K., Schimmack W., Kreutzer K., Schierl R.* The migration of fallout ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{106}Ru from Chernobyl and of ^{137}Cs from weapons testing in a forest soil // *Ztschr. Pflanzenernähr. Bodenkn.* 1989. Vol. 152. P. 39–44.

298. *Clint G.M., Dighton J., Rees S.* Influx of radiocaesium into fungal hyphae in a range of basidiomycetes // *Mycol. res.* 1991. Vol. 95, N 9. P. 1047–1051.

299. *Clint G.M., Harrison A., Doreen H.* The release of ^{137}Cs from plant litters and effects of microbial activity on this process // *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments.* N.Y.: Elsevier, 1990. P. 275–282.

300. *Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A.* Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils // *Nature.* 1988. Vol. 335. P. 247–248.

301. *Daróczy S., Bolyos A., Dezsó Z.* et al. Could mosses be used for the subsequent mapping of the Chernobyl fallout // *Naturwissenschaften.* 1988. Vol. 75, N 11. P. 569–570.

302. *Devell L., Tovedal H., Bergstrom V.* et al. Observation of fallout from the reactor accident at Chernobyl // *Nature.* 1990. Vol. 321. P. 192.

303. *Dielt G.* Zir verteilung radioactiver Casiumnuklide un pilzfruchtörper // *Ztschr. Mycol.* 1989. Vol. 55, N 1. P. 131–134.

304. *Dighton J., Horrell A.D.* Radiocaesium accumulation in the mycorrhizal fungi *Lactarius rufus* and *Inocybe logeiyctis* in upland Britain following the Chernobyl accident // *Trans. Brit. Mycol. Soc.* 1988. Vol. 91, N 2. P. 335–337.

305. *Elstner E.E., Fink R., Holl W.* et al. Radioactivity in mushrooms, mosses and

- soil samples of defined biotops in SW Bavaria two years after Chernobyl // *Ecologia*. 1989. Vol. 80. N 2. P. 173–177.
306. *Ertel J., Ziegler H.* Cs-134/137 contamination and root uptake of different forest trees before and after Chernobyl accident // *Radiat. and Environ. Biophys.* 1991. Vol. 30, N 2. P. 147–157.
307. FAO/IAEA/WHO: Comparative studies of food and environmental conditions. Vienna, 1975. 635 p. (Proc. Ser.).
308. *Gale H.J., Humphreys D.L.O., Fisher E.M.R.* Weathering of caesium-137 in soils. 1963. (ARCRL-10).
309. *Guillitte O., De Brabant B., Gasia M.C.* Use of mosses and lichens for the evaluation of the radioactive fallout, deposits and flows under forest-cover // *Mem. Soc. roy. bot. Belg.* 1990. Vol. 12. P. 89–99.
310. *Guillitte O., Fraiture A., Lambinon J.* Soil-fungi radiocaesium transfers in forest ecosystem // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. L.; N.Y., 1990. P. 468–476.
311. *Guillitte O., Gasia M.C., Lambinon J.* et al. La radiocontamination des champignons sauvages en Belgique au Grand-Duché de Luxembourg après l'accident nucléaire de Tchernobyl // *Mem. Soc. Roy. Bot. Belg.* 1987. Vol. 9. P. 79–93.
312. *Guillitte O., Melin J., Wallberg L.* Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem // *Sci. Total Environ.* 1994. Vol. 157. P. 207–215.
313. *Horyna J., Randa Z.* Uptake of radiocaesium and alkali metals by mushrooms // *J. Radioanal. and Nucl. Chem. Lett.* 1988. Vol. 127, N 2. P. 107–120.
314. *Jaracz P., Plasecki E., Mirowski S., Wilhelmi Z.* Analysis of gamma-radioactivity of "hot particles" released after Chernobyl accident // *J. Radioanal. and Nucl. Chem. articles.* 1990. Vol. 141, N 2. P. 243.
315. *Juo A.S.R., Barber S.A.* Reaction of Sr with humic acid // *Soil Sci.* 1969. Vol. 108. P. 89–94.
316. *Juo A.S.R., Barber S.A.* The retention of Strontium by soils as influenced by pH, organic matter and saturation cations // *Ibid.* 1970. Vol. 109, N 3. P. 143–147.
317. *Kerpen W.* ¹³⁷Cs sorption and desorption to properties of 17 soils // IV Symp. Inter. Radioecol.: Impact accidents orig. nucl. environ. Cadarache, 1988. Vol. 1. P. D188–D201.
318. *Klan J., Randa Z., Benada J.* et al. Investigation of non-radioactive Rb, Cs and radiocaesium in higher fungi // *Ces. mycol.* 1988. Vol. 42, N 3. P. 158–169.
319. *Kyriny V.D., Ivanov Yu.A., Kashparov V.A.* et al. Particle-associated Chernobyl fallout in the local and intermediate zones // *Ann. of Nucl. Energy.* 1993. Vol. 20, N 6. P. 415.
320. *Lambinon J., Fraiture A., Gasia M.* et al. La radiocontamination des champignons sauvages en Wallonie (Belgique) cuite à l'accident de Tchernobyl // IV Symp. inter. Radioecol.: Impact accidents orig. nucl. environ. Cadarache, 1988. Vol. 2. P. E37–E44.
321. *Livens F.R.* Chemical associations of artificial radionuclides in Cumbrian soils // *J. Environ. Radioact.* 1988. Vol. 7. P. 75–86.
322. *Livens F.R., Baxter M.S., Allen S.E.* Associations of plutonium with soil-organic matter // *Soil Sci.* 1987. Vol. 144. P. 124–128.
323. *Loshchilov N.A., Kashparov V.A., Yudin Y.* et al. Experimental assessment of radioactive fallout from Chernobyl accident // *Sicurezza e Protezione.* 1991. Vol. 26, N 25. P. 46.
324. *Maule C.P., Dudas M.J.* Preliminary identification of soil separates associated with fallout ¹³⁷Cs // *Canad. J. Soil Sci.* 1989. Vol. 69, N 1. P. 171–175.

325. McKay W.A., Baxter M.S. The partitioning of Shellfield derived radiocaesium in Scottish coastal sediments // *J. Environ. Radioact.* 1985. N 2. P. 93–114.
326. Means J.L., Crear D.A., Borcsik M.P., Duguid J.O. Absorption of Co and selected actinides by Mn and Fe oxides in soils and sediments // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 1978. Vol. 42. P. 1763–1773.
327. Mejstřic V. Mykorrhizni symbiozy. Praha, 1988. 150 p. (CSAV Studie; 7).
328. Mietelski J.W., Jasinska V., Kubica B. et al. Radioactive contamination of Polish mushrooms // *Sci. Total Environ.* 1994. Vol. 157. P. 217–226.
329. Molzahn D., Reinen D., Behr H. et al. Die Belastung von pilzen mit radioaktiven caesium // *Ztschr. Mycol.* 1989. Vol. 55, N 1. P. 135–148.
330. Muramatsu Y., Yoshida S., Sumiya M. Concentration of radiocaesium and potassium in basidiomycetes collected in Japan // *Sci. Total Environ.* 1991. Vol. 105. P. 29–39.
331. Nimis P.L., Giovani C., Padovani R. La contaminazione da ^{137}Cs and ^{134}Cs nei macromiceti del Friuli Venezia Giulia mel 1986 // *Stud. Geobot.* 1986. Vol. 6. P. 1–121.
332. Nisbet A.F., Lembrechts J.F. The dynamics of radionuclide behaviour in soil solution with special reference to the application of countermeasures // *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments.* L.; N.Y., 1990. P. 371–378.
333. Nishita H., Kowalewsky B.W., Steen A.J., Larson K.H. Fixation and extrastability of fission products contaminating various soils and clays // *Soil Sci.* 1956. Vol. 81. P. 317–326.
334. Ogwada R.A., Sparks D.L. A critical evaluation on the use of the kinetics for determining thermodynamics of ion exchange in soils // *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 1986. Vol. 50, N 2. P. 300–305.
335. Olsen R.A., Joner E., Bakken L.R. Soil fungi and fate of radiocaesium in the soil ecosystem // *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments.* L.; N.Y., 1990. P. 657–663.
336. Rafferty B., Dawson D., Kliashorin A.L. Decomposition in two pine forests: the mobilisation of ^{137}Cs and K from forest litter // *Soil Biol. and Biochem.* 1997. N 11/12. P. 1673–1681.
337. Rafferty B., Kliashorin A., Kuchma N. et al. Radionuclide partitioning in forest ecosystems // *Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments.* Luxembourg, 1996. P. 38–42.
338. Ratliff R.D. Decomposition of native herbage and filter paper at five meadow sites in sequoia National Park, California // *J. Range Manag.* 1980. Vol. 33, N 4. P. 262–266.
339. Ritchie J.C. Fallout ^{137}Cs in soils and sediments of three small watersheds // *Ecology.* 1974. Vol. 55. P. 887–890.
340. Romer W., Shilling G. Das diffusible Phosphat des Bodens und die Abhängigkeit des phosphatdiffusionskoeffizienten von exogenen Faktoren // *Aph. Acker-Pflanzbau.* 1988. Vol. 32, N 2. P. 115–122.
341. Ronneau C., Myttenaere C., Andre H. et al. Contamination des ecosystemes forestiers par le cesium // *IV Symp. Inter. Radioecol.: Impact accidents orig. nucl. environ.* Cadarache, 1988. Vol. I. P. B18–B25.
342. Salt C.A., Mayes R.W., Elston D.A. Effects of season, grazing intensity and diet composition of the radiocaesium intake by sheep on re-seeded hill pasture // *J. Appl. Ecol.* 1992. Vol. 29, N 2. P. 378–387.
343. Sansone F., Rossi R., Zambelli A. Cesio radiattivo nei macromiati del territorio comasco // *Micol. Ital.* 1988. Vol. 17, N 3. P. 34–40.

344. *Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B.* Space heterogeneity of distribution and migration of Chernobyl fallout radionuclides in the pine forests // Seminar on the dynamic behaviour of radionuclides in forests: Book of abstracts. Stockholm, 1992. P. 32.

345. *Schuller P., Hande J., Trumper R.E.* Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters. // *Health Phys.* 1988. Vol. 55, N 3. P. 575–577.

346. *Sparks D.L.* Kinetics of soil chemical processes. San Diego: Acad. Press, 1989. 210 p.

347. *Styro S.D., Shcheglov A.I.* Distribution of long-live radionuclides in the common Pine wood // Seminar on the dynamic behaviour of radionuclides in forests: Book of abstracts. Stockholm, 1992. P. 26.

348. *Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I.* The radioecological consequences of the Kyshtym and Chernobyl radiation accident for forest ecosystems // Proceeding of seminar on comparative assessment on the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. Luxembourg, 1990. Vol. 2. P. 867–887.

349. *Trojan O.A., McNeill K.C.* Radioactive contamination of soil // *Canad. J. Phys.* 1962. Vol. 40, N 3. P. 370–372.

350. *Van Voris P., Cowan C.E., Cataldo D.A.* et al. Chernobyl case study: modelling the dynamics of long-term cycling and storage of ^{137}Cs in forested ecosystems // *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. L.; N.Y., 1990. P. 61–73.

351. *Walton A.* The distribution in soils radioactivity from weapons tests // *J. Geophys. Res.* 1963. Vol. 68, N 5. P. 1485–1486.

352. *Witherspoon J.P.* Cycling of caesium-134 in white oak trees // *Ecol. Monogr.* 1962. Vol. 34, N 4. P. 403–420.

353. *Witherspoon J.P.* Cycling of caesium-134 in white oak trees on sites of contrasting soil type and moisture // *Radioecology* / Ed. V. Schults and A. Klement. N.Y.: Reinhold, 1962. P. 127–132.

354. *Witherspoon J.P., Taylor F.G.* Retention of fallout simulated containing ^{137}Cs by Pine and Oak trees // *Health Phys.* 1969. Vol. 17. P. 825–839.

355. *Witkamp M.* Assessment of microbial immobilisation of mineral elements // *Biol. Soil.* 1967. N 7. P. 36–37.

356. *Witkamp M., Crossley Jr.* The role of arthropods and microflora in breakdown of white oak litter // *Pedobiologia.* 1966. Bd. 6, H. 3/4. P. 293–303.

357. *Yoshida S., Muramatsu Y.* Accumulation of radiocaesium in basidiomycetes collected from Japanese forests // *Sci. Total Environ.* 1994. Vol. 157. P. 197–205.

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
1. МЕТОДИЧЕСКИЕ ПРИНЦИПЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И РАДИО- ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ	6
1.1. Методические принципы	6
1.2. Радиоэкологическая характеристика	15
1.3. Почвенно-растительный покров	20
2. РОЛЬ ЛЕСНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ В ПЕРВИЧНОМ РАС- ПРЕДЕЛЕНИИ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ	49
2.1. Древесный ярус и радиоактивные выпадения	49
2.2. Первичное перераспределение радионуклидов в лесных экосистемах	52
3. НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ РАЗЛИЧНЫМИ ВИДАМИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ И ГРИБАМИ В ЛЕСНЫХ БГЦ	57
3.1. Радионуклиды в древесном ярусе	57
3.2. Радионуклиды в травяно-кустарничковом ярусе лесных БГЦ	112
3.3. Аккумуляция радионуклидов высшими грибами	120
3.4. Накопление радионуклидов другими видами лесохозяйственной продукции	129
4. ОСНОВНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ПОВЕДЕНИЯ РАДИО- НУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ПОЧВАХ	136
4.1. Радионуклидный состав загрязнения почв	136
4.2. Пространственная неоднородность радиоактивного загрязнения почв	139
4.3. Динамика плотности радиоактивного загрязнения почв	147
4.4. Вертикальное распределение радионуклидов в профиле почв	150
4.5. Особенности распределения ⁹⁰ Sr в профиле лесных почв	172
5. ФОРМЫ СОЕДИНЕНИЙ РАДИОНУКЛИДОВ И ИХ МИГРА- ЦИОННАЯ СПОСОБНОСТЬ В ЛЕСНЫХ ПОЧВАХ	177
5.1. Физико-химические формы соединений радионуклидов в почвах ..	177
5.2. Физические и физико-химические процессы в миграции радионуклидов (модельные эксперименты)	187

6. БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПОТОКИ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ЛАНДШАФТАХ	197
6.1. Поступление в составе растительного опада	197
6.2. Высвобождение радионуклидов в процессе трансформации растительного опада и подстилки	203
6.3. Миграция радионуклидов в составе вертикального внутрпочвенного стока	209
6.4. Поступление радионуклидов с кроновыми и стволовыми водами ..	222
6.5. Перераспределение радионуклидов в системе геохимически сопряженных ландшафтов	224
7. КОНЦЕПТУАЛЬНАЯ МОДЕЛЬ И ПАРАМЕТРЫ БИОГЕОХИМИЧЕСКОЙ МИГРАЦИИ ¹³⁷ Cs В ЛЕСНЫХ ЛАНДШАФТАХ ...	230
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	239
ЛИТЕРАТУРА	242

CONTENTS

INTRODUCTION	3
1. METHODOLOGICAL APPROACHES TO THE STUDY AND RADIOECOLOGICAL CHARACTERISTICS OF THE INVESTIGATED TERRITORY	6
1.1. Methodological approaches	6
1.2. Radioecological characteristics	15
1.3. Soil and vegetative cover	20
2. IMPACT OF FOREST BIOGEOCENOSSES ON THE INITIAL DISTRIBUTION OF RADIOACTIVE FALLOUT	49
2.1. Interaction of radioactive fallout with arboreal vegetation	49
2.2. Initial distribution of radionuclides over forest ecosystems	52
3. ACCUMULATION OF RADIONUCLIDES BY PLANT AND FUNGI SPECIES IN FOREST BIOGEOCENOSSES	57
3.1. Radionuclide behaviour in arboreal vegetation	57
3.2. Radionuclide behaviour in herbaceous vegetation	112
3.3. Accumulation of radionuclides by higher fungi	120
3.4. Radionuclide concentration in various kinds of forest product	129
4. PECULIARITIES OF RADIONUCLIDE BEHAVIOUR IN FOREST SOILS	136
4.1. Radionuclide composition of the contaminated soils	136
4.2. Spatial heterogeneity of the radioactive contamination in the soils	139
4.3. Deposition dynamics in the soils	147
4.4. Vertical distribution of radionuclides in the soil profile	156
4.5. Specifics of ⁹⁰ Sr distribution in the profile of forest soils	172
5. CHEMICAL FORMS OF RADIONUCLIDES AND THEIR MIGRATION ABILITY IN FOREST SOILS	177
5.1. Physico-chemical forms of radionuclides in the soils	177
5.2. The contribution of individual physical and physico-chemical processes to the radionuclide migration (laboratory and field experiments)	187
6. BIOGEOCHEMICAL FLUXES OF RADIONUCLIDES THROUGH FOREST LANDSCAPES	197
6.1. Radionuclide fluxes with litterfall	197

6.2. Release of radionuclides from the plant debris and forest litter in the course of decomposition processes	203
6.3. Radionuclide migration in the vertical intrasoil flow	209
6.4. Radionuclides in throughfall and stemflow	222
6.5. Redistribution of radionuclides in the system of geochemically joint landscapes	224
7. CONCEPTUAL MODEL AND PARAMETERS OF ^{137}Cs MIGRATION IN FOREST LANDSCAPES	230
CONCLUSIONS	239
REFERENCES	242

Научное издание

Щеглов Алексей Иванович

**БИОГЕОХИМИЯ
ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ
В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ**

*По материалам 10-летних исследований
в зоне влияния аварии на ЧАЭС*

Утверждено к печати
Ученым советом
факультета почвоведения
Московского государственного университета
им. М.В. Ломоносова

Зав. редакцией А.А. Фролова
Редактор М.В. Грачева
Художник Г.М. Коровина
Технический редактор Э.Б. Павлюк
Корректоры З.Д. Алексеева, Н.П. Круглова,
Т.И. Шеповалова

Набор и верстка выполнены в издательстве
на компьютерной технике

ЛР № 020297 от 23.06.1997

Подписано к печати 19.05.2000
Формат 60 × 90 1/16. Гарнитура Таймс
Печать офсетная
Усл.печ.л. 17,0. Усл.кр.-отт. 17,4. Уч.-изд.л. 18,9
Доп. тираж 200 экз. Тип. зак. 3246

Издательство "Наука"
117864 ГСП-7, Москва В-485. Профсоюзная ул., 90
Санкт-Петербургская типография
199034, Санкт-Петербург В-34, 9-я линия, 12

А. И. Щеглов

БИОГЕОХИМИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

