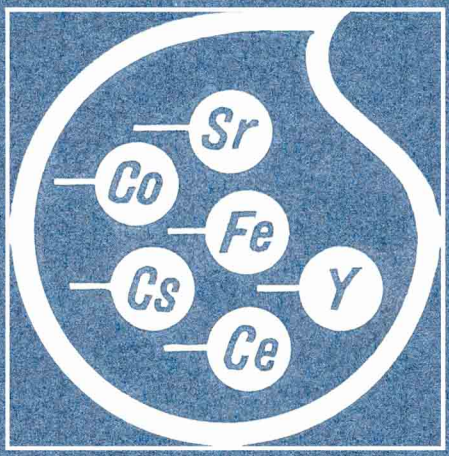


Н. В. КУЛИКОВ,
И. В. МОЛЧАНОВА,
Е. Н. КАРАВАЕВА

РАДИОЭКОЛОГИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

СВЕРДЛОВСК

Н. В. КУЛИКОВ,
И. В. МОЛЧАНОВА,
Е. Н. КАРАВАЕВА

РАДИОЭКОЛОГИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

СВЕРДЛОВСК 1990

УДК 577.41/46:577.391

Куликов И. В., Молчанова И. В., Караваева Е. Н.
Радиоэкология почвенно-растительного покрова.
Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Обобщаются результаты многолетних исследований по радиоэкологии почвенно-растительного покрова, выполненных в отделе континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО АН СССР. Рассматриваются вопросы поглощения и прочности фиксации ряда искусственных и естественных радионуклидов в разных почвах из водных растворов в зависимости от сопутствующих физико-химических и экологических факторов. Обсуждаются результаты исследований вертикальной миграции и распределения радионуклидов в почвах, закономерности поступления их из почвы в растения, приводятся данные по миграции и распределению нуклидов в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов.

Прослеживается действие ионизирующей радиации на растения и сообщества при облучении от внешних источников и радиоактивном загрязнении среды.

Книга представляет интерес для широкого круга специалистов в области радиоэкологии, общей экологии, почвоведения, агрохимии, радиационной гигиены и охраны природы.

Табл. 61. Ил. 45. Библиогр. 367. назв.

Ответственный редактор
академик **В. Н. Большаков**

Рецензент
доктор биологических наук **С. А. Мамаев**

К $\frac{40304-1608-89(88)}{055(02)7}$ 1990

© УрО АН СССР, 1990

ВВЕДЕНИЕ

Экологические проблемы современной атомной промышленности и технологии со всей очевидностью проявились в середине 50-х годов, после того как было показано, что при испытаниях ядерного оружия, в каком бы месте они ни проводились, радиоактивные вещества через верхние слои атмосферы и тропосферу загрязняют биосферу Земли в глобальном масштабе. Это открытие привлекло внимание широкой общественности к проблемам окружающей среды во всем мире, благодаря чему экология как наука выдвинулась на передний план естествознания.

Примерно в эти же годы стала формироваться и быстро развиваться новая область экологии — радиоэкология, изучающая процессы взаимодействия живых организмов друг с другом и со средой их обитания в условиях радиоактивного загрязнения и повышенного фона ионизирующей радиации [105, 156, 320, 321]. Основные задачи радиоэкологии можно свести к исследованию закономерностей миграции, распределения и биологического действия радиоактивных веществ в различных биогеоценозах (экосистемах). Они тесно связаны с прогнозированием последствий радиоактивного загрязнения биосферы, экологическим нормированием такого загрязнения в компонентах природной среды и ослаблением его вредного воздействия. Радиоэкология развивается на стыке смежных научных дисциплин, таких как экология, биогеоценология, радиобиология, биогеохимия, агрохимия, почвоведение, гидробиология. Идеи, фактический материал и методы радиоэкологических исследований обогащают эти области науки, способствуя более глубокому познанию структурной организации биосферы и протекающих в ней процессов [115, 123].

Теоретические предпосылки для успешного развития радиоэкологии были созданы учением В. И. Вернадского о биосфере [36], работами в области биогеохимии и геохимии ландшафтов [35, 39—41, 43, 166], учением В. Н. Сукачева о биогеоценозах [207—219]. Большой вклад в становление радиоэкологии внесли работы Н. В. Тимофеева-Ресовского с сотрудниками по экспериментальной и радиационной биогеноценологии [113, 141, 182, 221, 222, 226].

В настоящее время можно выделить следующие области атомной промышленности и технологии, развитие которых требу-

ет радиоэкологического подхода и соответствующих знаний: добыча и переработка ядерного горючего; атомная энергетика и реакторостроение (включая аварийные ситуации); ядерные взрывы (испытания ядерного оружия, а также мирные подземные и кратерные взрывы, применяемые для вскрышных работ в горно-добывающей промышленности, для сооружения крупных каналов, морских гаваней и других целей); захоронение радиоактивных отходов; ядерные инциденты военного характера; использование минеральных удобрений (особенно фосфорных и калийных), а также слабоминерализованных шахтных вод в сельском хозяйстве.

Важное значение радиоэкологические исследования приобретают в связи с развитием атомной энергетики. Переход от ископаемого топлива к атомному для выработки электроэнергии и промышленного теплоснабжения в широких масштабах до некоторой степени уменьшит загрязнение воздуха, поскольку снизятся выбросы в атмосферу тепловыми электростанциями и котельными сажи, твердых частиц, двуокиси серы, углекислого газа, ртути, ликвидируются пылящие золоотвалы, отпадет необходимость потребления кислорода атмосферы для сжигания топлива. Наряду с этим быстрый рост атомной энергетики влечет за собой значительное увеличение радиоактивных отходов, определенная часть которых, даже при нормальной работе предприятий ядерного топливного цикла, может проникать в окружающую природную среду [64, 71].

К настоящему времени радиоэкологами изучены процессы взаимодействия выпадающих из атмосферы радиоактивных примесей с почвенно-растительным покровом, явления сорбции и прочности фиксации многих искусственных и естественных радионуклидов в различных почвах, закономерности аккумуляции их живыми организмами и перехода по пищевым цепочкам в зависимости от экологических и физико-химических факторов. Получены многочисленные данные, характеризующие радиочувствительность отдельных видов, систематических групп и сообществ организмов к облучению от внешних источников и при радиоактивном загрязнении среды обитания. Наиболее полные сводки и обобщения нашли отражение в ряде работ [4, 5, 7, 46, 72, 99, 130, 152, 158, 174, 180, 181, 184, 203, 227, 231, 235, 270, 324—327, 349, 360].

Сформулирован фундаментальный вывод о том, что природную среду нельзя рассматривать в качестве пассивного разбавителя радиоактивных загрязнений. В силу структурно-функциональных особенностей экологические системы способны перераспределять радиоактивные вещества по составляющим их компонентам, в результате чего концентрации радионуклидов в отдельных звеньях этих систем могут оказаться весьма высокими. Так, многие гидробионты аккумулируют в себе радионуклиды в количествах, превышающих их концентрации в вод-

ной среде на порядки величин. Поэтому даже в тех случаях, когда содержание радионуклидов в воде поддерживается в пределах допустимых норм для питьевых целей, концентрация нуклидов в водных организмах может достигать таких уровней, что эти организмы становятся непригодными для употребления человеком [95, 114, 226, 273]. Примером влияния локальных экологических условий на скорость миграции и количество радионуклидов, поступающих непосредственно в рацион человека, могут служить цепочка «лишайник — олень — человек» в арктических экосистемах или трофическое звено «кормовые травы — молочный скот — молоко» [45, 132, 306].

Наиболее полно разработанным разделом радиоэкологии почв и растений является агрохимия долгоживущих осколочных радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs. Накопленная информация позволила сформулировать ряд практических рекомендаций, направленных на снижение перехода этих нуклидов из почвы в растения и в продукты животноводства [59, 98]. Предложенные пути решения такого рода задач могут быть использованы и для снижения содержания в растениях и животных других токсических ингредиентов. Исследования путей поступления радионуклидов в растения вносят существенный вклад в физиологию минерального питания растений, особенно для оценки корневого и внекорневого поступления химических элементов и эффективности удобрений при разных способах их применения. Опираясь на достижения радиоэкологии и учитывая определенную общность загрязняющих источников и путей поступления в биосферу радиоактивных и других промышленных отходов, применяемые в радиоэкологии методы можно использовать для прогностических оценок миграции и экологических воздействий любых химических загрязнений.

По мере развития атомной промышленности и энергетики все шире вовлекаются в радиоэкологические исследования наведенные нейтронами, а также естественные и трансурановые радионуклиды, сопутствующие ядерному топливному циклу. В последние годы пристальное внимание уделяется изучению процессов миграции радионуклидов в системе «почва — растение» в условиях орошаемого земледелия и использованию подогретых вод АЭС при поливе и гидропонном выращивании растений. Расширяются радиоэкологические исследования в местах дислокации промышленных АЭС, что позволит более обоснованно определять границы санитарно-защитных зон АЭС и решать вопросы организации землепользования в них [5, 183, 185].

Важный аспект радиоэкологии почвенно-растительного покрова — изучение действия повышенных уровней ионизирующей радиации от внешних источников и при радиоактивном загрязнении среды обитания на отдельные виды растений и их сообщества (фитоценозы). Как будет показано далее, благодаря

широкой вариации радиочувствительности разных видов растений, их реакция на одинаковую дозу облучения в сообществе различна. При этом степень проявления лучевой реакции определяется как радиочувствительностью растений данного вида на разных стадиях развития, так и конкретными взаимоотношениями их с другими видами в фитоценозе и со средой обитания. Существенно, что в природной обстановке действие ионизирующих излучений часто проявляется на фоне неблагоприятных факторов среды, как правило, модифицирующих реакцию растений на облучение. Исследование комбинированного действия облучения и сопутствующих условий среды нелучевой природы представляет большой интерес для прогноза последствий многочисленных антропогенных воздействий на отдельные виды растений, их популяции и сообщества.

В последние годы большое внимание привлекает проблема биологического действия малых доз ионизирующих излучений, формирующихся в местах обитания организмов с повышенным содержанием искусственных и естественных радионуклидов. В связи с этим повышается значимость работ по изучению природы и воспроизводимости явлений радиостимуляции растений, радиозащитного действия малых доз радиации и радиоадаптации [3, 70, 101, 117].

Настоящая книга посвящена обобщению результатов многолетних радиоэкологических исследований почвенно-растительного покрова в отделе континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных Уральского отделения АН СССР. При обсуждении результатов собственных исследований привлекаются основные литературные источники, касающиеся рассматриваемой проблемы.

В первой главе излагаются вопросы поглощения и прочности фиксации ряда искусственных и естественных радионуклидов в разных почвах из водных растворов в зависимости от физико-химических и экологических факторов (pH раствора, концентрации изотопных и неизотопных носителей, искусственных комплексонов, растительных экстрактов, режима почвенного увлажнения, температуры среды). Приводятся значения коэффициентов распределения радионуклидов в системе «почва — раствор».

Во второй главе обсуждаются результаты исследований вертикальной миграции и распределения радионуклидов в профиле почв при разных режимах почвенного увлажнения и разложения растительного опада.

В третьей главе рассматриваются основные результаты экспериментов по изучению поступления радионуклидов из почвы в растения в зависимости от свойств почв, степени их увлажнения, температурных условий и присутствия в среде искусственных комплексонов. Обсуждаются способы снижения накопления радионуклидов растениями из почвы.

В четвертой главе приводятся данные по миграции и рас-

пределению радионуклидов в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов. Отмечаются особенности накопления радионуклидов мхами, их распределения по компонентам наземных биогеоценозов при экспериментальном внесении в поверхностные слои почвы с радиоактивными растворами, при попадании с глобальными радиоактивными выпадениями из атмосферы и в результате работы атомной электростанции.

Пятая глава посвящена рассмотрению действия ионизирующих излучений на растения и их сообщества при облучении от внешних источников и при радиоактивном загрязнении почвенно-растительного покрова. Обсуждаются данные радиостимуляции растений, радиозащитного действия относительно малых доз ионизирующих излучений и явления радиоадаптации в условиях длительного произрастания растений при повышенном содержании в среде радионуклидов и соответствующем фоне ионизирующей радиации.

Выражаем благодарность сотрудникам отдела континентальной радиоэкологии ИЭРиЖ УрО АН СССР и всем принимавшим участие в проведении отдельных исследований.

Глава 1

ПОГЛОЩЕНИЕ И ПРОЧНОСТЬ ФИКСАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

Поступление радионуклидов из почвы в растения, темпы включения в экологические и пищевые цепи в значительной мере зависят от характера их взаимодействия с почвой и миграционной способности в ней. При этом миграцию радионуклидов в почве можно рассматривать как непрерывно повторяющийся ряд процессов поглощения (сорбции) их почвой из почвенного раствора и обратного перехода в раствор (десорбции) под влиянием различных факторов, приводящих к векторному перемещению нуклидов, рассеиванию или концентрированию.

Такую миграцию обусловливают химические свойства нуклидов, их физико-химическое состояние и концентрация, свойства почвы, pH среды, наличие в растворе разнообразных ионов, миграционноспособных коллоидов, органического вещества и т. д.

1. 1. ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАЗНЫХ ПОЧВАХ

Многие исследователи отмечают высокую сорбционную способность почв и почвенных минералов по отношению к основным продуктам деления урана (^{90}Sr и ^{137}Cs). В частности, для этих нуклидов установлена зависимость сорбции от емкости поглощения и минералогического состава почв. Как правило, почвы с высоким содержанием органического вещества и глинистых минералов обладают большей сорбционной емкостью, чем почвы легкие, с малым содержанием гумуса [87, 88, 91, 238, 254, 260, 288, 298, 338]. Имеющиеся в литературе данные о поглощении разными почвами радионуклидов железа, кобальта, иттрия и церия довольно противоречивы. В одних работах подчеркивается, что полнота поглощения микроколичеств этих элементов не зависит от свойств почв, поскольку емкость поглощения любой почвы достаточно велика для их фиксации [141, 225, 300]. В других такая зависимость отмечена [250, 251].

В серии лабораторных опытов нами изучено поглощение ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce различными почвами. Краткая характеристика этих нуклидов представлена в табл. 1. Были использованы следующие почвы: дерново-луговая (Южный

Таблица 1

Некоторые характеристики радионуклидов в исходных рабочих растворах

Радионуклид	Период полураспада	Тип излучения	Химическое соединение	Концентрация носителя при содержании радионуклидов в растворе 0,37 МБк/л, моль/л
^{59}Fe	45,1 дня	$\bar{\beta}$, γ	$FeCl_3$	10^{-6}
^{60}Co	5,27 года	$\bar{\beta}$, γ	$CoCl_2$	10^{-6}
^{90}Sr	24,4 года	$\bar{\beta}$	$SrCl_2$	Без носителя
^{91}Y	61 день	$\bar{\beta}$	YCl_3	10^{-9}
^{137}Cs	33 года	$\bar{\beta}$, γ	CsCl	Без носителя
^{144}Ce	282 дня	$\bar{\beta}$, γ	$CeCl_3$	10^{-9}

Урал, Ильменский заповедник), чернозем (Курская обл., Центрально-Черноземный заповедник), дерново-подзолистая (Московская обл., сельскохозяйственная опытная станция «Немчиновка») и краснозем (Грузинская ССР, Зугдиди).

Химическая характеристика этих почв и данные механического анализа показывают, что почвы существенно различаются по своим физико-химическим свойствам (табл. 2, 3). Содержание гумуса в них колеблется от 13,1 % в дерново-луговой почве до 0,14 % — в горизонте *А*2 дерново-подзолистой. Первая отличается от всех остальных повышенным содержанием Al, Fe, Ca, Mg. Величина pH водной вытяжки составляет в профиле дерново-подзолистой почвы 4,5—5,3, а в трех других почвах реакция приближается к нейтральной. Из данных механического анализа видно, что краснозем, чернозем и горизонт *В* дерново-подзолистой почвы характеризуются наиболее высоким содержанием илистой фракции (<0,01 мм). Содержание фракции 1—0,25 мм не превышает в этих почвах 5%.

Опыты по поглощению радионуклидов почвами проводили по следующей методике. Навеску воздушно-сухой почвы в 1 г (фракция <1 мм) и 20 мл раствора соответствующего радионуклида помещали в пробирки из оргстекла и перемешивали на вращающейся мешалке в течение 2 ч. Время перемешивания было выбрано после предварительного изучения кинетики сорбции радионуклидов почвами, показавшего установление равновесного распределения нуклидов в системе «почва — раствор» в течение первого часа. После перемешивания раствор отделяли от почвы центрифугированием и из него отбирали пробы для измерения содержания радионуклидов. Количество нуклида, поглощенного почвой, определяли по разности его концентраций в исходном растворе и центрифугате.

Таблица 2

Химическая характеристика почв

Почва	Горизонт (глубина, см)	Гигроскопическая влага	Потеря при прокаливании	Гумус	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Валовой химический состав, % на прокаленную навеску					pH	
		% на абс. сухую навеску			Ca	Mg	Si	Al	Fe	Ca	Mg	водный	солевой
Дерново-луговая	A1 (0—10)	4,48	12,6	13,10	40,0	12,0	26,9	9,30	5,28	5,82	3,66	6,8	5,5
Чернозем	A1 (0—10)	3,69	12,3	10,60	55,0	3,5	36,4	6,85	2,40	0,85	0,63	6,7	6,0
Дерново-подзолистая	A1 (0—10)	2,01	8,2	6,80	—	—	32,6	5,72	1,76	1,20	0,28	4,5	3,9
	A2 (10—27)	1,49	4,9	0,14	3,30	1,40	35,8	8,00	1,95	0,80	0,08	5,3	4,8
	B1 (27—60)	3,26	2,8	0,22	—	—	36,2	7,67	4,56	0,96	0,42	4,9	4,0
Краснозем	A1 (0—10)	3,71	13,4	5,30	12,0	0,2	33,5	8,95	4,28	0,74	0,11	6,2	5,8

Таблица 3

Механический состав почв, % на сухую навеску

Почва	Горизонт (глубина, см)	Размер гранулометрических фракций, мм						
		1—0,25	0,25—0,05	0,05—0,01	0,01—0,005	0,005—0,001	<0,001	<0,01
Дерново-луговая	A1 (0—10)	18,41	22,55	15,79	6,09	11,31	22,37	39,77
Чернозем	A1 (0—10)	2,74	2,58	38,07	9,65	13,63	28,89	52,17
Дерново-подзолистая	A1 (0—10)	11,02	12,26	46,82	8,77	9,59	10,13	28,49
	A2 (10—27)	7,43	9,36	46,31	11,26	11,04	13,32	35,62
	B1 (27—60)	4,64	10,14	10,92	7,50	7,22	28,00	42,72
Краснозем	A1 (0—10)	4,05	2,04	18,42	13,34	24,91	37,24	75,49

Таблица 4

Сорбция радионуклидов из водного раствора (pH 6) различными почвами, % от содержания в исходном растворе

Радионуклид	Почва					
	Дерново-луговая	Чернозем	Краснозем	Дерново-подзолистая, горизонты		
				A1	A2	B1
^{59}Fe	40±15	27±7	29±10	23±5	35±8	22±5
^{60}Co	93±5	98±2	88±5	—	92±3	—
^{90}Sr	98±2	97±1	98±3	98±2	—	—
^{91}Y	93±4	95±3	91±2	90±4	89±6	97±2
^{137}Cs	98±1	98±3	96±2	98±1	—	—
^{144}Ce	94±3	83±10	92±4	90±5	92±5	90±4

Методика ряда специальных опытов будет описана в соответствующих разделах по мере изложения экспериментального материала.

Результаты определения величины сорбции радионуклидов почвами, резко различающимися по физико-химическим свойствам, сведены в табл. 4. Эти данные показывают, что ^{59}Fe в отличие от остальных радионуклидов всеми почвами поглощается в значительно меньшей степени. Различия в полноте поглощения одного и того же нуклида разными почвами оказались недостоверными. Следовательно, степень поглощения радионуклидов из водного раствора в условиях проведенных опытов не зависит от свойств почв. Это можно объяснить тем, что емкость поглощения исследованных почв достаточно велика для полного связывания микроколичеств сорбционных форм нуклидов, находящихся в исходных растворах.

1.2. ВЛИЯНИЕ pH РАСТВОРА И КОНЦЕНТРАЦИИ СТАБИЛЬНЫХ НОСИТЕЛЕЙ НА ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ПОЧВОЙ

Миграционноспособной формой любого химического элемента (радионуклида) является форма, устойчивая в растворе. Для трудно гидролизующихся или негидролизующихся элементов (кобальта, стронция и цезия) это может быть, в частности, ионная форма, а для легко гидролизующихся (железа, иттрия и церия) наряду с ионной формой — тонкодисперсные коллоиды. Состояние радионуклидов в растворе и переход из одной физико-химической формы в другую определяются рядом факторов, основные из них pH среды и концентрация их изотопных и неизотопных носителей. При изменении pH раствора и концентрации в нем химического элемента может быть достигнуто произведение растворимости, что приведет к изменению химической формы элемента и, как следствие, — к изменению его подвижности в почве. Известно, что коллоидные частицы гидроокисей металлов заряжены, как правило, отрицательно, поэтому в общем случае они поглощаются почвой в меньшей степени, чем катионы. Увеличение концентрации элемента в растворе может привести к насыщению им поглощающей емкости почв и прекращению сорбционного процесса.

Имеющиеся в литературе данные показывают, что ионные формы ряда радионуклидов достаточно полно и прочно фиксируются в почвах, тогда как коллоидные формы ведут себя не всегда однозначно, поскольку их сорбционные свойства зависят от степени дисперсности и могут изменяться во времени [25, 26, 92, 107, 142, 206, 247, 290, 316, 329].

Результаты опытов по изучению поглощения почвами ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs, ^{144}Ce из растворов с разными значениями

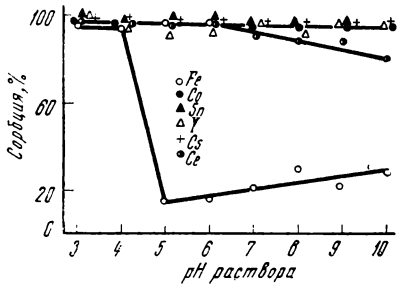


Рис. 1. Сорбция радионуклидов почвами в зависимости от pH раствора.

pH представлены на рис. 1. Поскольку в предыдущем разделе было показано, что полнота поглощения радионуклидов практически не зависит от свойств почвы, то приведены усредненные данные опытов с четырьмя образцами почв. Видно, что изменение щелочно-кислотных условий среды резко сказывается на поглощении в почвах ^{59}Fe. Сорбция его снижается при изменении pH от 4 до 5, что, по всей вероятности, связано с переходом железа из ионной формы в коллоидную. Этим же можно объяснить наблюдаемое при щелочных значениях pH снижение поглощения ^{144}Ce. Вместе с тем радионуклиды кобальта и иттрия, также гидролизующиеся в условиях опыта, при всех значениях pH исходного раствора поглощаются в почве одинаково. Такое различие в поведении железа и церия, с одной стороны, и кобальта с иттрием — с другой, указывает на то, что подвижность этих элементов в системе «почва — раствор» определяется не только формой их нахождения в растворе, но и физико-химическими свойствами этих форм (степенью дисперсности коллоидов, знаком и величиной заряда и т. п.). Если коллоидные формы кобальта и иттрия в условиях проведенных опытов были заряжены положительно, то степень их поглощения почвой могла остаться такой же, как у ионных форм. Поглощение ^{90}Sr и ^{137}Cs не зависит от pH раствора, потому что в этих условиях они не гидролизуются.

Для изучения сорбции радионуклидов почвой в зависимости от концентрации изотопных носителей готовили растворы из солей стабильных изотопов этих элементов, затем в них добавляли необходимые количества соответствующих излучателей. После этого растворы дважды выпаривали с соляной кислотой в платиновой чашке, чтобы перевести стабильные элементы и их радиоактивные изотопы в одну химическую форму. После выпаривания осадок растворяли в 0,01н соляной кислоте и использовали для приготовления растворов нужной концентрации.

Как показали опыты, наиболее полное поглощение железа почвой отмечается при концентрации его в растворе 10^{-4} моль/л (рис. 2). В этом случае значение сорбции в интервале pH от 4 до 10 остается постоянным, составляя в среднем 60 %. Со снижением концентрации на один-два порядка величин сорбция железа снижается при переходе от слабокислых к нейтральным и щелочным значениям pH. Такой ход сорбционных кривых мо-

жет быть связан с тем, что при концентрации от 10^{-5} до 10^{-6} моль/л при pH 4—5 достигается произведение растворимости гидроокиси железа (10^{-38}). При этом в растворе образуются коллоидные формы, которые отличаются большей подвижностью по сравнению с катионными. Относительно высокая величина сорбции и слабая зависимость поглощения железа от щелочно-кислотных условий среды при концентрации 10^{-4} моль/л обусловлены, вероятно, образованием крупных коллоидных агрегатов и механической сорбцией их на почвенных частицах.

Церий при концентрации его в растворе 10^{-4} моль/л во всем диапазоне значений pH сорбируется почвой практически полностью. Уменьшение концентрации на порядок величин сопровождается резким снижением поглощения его в нейтральной и щелочной областях. Ход кривых сорбции церия при еще более низких концентрациях (10^{-6}—10^{-8} моль/л) аналогичен ходу кривой сорбции для концентрации 10^{-5} моль/л, но характеризуется менее резким снижением поглощения в области pH 7—10. Такой характер поглощения церия почвой в зависимости от концентрации его в растворе и величины pH, скорее всего, связан с тем, что этот радионуклид в условиях проведенных опытов находится в растворе в разной химической форме. В области pH от 3 до 6 это, вероятно, катионная форма, которая поглощается почвой полностью; при более высоких значениях pH церий переходит в гидролизную форму и поглощается меньше. Описанный характер сорбции железа и церия в целом сохраняется для всех исследованных почв.

Кобальт и иттрий при изученных концентрациях практически полностью сорбируются дерново-луговой почвой в интервале значений pH от 3 до 10. Исходя из произведения растворимости гидроокиси кобальта ($2 \cdot 10^{-26}$) и иттрия (10^{-26}) можно ожидать появления коллоидов кобальта для концентрации 10^{-6}—10^{-5} моль/л при pH 9, а для 10^{-4}—10^{-3} моль/л при pH 8,7. Коллоиды иттрия появляются в растворе при концентрации 10^{-8} моль/л и при pH 8, а для более высоких концентраций — при еще меньших значениях pH. Независимость поглощения этих элементов от концентрации может указывать на образование положительно заряженных, хорошо сорбируемых почвой коллоидов.

Для ^{90}Sr и ^{137}Cs при относительно низких концентрациях изотопных носителей (10^{-8}—10^{-5} моль/л) характерны высокие значения сорбции (до 98 %). При концентрации 10^{-2} моль/л для этих элементов отмечается область сорбционного насыщения и поглощение стронция и цезия снижается соответственно до 72 и 30 % от содержания в исходном растворе.

Выше было отмечено, что железо в широкой области pH образует в растворе плохо сорбируемые почвой коллоиды. Их наличие в природных водах и почвенных растворах может влиять на миграционную способность других химических элемен-

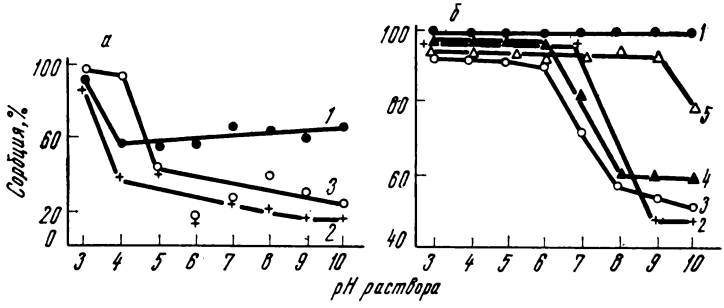


Рис. 2. Сорбция ^{59}Fe (*а*) и ^{144}Ce (*б*) дерново-луговой почвой в зависимости от концентрации их носителей и pH раствора.

Концентрация носителей в растворе, моль/л: *1* — 10^{-4}, *2* — 10^{-5}, *3* — 10^{-6}, *4* — 10^{-7}, *5* — 10^{-8}.

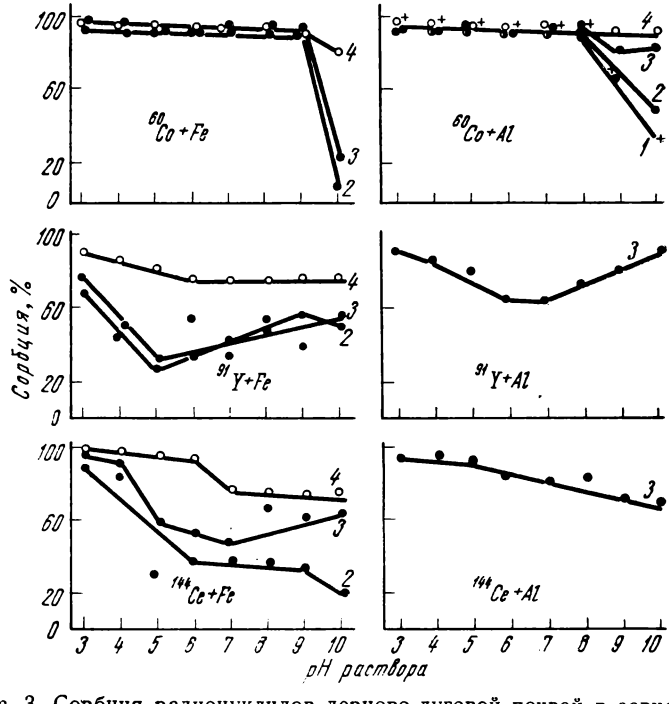


Рис. 3. Сорбция радионуклидов дерново-луговой почвой в зависимости от концентрации в исходном растворе стабильных железа и алюминия.

Концентрация железа и алюминия в растворе, моль/л: *1* — 10^{-3}, *2* — 10^{-4}, *3* — 10^{-5}, *4* — 10^{-6}.

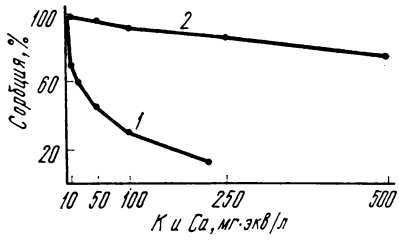
тов, особенно тех, которые присутствуют в растворе в микроконцентрациях [157, 252, 276, 302]. Это влияние проявляется, например, в том, что в процессе коллоидообразования микрокомпонент будет соосаждаться или адсорбироваться на коллоидных частицах макрокомпонентов с близкими химическими свойствами. Тогда поведение микрокомпонента, закрепленного на коллоидной частице, определяется не столько собственными химическими свойствами, сколько особенностями макрокомпонента [179, 299].

Подвижность микрокомпонента в системе «почва — раствор» обусловлена также конкурентными взаимоотношениями с соответствующими макроэлементами — химическими аналогами. Такими макрокомпонентами для кобальта, иттрия и церия являются железо и алюминий, а для стронция и цезия — соответственно, кальций и калий. Эти элементы объединяет, во-первых, определенное сходство химических свойств, а во-вторых, концентрация миграционноспособных железа, алюминия, кальция и калия в почвах и природных водах на несколько порядков величин выше концентрации в них кобальта, стронция, иттрия, цезия и церия [34, 42, 82, 100, 157, 201, 330]. Кроме того, в работах ряда авторов показано, что между содержанием Fe и Co в генетических горизонтах почв существует прямая зависимость, а присутствие в растворе железа и алюминия влияет на поведение в почвах микроколичеств Co, Y и Ce [155, 304].

Для изучения сорбции ^{60}Co, ^{91}Y и ^{144}Ce дерново-луговой почвой в зависимости от содержания в растворе стабильных изотопов Fe и Al готовили растворы этих элементов соответствующей концентрации (pH 3). В растворы вносили ^{60}Co, ^{91}Y и ^{144}Ce, после чего их доводили до нужного значения pH и использовали в качестве рабочих.

Результаты опытов показали, что присутствие в растворе стабильных изотопов железа и алюминия заметно снижает сорбцию в дерново-луговой почве радионуклидов кобальта, иттрия и церия (рис. 3). В опытах с ^{60}Co это снижение происходит при pH 9—10, т. е. при таких щелочно-кислотных условиях, когда кобальт, а также железо и алюминий находятся в растворе в коллоидной форме. При этом наименьшая сорбция радиокобальта в почве отмечается при высоких концентрациях макрокомпонента в растворе.

Снижение поглощения ^{91}Y и ^{144}Ce почвой также проявляется сильнее при повышенных концентрациях железа. Причем максимальное снижение поглощения иттрия происходит в слабокислых и нейтральных растворах, а церия — в нейтральных и слабощелочных. В присутствии алюминия отмеченные особенности сорбции иттрия и церия сохраняются, но снижение их поглощения почвой выражено не столь четко, как в опытах с железом. Аналогичные данные, характеризующие влияние содержания неизотопных носителей и pH на сорбцию ^{91}Y и ^{144}Ce, получе-



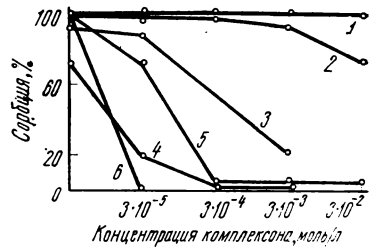


Рис. 4. Сорбция ^{90}Sr (*1*) и ^{137}Cs (*2*) дерново-луговой почвой в зависимости от концентрации в растворе катионов кальция и калия соответственно.

Рис. 5. Сорбция радионуклидов в зависимости от концентрации ЭДТА в растворе.
1 — ^{137}Cs, *2* — ^{90}Sr, *3* — ^{144}Ce, *4* — ^{91}Y, *5* — ^{59}Fe, *6* — ^{60}Co.

ны и для остальных изучавшихся почв. Установленным фактом в настоящее время является и то, что поглощение ^{90}Sr находится в обратной зависимости от концентрации в растворе его химическогро аналога — кальция, а поглощение ^{137}Cs — от его аналога — калия (рис. 4).

Таким образом, изменение щелочно-кислотных условий среды и присутствие в растворе стабильных носителей существенно влияют на подвижность радионуклидов в системе «почва-раствор». Механизм этого явления зависит от изменения миграционной формы нуклида, процессов соосаждения и адсорбции его с макрокомпонентом и конкурентных взаимоотношений с соответствующими изотопными и неизотопными носителями.

1.3. РОЛЬ ИСКУССТВЕННЫХ КОМПЛЕКСОНОВ И ЭКСТРАКТОВ ИЗ РАСТИТЕЛЬНОГО ОПАДА В ПОГЛОЩЕНИИ РАДИОНУКЛИДОВ ПОЧВОЙ

Искусственные комплексоны (вещества, образующие с катионами некоторых химических элементов легко растворимые внутрикомплексные соединения) представляют интерес в радиоэкологических исследованиях как эффективное средство воздействия на радионуклиды, загрязняющие почвы и водоемы [226, 284, 314, 355].

Применение комплексонов в этих целях основано на том, что они снижают сорбцию отдельных химических элементов и радионуклидов почвой, вследствие чего увеличивается поступление нуклидов в растения и повышается их миграция с почвенными растворами.

В опытах изучали сорбцию некоторых радионуклидов дерново-луговой почвой из водных растворов с разной концентрацией комплексона ЭДТА (этилендиаминтетрауксусной кислоты) — $C_{10}H_{16}O_8N_2$ (рис. 5). В присутствии комплексона резко

снижается сорбция ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{91}Y и ^{144}Ce, в значительно меньшей степени — ^{90}Sr, и никакого влияния комплексон не оказывает на поглощение ^{137}Cs. Как известно, первые четыре нуклида образуют с ЭДТА очень устойчивые внутрикомплексные соединения. Значения констант устойчивости соединений этих элементов с ЭДТА составляют: для железа — 14,2; кобальта — 16,3; иттрия — 18,5 и церия — 16,0. Константа устойчивости стронция с комплексоном значительно меньше (8,6), а соединения цезия с этим аддендом характеризуются еще более низким значением этого параметра [277]. Следовательно, в данном случае сорбция радионуклидов почвой из водных растворов определяется в основном константой устойчивости их соединений с комплексонами. Сходные результаты получены и для других, разных по химической природе комплексонов: ДТПА (диэтилентриаминпентауксусной кислоты) — $C_{14}H_{23}O_{10}N_3$, ЭАДА (этаноламинодиуксусной кислоты) — $C_6H_{11}O_5$ и ЭДБИФ (этилендиаминобисизопропилфосфиновой кислоты) — $C_8H_{20}O_6P_2N_2$. Все исследуемые комплексоны заметно снизили сорбцию кобальта и церия почвой. Их эффективность по отношению к стронцию оказалась менее значительной, а на сорбцию цезия они не оказали никакого влияния.

Приведенные данные еще раз подтверждают, что миграционная способность радионуклидов в системе «почва — раствор» существенно зависит от того, в какой форме они находятся в растворе. Так, радионуклиды, входящие в состав прочных внутрикомплексных соединений, в малой степени поглощаются почвой и становятся более миграционноспособными. При этом эффективность комплексонов по отношению к разным радионуклидам зависит от величины константы устойчивости внутрикомплексных соединений.

В процессе разложения растительного опада продуцируются разнообразные водно-растворимые соединения, которые, поступая в природные воды и почвенные растворы, способны переводить химические элементы из твердой фазы в раствор и увеличивать тем самым их миграцию [15, 128, 230, 272, 296, 297, 336]. В ряде работ отмечается также увеличение подвижности некоторых радионуклидов под влиянием водно-растворимых органических и минеральных продуктов разложения растительного материала [225, 244, 278]. Одним из многочисленных механизмов мобилизующего действия таких веществ может быть образование простых и комплексных солей или внутрикомплексных соединений [127, 168, 169, 313, 337].

Было изучено влияние водно-растворимых продуктов разложения свежеопавших листьев нескольких видов древесных и наземной массы травянистых растений на поглощение в почве ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce. Экстракты приготовляли путем десятидневного настаивания 100 г воздушно-сухой массы наземных растений или опавших листьев древесных пород в 1,5 л

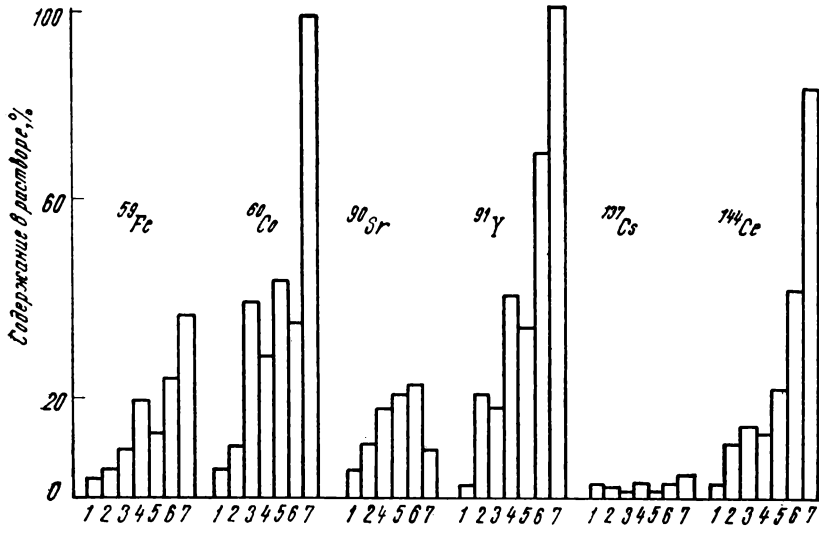


Рис. 6. Влияние растительных экстрактов и раствора ЭДТА на сорбцию радионуклидов дерново-луговой почвой.

1 — озерная вода, *2* — экстракт из хвои сосны, *3* — из листьев липы, *4* — из листьев березы, *5* — из листьев черемухи, *6* — из листьев осины, *7* — раствор ЭДТА.

профильтрованной озерной воды. В них вносили соответствующие радионуклиды, после чего по описанной ранее методике изучали их сорбцию почвенной навеской. Для сравнения параллельно проводили опыты по сорбции радионуклидов из воды и 0,01 моль/л раствора ЭДТА.

В присутствии растительных экстрактов и ЭДТА сорбция радионуклидов почвой, за исключением ^{137}Cs, заметно снижается (рис. 6). Если в вариантах с озерной водой в растворе остается 2—4 % от исходного количества, то в вариантах с экстрактами — до 20—70 %. Из всех пяти растительных экстрактов в среднем наименьшим десорбирующим действием обладает экстракт из хвои сосны, а наибольшим — из листьев осины, что, вероятно, связано с различным содержанием в этих экстрактах десорбирующих агентов (табл. 5).

Водно-растворимые вещества разлагающейся наземной массы травянистых растений также снижают поглощение радионуклидов почвой, увеличивая тем самым их содержание в жидкой фазе. Наиболее сильное влияние они оказывают на ^{60}Co и ^{90}Sr, в меньшей степени на ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce [246].

Можно предположить, что растительные экстракты, приготовленные в лабораторных условиях, отличаются по свойствам от соответствующих растворов, поступающих из лесной подстилки в почву в естественных условиях. Поэтому было оценено влияние выделенных из подстилок природных растворов на

Таблица 5

Химическая характеристика растительных экстрактов

Экстракт из листьев	pH	Содержание, мг/л		
		C	Ca^{++}	Mg^{++}
Осины	4,9	3970	940	248
Черемухи	4,9	3310	746	83
Березы	4,1	2660	196	224
Липы	4,2	3130	510	177
Сосны	4,0	730	27	37

Таблица 6

Коэффициенты распределения радионуклидов в системе «почва—раствор» [246]

Раствор	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
Лизиметрическая вода из подстилки					
сосняка	598±71	727±49	83±21	1194±66	231±29
березняка	710±60	719±75	80±6	725±166	367±19
липняка	663±152	563±111	175±16	920±161	251±28
осинника	395±66	459±42	214±35	1175±65	373±50
Центрифугат из подстилки					
сосняка	137±21	37±1	132±3	474±115	159±30
березняка	81±5	81±3	76±3	594±110	85±8
липняка	183±5	115±5	110±6	575±122	73±5
осинника	78±4	84±8	39±2	1187±308	52±3
Контроль (дождевая вода)	1165±370	1845±366	320±32	1223±278	838±52

Таблица 7

Десорбция радионуклидов из дерново-луговой почвы 0,1 н растворами солей, % от сорбированного в почве количества

Десорбируемый радионуклид	Десорбирующий катион						
	Na^{+}	K^{+}	Ca^{++}	Cu^{++}	Zn^{++}	Al^{+++}	Fe^{+++}
^{59}Fe	1,2	2,0	2,0	4,6	1,8	5,0	—
^{60}Co	3,7	6,0	18,1	86,0	74,2	76,0	79,0
^{90}Sr	18,9	95,0	70,3	—	2	90,0	—
^{91}Y	1,0	1,3	4,4	41,6	6,3	8,0	45,0
^{137}Cs	1,2	7,0	1,5	—	—	1,5	—
^{144}Ce	2,6	2,6	4,8	7,7	3,2	4,8	22,6

подвижность радионуклидов в почве. С этой целью в различных типах лесных фитоценозов (сосняке и липняке мертвопокровных, березняке и осиннике разнотравных) были заложены экспериментальные площадки, на которых под слоем подстилки устанавливали лизиметры. Кроме того, с опытных площадок после дождя отбирали пробы подстилок, из которых центрифугированием выделяли содержащийся в них раствор. В центрифугаты и лизиметрические воды вносили растворы хлористых соединений соответствующих радионуклидов, после чего изучали поглощение их почвой. Как лизиметрические воды, так и центрифугаты увеличивают подвижность ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{144}Ce в системе «почва — раствор» (табл. 6). При этом мобилизующее действие центрифугатов проявляется сильнее, чем лизиметрических вод, что объясняется повышенным содержанием в них органических и минеральных веществ по сравнению с лизиметрическими водами [243, 246].

Чтобы выяснить, в какой мере мобилизующее действие экстрактов связано с содержанием в них свободных катионов и органического вещества, проведена серия специальных опытов с ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, в которых органическое вещество удаляли из экстрактов прокаливанием их в муфеле при t 500 °С. Кроме того, изучали сорбцию этих радионуклидов почвой из обычных растворов кальция и магния, концентрация которых соответствовала содержанию их в экстрактах. Эти опыты показали, что удаление органического вещества из экстрактов почти полностью снимает их воздействие на подвижность железа и в меньшей степени — кобальта. В опытах с ^{90}Sr отмечено, что мобилизующее действие экстрактов обусловлено в основном наличием в них катионов кальция и магния.

Следовательно, увеличение миграции радионуклидов под влиянием экстрактов может быть связано с содержанием в них органического вещества, способного переводить отдельные химические элементы в растворимые соединения, и минерального компонента.

Выше рассмотрены факторы, влияющие на полноту поглощения радионуклидов в почвах. О подвижности нуклидов в системе «почва — раствор» судили по распределению их между твердой и жидкой фазами, полагая, что чем большее количество радионуклидов удерживается в растворе, тем выше его миграционная способность. Однако миграция химических элементов определяется не только полнотой поглощения, но и прочностью их закрепления в почвах. Чем прочнее закреплен тот или иной элемент в почве, чем в меньшем количестве он переходит в раствор под действием разных факторов, тем у́же ареал его рассеивания. Следовательно, для более точной оценки миграционной способности изучаемых радионуклидов необходимо иметь представление не только о поглощении, но и о прочности их закрепления в почвах.

Если о поглощении радионуклидов в почве можно судить по степени их перехода из жидкой фазы в твердую (раствор — почва), то о прочности фиксации по обратному процессу — переходу радионуклидов из твердой фазы в жидкую (почва — раствор), т. е. по степени их десорбции из почвы под влиянием различных десорбирующих агентов.

В связи с этим была проведена серия опытов по изучению десорбции ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce из почв под влиянием различных факторов. В этих опытах навеску почвы после взаимодействия с раствором радионуклида заливали десорбирующим раствором и взбалтывали в течение 2 ч. Количество десорбированного нуклида определяли по содержанию его в растворе десорбента, отцентрифугированного от почвенной навески.

1.4. ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ КАТИОНОВ НА ПЕРЕХОД РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТВОР

В сложном комплексе физико-химических процессов, протекающих в почве, значительная роль принадлежит реакциям ионного обмена, причем вытесняющая способность катионов, участвующих в этих реакциях, нарастает с увеличением их атомного веса и валентности [51]. Известно также, что Na и Ca, являясь представителями основных макроэлементов, вступают в почве преимущественно в реакции ионного обмена, а для таких элементов, как Zn, Cu, Al и Fe, характерны в большей степени реакции комплексообразования.

В предыдущих разделах было показано, что радионуклиды, сорбируясь почвами, закрепляются в них по различным механизмам связи. Для детализации этих механизмов изучено десорбирующее действие различных катионов. Для ^{59}Fe и ^{137}Cs десорбирующее действие всех катионов оказалось незначительным (табл. 7), ^{60}Co относительно легко десорбируется двух- и трехвалентными катионами. По способности вытеснять этот радионуклид из почвы десорбирующие катионы располагаются в ряду: $Na < K < Ca < Zn < Al < Fe < Cu$. Можно заметить, что вытесняющая способность этих катионов достаточно хорошо соответствует таковой при ионообменных реакциях. Следовательно, часть ^{60}Co, поглощенного почвой, связывается в ней по ионообменному типу. Это же отмечают и другие исследователи [229, 247, 345]. Сходно ведет себя ^{90}Sr, хотя в почве он связан менее прочно, чем ^{60}Co. На ^{91}Y и ^{144}Ce некоторые катионы оказывают довольно сильное десорбирующее действие. Для обоих радионуклидов таким катионом является Fe, а для ^{91}Y, кроме того, и Cu.

Из данных по десорбции ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce из разных почв растворами солей видно, что прочность фиксации радионукли-

дов в почвах неодинакова (рис. 7). Наиболее сильно они закрепляются в дерново-луговой почве и черноземе. Из трех радионуклидов прочнее закрепляется ^{59}Fe.

В целом и в этих опытах десорбирующее действие двух- и трехвалентных катионов было выше, чем натрия и калия. При этом среди десорбирующих катионов для каждого радионуклида можно выделить свой «специфический вытеснитель», т. е. такой катион, который вытесняет определенный излучатель в большей степени, чем другие катионы. Для ^{59}Fe «специфический вытеснитель» почти на всех почвах — алюминий, для ^{91}Y — медь и железо, а для ^{144}Ce — железо. Наличие таких вытеснителей может свидетельствовать о селективности поглощения данных радионуклидов в почвах. Это означает, что ^{59}Fe вступает в почве в такие соединения, которые характерны для алюминия в большей мере, чем для других катионов, а ^{91}Y и ^{144}Ce — соответственно в соединения, характерные для меди и железа.

Таким образом, слабая десорбция ^{59}Fe, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce растворами солей NaCl, KNO_3 и $Ca(NO_3)_2$, а также отсутствие какой-либо зависимости десорбирующего действия катионов от их атомного веса и валентности указывают на то, что в реакции ионного обмена микроколичества этих радионуклидов практически не вступают. Взаимодействуя с почвой, они включаются в какие-то другие реакции и соединения, из которых могут быть вытеснены лишь определенным катионом. Образование таких соединений характерно и для кобальта, но в несколько меньшей степени [300].

Проверочные опыты показали, что удаление из почв органического вещества приводит к заметному снижению прочности фиксации ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce. Причем в опытах с ^{59}Fe на образцах почв, обработанных H_2O_2, резко возрастает десорбирующее действие алюминия. По-видимому, роль алюминия как «специфического вытеснителя» железа из нативных почв и почв, лишенных органического вещества, сводится к изоморфному замещению им железа в кристаллических структурах глинистых минералов. В опытах с ^{91}Y и ^{144}Ce десорбирующее действие катионов на лишенной гумуса почве возрастает в ряду: $Na < K < Ca < Zn < Cu < Al < Fe$. Этот ряд, если не считать смещения между цинком и медью, соответствует нарастанию вытесняющей способности катионов при ионообменных реакциях. Отсюда следует, что минеральной фракцией почв значительная часть радионуклидов иттрия и церия поглощается по типу реакции ионного обмена.

По данным ряда исследователей [225, 338], прочность фиксации отдельных химических элементов зависит от их концентрации в почве. Опыты с железом, иттрием и церием показали, что десорбция, выраженная в абсолютных величинах, изменяется пропорционально их концентрации в почве. Это означает, что прочность закрепления этих элементов в дерново-луговой почве

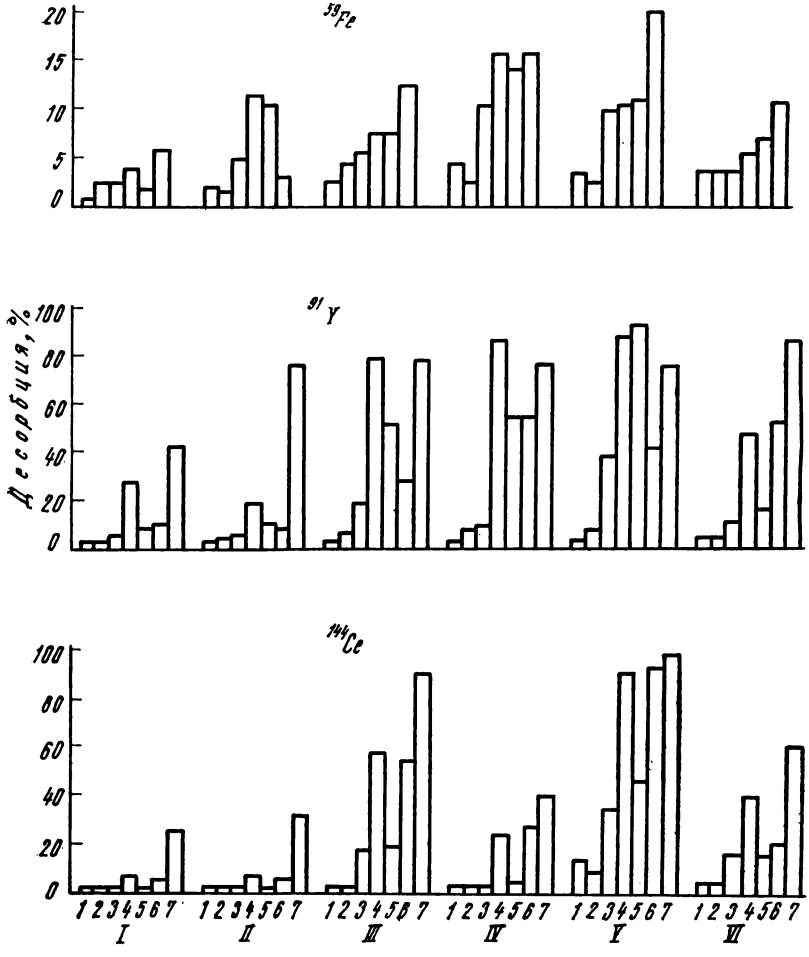


Рис. 7. Десорбция радионуклидов из почвы 0,1н растворами солей, % от сорбированного количества.

Почвы: I — дерново-луговая; II — чернозем; III — V — дерново-подзолистая: III — горизонт A1, IV — горизонт A2, V — горизонт B1; VI — краснозем. Десорбенты: *1* — NaCl, *2* — KNO_3, *3* — $Ca(NO_3)_2$, *4* — $CuSO_4$, *5* — $ZnSO_4$, *6* — $Al_2(SO_4)_3$, *7* — $FeCl_3$.

(если судить о ней по относительной величине десорбции, выраженной в процентах) в пределах широкого диапазона микроконцентраций остается постоянной (табл. 8). Наблюдаемое снижение десорбции церия и иттрия при концентрации 10^{-6} моль/г почвы, а железа — при концентрации 10^{-7} моль/г может быть связано с образованием крупных коллоидных агрегатов, из которых эти элементы труднее вытесняются другими катионами, чем из мелких коллоидов.

Принципиально сходные результаты получены и в опытах с ^{60}Co (табл. 9). Независимо от pH исходного раствора величина десорбции остается практически постоянной при изменении концентрации кобальта в почве в пределах нескольких порядков величин (10^{-8}—10^{-5} моль/г). Аналогичные результаты получены также в опытах с ^{90}Sr и ^{137}Cs [225].

Таким образом, результаты опытов по десорбции радионуклидов различными катионами позволяют характеризовать поглощение ^{59}Fe, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce почвами как труднообратимый процесс, определяемый органическим веществом и минеральной фракцией почвы. Для ^{60}Co и ^{90}Sr в значительной мере характерны реакции ионного обмена.

Оценивая значение десорбирующего действия катионов в миграции радионуклидов в почвах, необходимо отметить, что в природных водах и почвенных растворах концентрации химических элементов, использованных нами в качестве десорбентов, лежат на несколько порядков величин ниже концентраций, применяемых в эксперименте. Следовательно, в природных условиях десорбирующее действие катионов должно проявляться в гораздо меньшей степени.

1.5. ВЛИЯНИЕ pH И ТЕМПЕРАТУРЫ ДЕСОРБИРУЮЩЕГО РАСТВОРА НА ПЕРЕХОД РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВ В РАСТВОР

В основе изменения десорбирующего действия раствора в зависимости от pH, помимо прямого растворения химических соединений, лежит такое явление, как вытеснение отдельных химических элементов из почвы в раствор в результате поглощения в ней ионов водорода. Кроме того, изменение щелочно-кислотных условий среды влечет за собой переход гидролизующихся элементов из ионной формы в коллоидную, что в свою очередь может сказываться на прочности их фиксации в почве.

В табл. 10 представлены данные по десорбции радионуклидов из дерново-луговой почвы водой, pH которой варьировали от 3 до 10. При этом сорбция радионуклидов была проведена из раствора с pH 4. Десорбирующее действие воды по отношению ко всем элементам примерно одинаково; оно, как правило, незначительно и не зависит от величины pH. Это обстоятельство свидетельствует о достаточно высокой прочности фикса-

Таблица 8

Десорбция железа, иттрия и церия 0,1 н раствором $Al_2(SO_4)_3$ при разных концентрациях элементов в почве, % от сорбированного количества

Элемент	Концентрация, моль/г почвы					
	10^{-11}	10^{-10}	10^{-9}	10^{-8}	10^{-7}	10^{-6}
Железо . .	—	—	5,2±0,7	6,3±0,5	2,1±0,4	—
Иттрий . .	7,8±0,2	8,7±0,3	8,5±0,5	8,3±0,4	10,3±0,8	6,5±0,2
Церий . . .	—	10,2±0,4	9,3±0,6	11,6±0,5	9,8±0,4	4,8±0,5

Таблица 9

Десорбция кобальта 0,05 н раствором $ZnSO_4$ при разных концентрациях его в почве, % от сорбированного количества [247]

pH исходного раствора	Концентрация, моль/г почвы			
	$2\cdot10^{-8}$	$2\cdot10^{-7}$	$2\cdot10^{-6}$	$2\cdot10^{-5}$
2	42,5	41,5	42,3	43,0
3	—	38,0	35,2	43,2
4	42,5	31,2	34,4	41,0
5	24,0	32,0	32,2	36,4
6	36,2	33,5	32,9	39,6
7	30,6	28,4	34,2	37,2
8	42,7	29,8	32,3	40,0
9	16,8	38,4	34,2	—
10	18,5	47,3	27,8	—

Таблица 10

Десорбция радионуклидов из дерново-луговой почвы озерной водой с различными значениями pH, % от сорбированного количества

Радионуклид	pH десорбирующего раствора			
	3	4	5	6
^{59}Fe	3,2±0,7	2,5±0,5	2,9±0,4	3,1±0,8
^{60}Co	3,5	1,7	2,0	2,3
^{90}Sr	2,0±0,1	1,8±0,3	2,5±0,3	2,0±0,3
^{91}Y	1,2±0,1	1,5±0,2	1,7±0,4	2,0±0,3
^{137}Cs	0,5±0,05	0,7±0,02	0,4±0,01	0,5±0,05
^{144}Ce	2,3±0,4	2,7±0,8	1,9±0,8	2,4±0,9

Радионуклид	pH десорбирующего раствора			
	7	8	9	10
^{59}Fe	2,8±0,7	2,5±0,8	2,7±0,5	2,7±0,5
^{60}Co	1,5	1,5	1,7	1,9
^{90}Sr	1,7±0,4	1,9±0,2	2,2±0,4	2,5±0,3
^{91}Y	2,0±0,05	1,8±0,6	1,6±0,4	2,0±0,3
^{137}Cs	0,4±0,02	0,3±0,05	0,3±0,04	0,5±0,09
^{144}Ce	1,9±0,8	1,5±0,6	1,8±0,5	1,9±0,5

Таблица 11

Десорбция радионуклидов из дерново-луговой почвы катионами алюминия и цинка, % от сорбированного количества

pH раствора, из которого проведена сорбция	Десорбция			
	^{59}Fe	^{60}Co	^{91}Y	^{144}Ce
	Al^{+++}	Zn^{++}	Al^{+++}	Al^{+++}
3	5,0	42,0	9,0	3,0
4	2,0	42,0	8,0	4,0
5	8,0	24,0	9,0	3,0
6	7,0	36,0	7,0	5,0
7	4,0	30,0	7,0	5,0
8	5,0	42,0	8,0	4,0
9	5,0	16,0	8,0	4,0
10	4,0	18,0	7,0	4,0

ции изучаемых радионуклидов в почве. Прочность фиксации фактически не зависит и от того, в какой форме находятся радионуклиды в исходном растворе — ионной или коллоидной. Это хорошо видно из табл. 11, где приведены результаты опытов по десорбции ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{91}Y и ^{144}Ce из почвы, поглощавшей радионуклиды из растворов с разными значениями pH. Лишь для кобальта отмечается некоторое снижение десорбции в той области pH раствора, где этот элемент должен находиться в коллоидной форме. Таким образом, изменение pH раствора не оказывает существенного влияния на прочность закрепления изучавшихся радионуклидов в почве.

Для оценки подвижности нуклидов в системе «почва — раствор» в зависимости от температуры проведена серия лабораторных опытов, в которых сорбцию радионуклидов почвами изучали при температуре исходных растворов 2, 20 и 50 °С. При этом почвенную суспензию, периодически встряхивая, выдерживали в термостатах с соответствующей температурой в течение 24 ч. Этого времени было достаточно для установления равновесного распределения радионуклидов в системе «почва — раствор». При десорбции использовали 0,1 н растворы солей одно-, двух- и трехвалентных катионов, температуру которых в разных вариантах опыта также поддерживали на уровне 2, 20 и 50 °С.

Результаты опытов показали, что полнота поглощения ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs не зависит от температуры исходного раствора и достигает 95—99 %. В табл. 12 приведены данные десорбции радионуклидов из дерново-луговой почвы растворами солей. Переход ^{60}Co, ^{90}Sr из почвы в раствор также практически не зависит от его температуры и определяется только валентностью десорбирующего катиона. Подвижность ^{59}Fe увеличивается в 5—10 раз (в зависимости от характера вытесняющего катиона) при повышении температуры от 2 до 50 °С. Некоторое увеличе-

Таблица 12

Десорбция радионуклидов из дерново-луговой почвы в зависимости от температуры десорбирующего раствора % от исходного содержания в почве

Температура десорбента, °С	^{59}Fe			^{60}Co			^{90}Sr		^{137}Cs	
	KCl	$CaCl_2$	$Al_2(SO_4)_3$	KCl	$CaCl_2$	$FeCl_3$	KCl	$CaCl_2$	KCl	$CaCl_2$
2	0,57±0,10	1,88±0,67	1,87±0,27	1,18±0,41	5,04±1,25	46,89±2,57	32,32±1,36	53,69±5,33	—	0,60±0,12
	(0,24÷0,89)	(0,26÷3,50)	(1,30÷2,44)	(0,17÷2,19)	(2,02÷8,06)	(41,08÷52,70)	(24,65÷39,99)	(40,31÷67,07)	—	(0,30÷0,90)
20	2,57±0,73	0,60±0,09	2,76±0,11	0,55±0,14	1,31±0,14	53,68±8,19	28,26±4,58	62,94±9,36	3,80±0,80	0,88±0,20
	(0,69÷4,30)	(0,38÷0,82)	(2,50÷3,02)	(0,20÷0,90)	(0,37÷1,65)	(33,85÷73,51)	(17,17÷39,35)	(40,27÷85,61)	(2,40÷4,50)	(1,65÷1,50)
50	5,24±0,73	4,64±1,43	27,2±4,87	2,34±0,37	5,26±1,68	42,03±3,93	29,34±4,16	57,59±3,96	4,88±1,05	1,39±0,35
	(3,47÷7,01)	(1,16÷8,11)	(15,41÷38,99	(1,43÷3,28	(1,18÷9,34	(32,55÷51,51)	(19,26÷39,42	(47,53÷67,59)	(2,35÷7,41)	(0,88÷1,76)

Примечание. В скобках — доверительные интервалы для 5 %-го уровня значимости.

Таблица 13

Физико-химическая характеристика грунтов

Грунт	Потеря при прокаливании, %	Сумма обменных оснований, мг·экв/100 г	С, %	pH	
				водный	солевой
Песчаный	0,21	Не обн.	0,06	7,57	6,90
Песчано-илистый .	3,93	15,63	2,27	6,92	6,40
Карбонатный . .	13,00	23,00	3,45	7,57	7,45
Сапропель	71,66	105,10	20,89	—	—
Торфянистый . . .	82,49	136,46	36,66	7,20	7,10

ние десорбции отмечается и для ^{137}Cs. В целом аналогичные данные получены и для дерново-подзолистой почвы. Как уже отмечалось, микроколичества Fe и Cs в почве включаются в специфические соединения с органической и минеральной ее компонентами. Опыты подтверждают, что вытеснение железа и цезия из почвы является эндотермическим процессом, требующим затраты дополнительной энергии.

1.6. ПРОЧНОСТЬ ЗАКРЕПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

В почвах, являющихся гетерогенными природными образованиями, радионуклиды закрепляются с различной прочностью. Водно-растворимые и обменные формы относят к категории подвижных, в то время как кислотно-растворимые и фиксированные — к прочнозакрепленным. Между ними поддерживается динамическое равновесие, в результате чего ионы, находящиеся в труднорастворимом состоянии, могут переходить в подвижное, и наоборот [129, 152, 186, 287].

Для изучения форм закрепления радионуклидов в почвах была проведена серия опытов, в которых ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce последовательно вытесняли дистиллированной водой и 2н растворами $NaNO_3$ и HCl. Долю радионуклидов, оставшуюся в почве после их обработки указанными десорбентами, относили к фиксированной форме. В опытах использовали контрастные по физико-химическим свойствам почвы: дерново-луговую и дерново-подзолистую (горизонт А2). Для сравнения исследовали и ряд озерных грунтов: песчаный, песчано-илистый, карбонатный, сапропелевый и торфянистый (табл. 13).

Наименее прочно в почвах и грунтах закрепляется ^{90}Sr (рис. 8). Большая часть этого радионуклида (50—90 %) находится в водно-растворимом и обменном состояниях. Прочнее

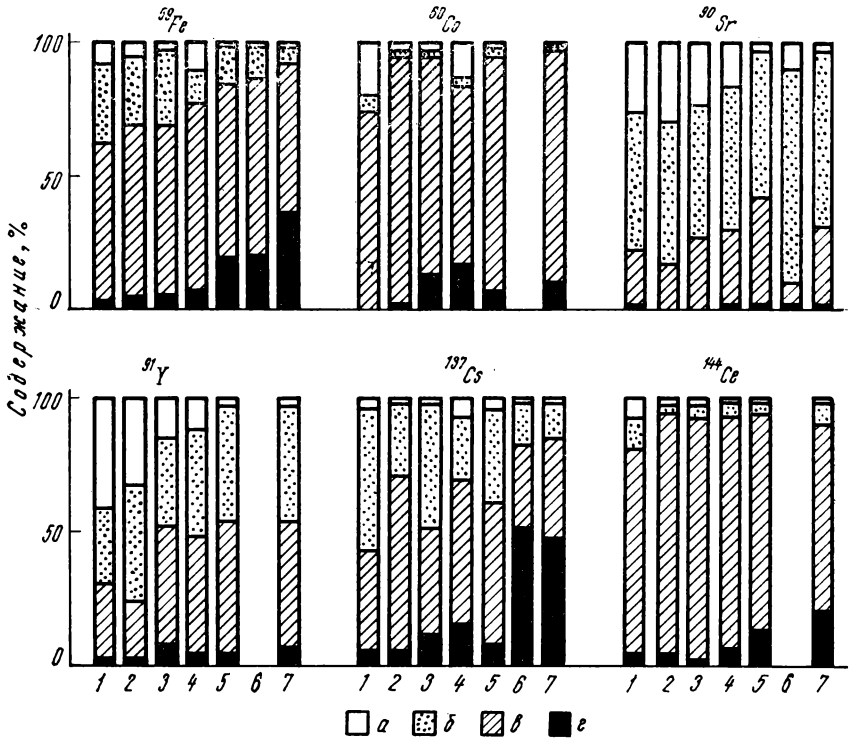


Рис. 8. Распределение водно-растворимой (*а*), обменной (*б*), кислотно-растворимой (*в*) и фиксированной (*г*) форм радионуклидов в почвах и озерных грунтах.

Грунты: *1* — песчаный, *2* — песчано-илистый, *3* — карбонатный, *4* — сапропель, *5* — торфянистый. Почвы: *6* — дерново-подзолистая, *7* — дерново-луговая.

закрепляются ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{59}Fe. Доля их кислотно-растворимых и фиксированных форм составляет (в зависимости от типа сорбента) 40—90 %. Содержание кислотно-растворимых форм ^{60}Co и ^{144}Ce достигает 70—80 %. На примере ^{60}Co и ^{65}Zn показано, что в соляно-кислую вытяжку переходят труднообмениваемые ионы нуклидов, мало растворимые в воде соединения, а также формы, адсорбированные окислами Fe и Al [189]. К фиксированной же форме относятся ионы, прочно связанные с органическим веществом и адсорбированные по типу изоморфного замещения в кристаллических решетках глинистых минералов. Можно предполагать, что Fe, Co, Cs, Ce, взаимодействуя с грунтами и почвами, вступают преимущественно в такие соединения.

Результаты проведенных опытов показали также, что подвижность радионуклидов в почвах и грунтах в значительной

Таблица 14

Коэффициенты подвижности радионуклидов

Объект исследования	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
Озерные грунты						
Песчаный	0,61	0,36	3,80	2,35	1,48	0,25
Песчано-илистый	0,44	0,07	5,05	3,38	0,42	0,06
Карбонатный	0,46	0,07	2,72	0,99	1,05	0,08
Сапропель	0,30	0,20	2,36	1,11	0,45	0,10
Торфянистый	0,20	0,03	1,52	0,93	0,68	0,08
Почвы						
Дерново-подзолистая, горизонт А2	0,15	—	12,93	—	0,24	—
Дерново-луговая, горизонт А	0,09	0,02	2,59	0,91	0,17	0,11

степени зависит от свойств последних. Для характеристики подвижности нуклидов в почвогрунтах использовали величину, представляющую отношение содержания подвижных (водорастворимые + обменные) к содержанию прочнозакрепленных форм (кислотно-растворимые + фиксированные). Эту величину назвали коэффициентом подвижности.

Радионуклиды в песчаном грунте находятся в более подвижном состоянии, чем в других грунтах и почве (табл. 14). Исключение составляет ^{90}Sr, максимальная подвижность которого отмечена в горизонте А2 дерново-подзолистой почвы. Радиоцезий заметно прочнее сорбируется почвами, чем озерными грунтами, что, по-видимому, связано с его способностью вступать в специфические реакции с вторичными глинистыми минералами почв [93, 338]. Доля подвижных соединений ^{59}Fe уменьшается в ряду почв и озерных грунтов по мере обогащения их органическим веществом, а для ^{60}Co и ^{144}Ce соотношение подвижных и прочнозакрепленных форм практически не зависит от свойств сорбентов.

Исследованные озерные грунты по подвижности в них радионуклидов располагаются в ряду: озерный песок > песчано-илистый грунт > карбонатный грунт > сапропель > торф. Этот ряд хорошо коррелирует с содержанием в грунтах органического вещества и суммы обменных оснований. Из двух исследованных почв дерново-луговая характеризуется наиболее прочным закреплением в ней радионуклидов.

В целом приведенные данные свидетельствуют о том, что прочность закрепления радионуклидов в почве и грунтах зависит как от физико-химических свойств сорбирующих субстратов, так и от свойств радионуклидов.

1.7. РОЛЬ РЕЖИМА ПОЧВЕННОГО УВЛАЖНЕНИЯ И ВОДНЫХ ЭКСТРАКТОВ ИЗ РАСТИТЕЛЬНОГО ОПАДА В ДЕСОРБЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВ

Все описанные опыты по изучению подвижности радионуклидов в системе «почва — раствор» проводились с почвенными суспензиями, т. е. в условиях, когда количество раствора в системе значительно превышало таковое твердой фазы. Результаты таких экспериментов при их методической простоте и доступности позволяют в какой-то мере судить о первичных физико-химических механизмах, лежащих в основе миграции радионуклидов в почвах с водными растворами. Вместе с тем имеются данные, свидетельствующие о том, что количественные параметры перехода отдельных радионуклидов в раствор во влажных почвах существенно иные, чем в почвенных суспензиях [136, 138, 178]. В естественной обстановке влажность почв варьирует в довольно широких пределах, что связано прежде всего с метеорологическими условиями и сезонными явлениями. В соответствии с этим в природных условиях, в различных почвенно-климатических зонах, водный фактор может играть значительную роль в процессах перераспределения радиоактивных элементов в почвах.

Нами проведена серия экспериментов по сравнительному изучению распределения радионуклидов стронция, цезия и церия в системе «почва — раствор» при изменении в широких пределах соотношений твердой и жидкой фаз почвы. Для этого определенные навески дерново-луговой и дерново-подзолистой почв смешивали с растворами хлористых соединений соответствующих нуклидов, после чего почву доводили до воздушно-сухого состояния и увлажняли дистиллированной водой так, чтобы отношение объема воды (в миллилитрах) к массе почвы (в граммах) в разных вариантах опыта составляло: 0,1; 0,2; 0,3; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0; 10,0; 20,0. Эти значения в дальнейшем будем называть коэффициентами обводненности почвы (КО). По достижении равновесного распределения радионуклидов в системе «почва — раствор» почвенные образцы из всех вариантов опыта подвергали центрифугированию при скорости 6 тыс. об/мин на центрифугате типа ЦСЛ-3. При этом влажную почву центрифугировали в пробирках с перфорированным дном. В выделенном таким способом почвенном растворе определяли содержание радионуклидов радиометрически. О подвижности излучателей в системе «почва — раствор» судили по величине коэффициента распределения (КР), который вычисляли как отношение концентраций радионуклида в почве и в равновесном растворе.

Концентрация ^{90}Sr в растворе закономерно снижается с увеличением жидкой фазы, а коэффициенты распределения соответственно возрастают (рис. 9). При увеличении коэффициен-

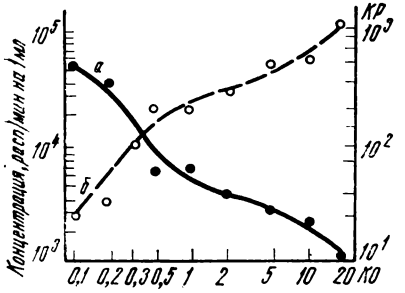


Рис. 9. Концентрация в растворе (*а*) и коэффициенты распределения (*б*) ^{90}Sr в зависимости от обводненности дерново-луговой почвы.

та обводненности в 200 раз концентрация ^{90}Sr в растворе снижается лишь в 10 раз. Следовательно, характер изменения концентрации Sr в растворе нельзя объяснить простым разбавлением исходного количества растворимой формы радионуклида. Наряду с ^{90}Sr определяли в растворе содержание стабильного изотопа Ca. Как и следовало ожидать, изменение концентрации Ca в растворе при разных соотношениях жидкой и твердой фаз почвы одинаково для двух исследованных почв и подчиняется в общем виде той же зависимости, что и ^{90}Sr. При слабом увлажнении почв концентрация Ca в растворе относительно высокая, а с увеличением обводненности она заметно снижается. Являясь химическим макроаналогом ^{90}Sr, кальций может способствовать вытеснению этого радионуклида из твердой фазы почвы в жидкую.

В отличие от ^{90}Sr и Ca, распределение ^{137}Cs и ^{144}Ce в системе «почва — раствор» носит более сложный характер. При относительно малом содержании влаги в почве (КО от 0,1 до 0,3) концентрация ^{137}Cs и ^{144}Ce в растворе изменяется незначительно (рис. 10). При более высоком увлажнении, на границе перехода от влажной почвы к почвенной суспензии (КО от 0,5 до 2,0), концентрация обоих радионуклидов в растворе возрастает, а с дальнейшим увеличением обводненности почвы снова снижается почти по кривой разбавления. В соответствии с изменением концентрации нуклидов в растворе изменяются и коэффициенты их распределения.

Аналогичные результаты для всех трех радионуклидов получены в серии опытов с дерново-подзолистой почвой.

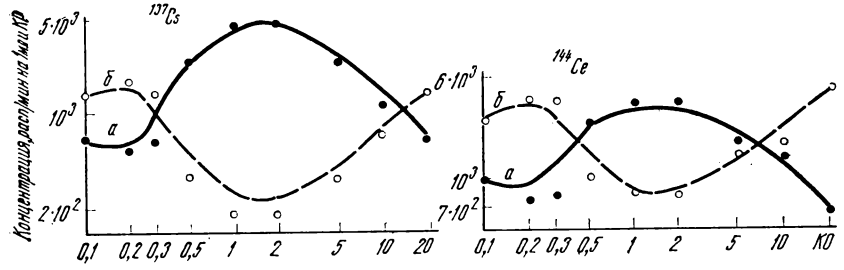


Рис. 10. Концентрация (*а*) и коэффициенты распределения (*б*) ^{137}Cs и ^{144}Cs в зависимости от обводненности дерново-луговой почвы.

Представляло интерес выяснить, с чем связаны отмеченные особенности распределения ^{137}Cs и ^{144}Ce в исследуемых системах. Измерение значений pH равновесных растворов показало, что при коэффициентах обводненности от 0,5 до 20,0 pH растворов постоянно и равно 6. В области коэффициентов обводненности от 0,1 до 0,3 почвенный раствор подкисляется (pH 4). Сопоставление КР радионуклидов с изменением величин pH показывает, что распределение между твердой и жидкой фазами носит более сложный характер и, следовательно, не может определяться лишь щелочно-кислотными условиями среды.

В процессе выполнения работы было замечено, что центрифугаты почвенных суспензий имели слабую коричневую окраску. С уменьшением обводненности почвы интенсивность окраски нарастала и достигала максимума в растворах, выделенных из почвы при КО 1,0 и 2,0. Окрашивание центрифугатов вызвано, по-видимому, растворением органического вещества почвы. Центрифугаты, выделенные из почв при коэффициентах их обводненности от 0,1 до 0,3, были бесцветными. Очевидно, кислая реакция почвенного раствора и высокая его солевая концентрация (различия в солевой концентрации растворов при крайних режимах увлажнения достигали двух порядков величин) снижают растворимость органического вещества [44]. Синхронность в изменении окраски растворов и концентрации в них цезия и церия дает основание полагать, что увеличение концентрации радионуклидов в жидкой фазе происходит под действием водно-растворимого органического вещества почвы.

Для проверки этого предположения были проведены опыты с дерново-луговой почвой, органическое вещество которой удаляли прокаливанием в муфеле при t 500 °C. Концентрация ^{137}Cs и ^{144}Ce в растворе с увеличением обводненности почвы закономерно снижается, а коэффициенты распределения соответственно возрастают (рис. 11). Общее содержание радионуклидов в жидкой фазе увеличивается по мере роста коэффициентов обводненности (табл. 15). В области коэффициентов обводненности от 0,5 до 20,0 содержание нуклидов в жидкой фазе, выделенной из нативной почвы, выше, чем в жидкой фазе, выделенной из прокаленной почвы. При этих же режимах обводнения происходят растворение органического вещества нативной почвы и его переход в жидкую фазу. Во влажных почвах (КО 0,1—0,3), где перехода органического вещества в раствор не наблюдается, имеет место обратная зависимость; содержание радионуклидов в жидкой фазе нативной почвы ниже такового в жидкой фазе, выделенной из прокаленной почвы. На основании этих данных можно полагать, что органическое вещество, переходящее в раствор при высоких уровнях обводненности почвы, способствует увеличению подвижности ^{137}Cs и ^{144}Ce.

На рис. 12 приведены значения коэффициентов распределения изучавшихся радионуклидов во влажной почве и в почвен-

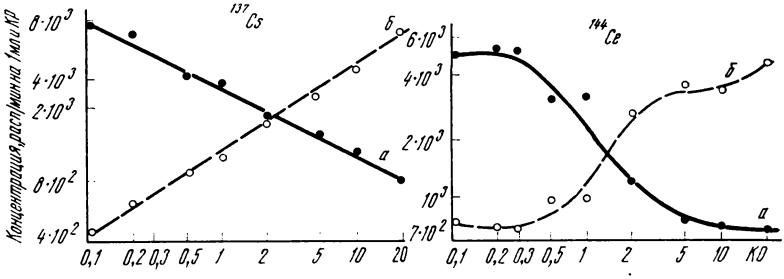


Рис. 11. Концентрация в растворе (*а*) и коэффициенты распределения (*б*) ^{137}Cs и ^{144}Ce в зависимости от обводненности почвы, лишенной органического вещества.

ных суспензиях. Судя по величине коэффициентов распределения во влажной почве (КО 0,2), подвижность изучаемых радионуклидов изменяется в ряду: Sr≫Cs>Ce. При переходе к почвенной суспензии (КО 2,0) коэффициент распределения ^{90}Sr возрастает, а таковые ^{137}Cs и ^{144}Ce соответственно уменьшаются. В результате ^{137}Cs по степени подвижности приближается к ^{90}Sr. Подвижность ^{144}Ce также заметно увеличивается. В сильно разбавленной почвенной суспензии (КО 20,0) коэффициент распределения ^{90}Sr еще более возрастает, а таковые Cs и Ce достигают тех же значений, что и во влажной почве. В такой системе относительная подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs более или менее выравнивается, а ^{144}Ce и в этом случае остается самой низкой.

Рассмотренный материал показывает, что величина коэффициента распределения отражает относительную подвижность радионуклидов лишь в условиях одинаковой увлажненности почвы. При разных режимах почвенного увлажнения подвижность радионуклидов в системе «почва — раствор» целесообразно выражать величиной той части их общего содержания в почве, которая удерживается в жидкой фазе. Именно эта часть радионуклида с наибольшей вероятностью может мигрировать по почвенному профилю и поглощаться корневыми системами растений.

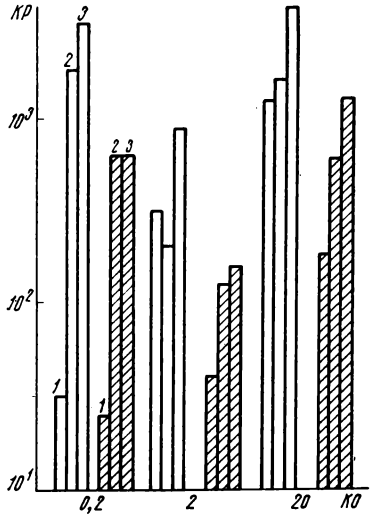


Рис. 12. Коэффициенты распределения радионуклидов в зависимости от обводненности дерново-подзолистой (*заштриховано*) и дерново-луговой почв.
1 — ^{90}Sr, *2* — ^{137}Cs, *3* — ^{144}Ce.

Таблица 15

Содержание радионуклидов в растворе, % от внесенного в почву количества

Коэффициент обводненности	^{137}Cs		^{144}Ce	
	А	*Б*	*А*	*Б*
0,1	0,007	0,020	0,003	0,020
0,2	0,011	0,030	0,004	0,030
0,3	0,020	0,040	0,007	0,040
0,5	0,130	0,050	0,040	0,040
1,0	0,430	0,100	0,100	0,090
2,0	0,910	0,130	0,220	0,070
5,0	1,250	0,260	0,280	0,120
10,0	1,250	0,400	0,450	0,250
20,0	1,370	0,480	0,400	0,450

Примечание. Почвы: *А* — нативная, *Б* — лишенная органического вещества.

Общее количество радионуклидов в растворе в значительной степени зависит от увлажнения почв, причем у разных нуклидов эта зависимость проявляется по-своему (табл. 16). Так, содержание ^{90}Sr в растворе несколько увеличивается в интервале КО от 0,1 до 10,0; дальнейшее увеличение обводненности почвы не приводит к заметному изменению содержания радионуклида в растворе. В отличие от ^{90}Sr содержание ^{137}Cs в растворе увеличивается почти пропорционально степени обводненности почв вплоть до образования суспензии (в пределах КО от 0,1 до 2,0). При самых крайних значениях обводненности почв суммарное количество радионуклида в растворе изменяется на порядки величин. Аналогичная картина наблюдается при рассмотрении данных по ^{144}Ce, который при всех режимах увлажнения дерново-луговой почвы переходит в раствор в меньшем количестве, чем ^{137}Cs. В дерново-подзолистой почве ^{137}Cs и ^{144}Ce имеют практически одинаковую подвижность.

При сравнительно низких уровнях увлажнения почвы содержание ^{90}Sr в растворе на один-два порядка величин больше, чем ^{137}Cs и ^{144}Ce, при высоких значениях коэффициентов обводненности относительное содержание этих радионуклидов более или менее выравнивается, а в отдельных случаях цезия переходит в раствор даже больше, чем стронция. Следовательно, в системе «почва — раствор» при сильном переувлажнении почв Cs и Ce по подвижности приближаются к Sr. При малых увлажнениях, наоборот, Sr проявляет значительно бóльшую подвижность по сравнению с Cs и Ce.

Выше показано, что водные растительные экстракты и искусственные комплексоны в той или иной степени снижают поглощение радионуклидов почвой и тем самым повышают их мо-

Таблица 16

Содержание радионуклидов в растворе в зависимости от степени обводненности почв, % от внесенного в почву количества

Коэффициент обводненности	Дерново-луговая почва			Дерново-подзолистая почва		
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
0,1	0,40	0,007	0,003	1,2	0,02	0,02
0,2	0,50	0,011	0,004	0,8	0,03	0,03
0,3	0,30	0,020	0,007	0,9	0,04	0,06
0,5	0,20	0,130	0,040	1,4	0,18	0,18
1,0	0,40	0,430	0,100	2,1	0,38	0,30
2,0	0,60	0,910	0,220	4,0	1,20	1,10
5,0	1,00	1,250	0,280	7,0	1,50	1,55
10,0	1,70	1,250	0,450	11,1	2,50	2,08
20,0	1,40	1,370	0,400	11,4	3,00	1,88

бильность в системе «почва — раствор». Оценка десорбирующего действия этих веществ, т. е. их способности переводить химические элементы из твердой фазы в жидкую, показала, что наиболее сильным десорбентом для большинства изучавшихся радионуклидов является водный раствор ЭДТА. Независимо от свойств почв, этот комплексон практически полностью переводит из поглощенного состояния в жидкую фазу такие нуклиды, как ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{91}Y и ^{144}Ce. Десорбирующее действие комплексона на ^{90}Sr оказалось менее эффективным, на ^{137}Cs он не оказал никакого влияния. По сравнению с ЭДТА, десорбирующее действие всех растительных экстрактов менее значимо, но оно также сильнее всего проявляется в отношении железа, кобальта, иттрия и церия.

На рис. 13 приведены усредненные для изучавшихся экстрактов данные по десорбции четырех радионуклидов (^{59}Fe, ^{60}Co, ^{91}Y и ^{144}Ce), относящихся к группе типичных комплексообразователей. Анализ полученных результатов показывает, что десорбирующее действие растительных экстрактов находится в обратной зависимости от прочности фиксации радионуклидов в почве. Так, если ^{59}Fe во всех исследованных почвах закрепляется прочнее, чем другие нуклиды, то по отношению к нему десорбирующее действие экстрактов наименее эффективно. А поскольку прочность фиксации определяется не только свойствами радионуклидов, но и физико-химическими особенностями почвы, то из дерново-подзолистой почвы, в которой радионуклиды закрепляются менее прочно, они десорбируются экстрактами в большей степени. Это особенно четко видно по результатам опытов с ^{60}Co.

Степень разложения растительного опада, качественный и количественный состав образующихся при этом органических

веществ, как известно, зависят от уровня почвенного увлажнения [2, 94]. Вместе с тем показано, что от водного режима существенно зависит миграционная способность радионуклидов в почвах. В связи с этим представляло интерес оценить влияние водных экстрактов из растительного опада на подвижность радионуклидов в системе «почва — раствор» в зависимости от режима почвенного увлажнения. С этой целью была проведена серия специальных опытов. В дерново-луговую почву вносили растворы хлористых соединений ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{144}Ce, затем почву высушивали до воздушно-сухого состояния, после чего навески заливали дистиллированной водой или экстрактами из опавших листьев осины и хвои сосны при соотношениях жидкой и твердой фаз 0,2; 0,3; 0,5; 1; 2; 5; 10 и 20. По достижении равновесного распределения радионуклидов в исследуемых системах аликвотные навески почвы подвергали центрифугированию. В выделенном растворе определяли содержание радионуклидов.

При коэффициентах обводненности 0,2—0,3 количество ^{90}Sr в жидкой фазе во всех вариантах опыта остается примерно одинаковым (рис. 14). По мере увеличения обводненности почвы переход ^{90}Sr в раствор возрастает. При этом экстракт из хвои сосны увеличивает содержание нуклида в жидкой фазе в 4—5, а из листьев осины — в 10 раз по сравнению с водой. Содержание ^{144}Ce в растворе в зависимости от обводненности почвы в вариантах с водой и экстрактом из хвои сосны изменяется почти одинаково. Под влиянием же экстракта из листьев осины, особенно при высокой обводненности почвы, количество ^{144}Ce в жидкой фазе увеличивается по сравнению с предыдущими вариантами более чем в 10 раз.

Сложная зависимость отмечена для ^{60}Co. Во влажной почве (при КО 0,2—0,5) в варианте с водой его содержание в жидкой фазе оказывается выше, чем в присутствии растительных экстрактов. В разбавленных почвенных суспензиях, наоборот, сильнее проявляется десорбирующее действие растительных экстрактов.

^{137}Cs при коэффициентах обводненности 0,2—5,0 вытесняется из почвы водой в большей степени, чем экстрактами. При более высоких коэффициентах обводненности влияние экстрактов и воды выравнивается.

На рис. 15 приведено содержание C, Ca и Mg в растворах после взаимодействия их с почвой. В области низкого увлажнения различия в концентрации органических и минеральных компонентов в жидкой фазе почвы между отдельными вариантами опыта не столь существенны. Вероятно, поэтому десорбирующее действие растительных экстрактов по сравнению с водой в слабоувлажненной почве либо не проявляется, либо оказывается менее значимым, чем десорбирующее действие дистиллированной воды. При высокой обводненности почвы концентрация органических и минеральных веществ в жидкой фазе в вариан-

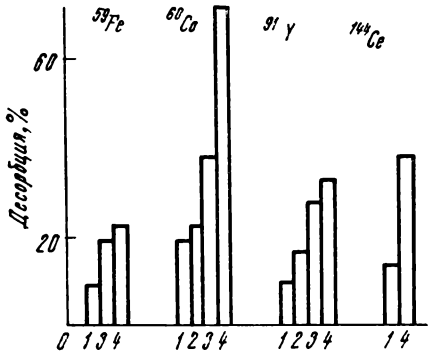


Рис. 13. Десорбция радионуклидов из почв растительными экстрактами (усредненные данные для экстрактов из листьев сосны, осины, липы, березы и черемухи).

Почвы: *1* — дерново-луговая, *2* — чернозем, *3* — краснозем, *4* — дерново-подзолистая, горизонт А2.

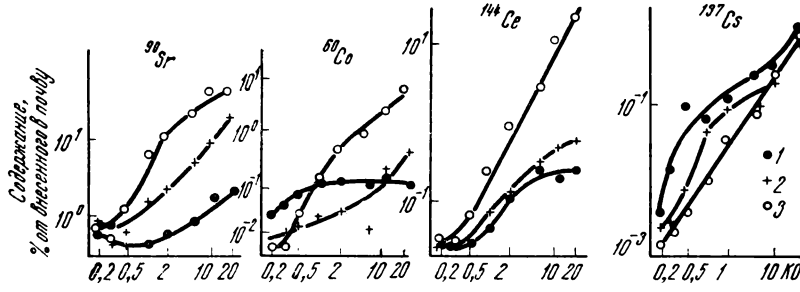


Рис. 14. Содержание радионуклидов в жидкой фазе при различной обводненности почвы.

1 — вода, *2* — экстракт из хвои сосны, *3* — экстракт из листьев осины.

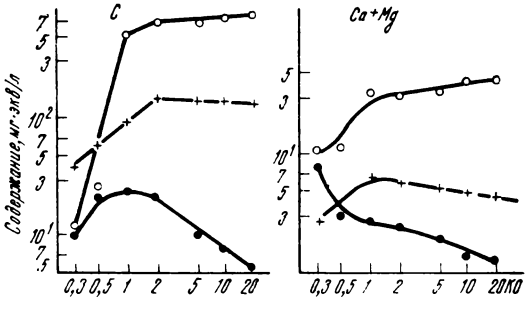


Рис. 15. Содержание макроэлементов в жидкой фазе при различной обводненности почвы.

Усл. обозн. те же, что на рис. 14.

тах с экстрактами возрастает на порядки величин по сравнению с водой. В этих условиях десорбирующее действие растительных экстрактов оказывается, как правило, выше, чем воды.

Во всех вариантах опыта и при всех режимах почвенного увлажнения наибольшей подвижностью в системе «почва — раствор» обладает ^{90}Sr, а наименьшей — ^{137}Cs. Хотя диапазон изменений содержания ^{137}Cs в жидкой фазе достигал трех порядков величин, эти изменения определялись преимущественно обводненностью почвы, а не влиянием органических и минеральных веществ, содержащихся в растительных экстрактах. Наряду с этим подвижность ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{144}Ce, особенно при высокой обводненности почвы, в значительной мере зависит от качественного и количественного состава водно-растворимого вещества растительных экстрактов.

На основании изложенных данных можно полагать, что и в природных условиях водно-растворимые вещества разлагающегося растительного опада оказывают влияние на миграцию микроколичеств химических элементов в почве в зависимости от режима почвенного увлажнения.

1.8. ПОВЕДЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ «ПОЧВА — РАСТВОР»

Все возрастающее поступление тяжелых естественных радионуклидов в биосферу в условиях широкого развития атомной промышленности и энергетики делает актуальными работы по изучению закономерностей поведения этой группы химических элементов в компонентах природной среды [19, 68, 73]. В связи с этим в серии опытов мы изучали полноту поглощения и прочность фиксации в почве тяжелых радионуклидов — ^{226}Ra, ^{232}Th и ^{238}U. Методика проведения аналогичных опытов с искусственными радионуклидами была подробно описана выше. Почвы — дерново-луговая и дерново-подзолистая, концентрацию радионуклидов в исходных экспериментальных растворах изменяли от 1 до 100 мкг/мл. В качестве десорбентов использовали дистиллированную воду, а также 1 моль/л растворы CH_3COONH_4 и HCl. ^{226}Ra в образцах определяли гамма-спектрометрически после предварительной герметизации проб, а ^{232}Th и ^{238}U — фотометрически с использованием реактива арсеназо-III.

Результаты показали, что поглощение урана из растворов, содержащих его в количестве 20 мкг/мл, указанными почвами достигает 98—99 %. Сорбция тория несколько ниже: на дерново-луговой почве она составляет 82 %, а на дерново-подзолистой — 93 %. Радий, относящийся по своим химическим свойствам к группе щелочно-земельных элементов, также достаточно полно поглощается почвами. Изученные почвы, независимо от их физико-химических характеристик, поглощают 93 % внесенного в раствор радия. Все поглощенные радионуклиды, как

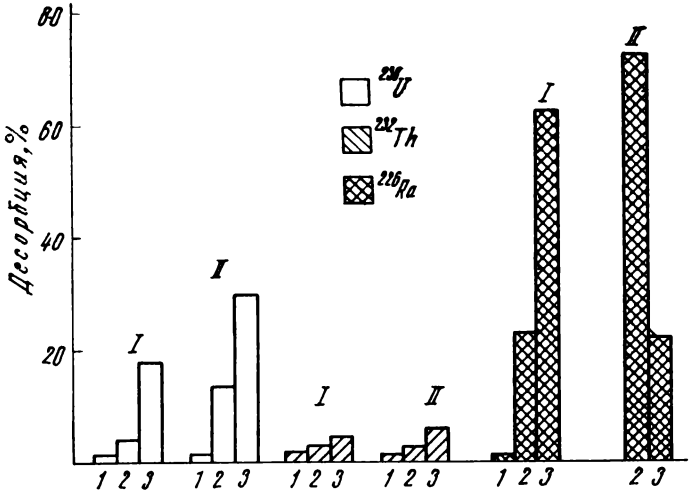


Рис. 16. Десорбция радионуклидов из дерново-луговой (*I*) и дерново-подзолистой (*II*) почв.

Десорбенты: *1* — H_2O; *2*, *3* — 1 моль-растворы: *2* — CH_3COONH_4, *3* — HCl.

правило, прочнее закрепляются в дерново-луговой почве, чем в дерново-подзолистой (рис. 16). При этом из обеих почв они практически не вымываются водой. Количество урана и тория, закрепленное по типу реакций ионного обмена, тоже невелико: для урана оно составляет 4—12 % от валового содержания, а для тория не превышает 2 %. Доля кислотно-растворимых форм в 2—4 раза выше. ^{226}Ra в дерново-луговой почве находится преимущественно в кислотно-растворимой, а в дерново-подзолистой — в обменных формах. На преобладание обменно-связанного радия в подзоле указывается и в работе [48]. Изученные радионуклиды по их подвижности в почвах можно расположить в ряду: $^{226}Ra > ^{238}U > ^{232}Th$.

Известно, что с увеличением времени взаимодействия с почвой таких радионуклидов, как ^{90}Sr и ^{137}Cs, происходит снижение их подвижности за счет перехода в прочнозакрепленные формы [161, 232]. Сведения

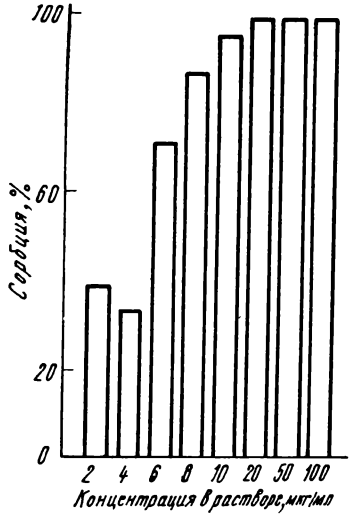


Рис. 17. Сорбция ^{232}Th почвой в зависимости от концентрации его в исходном растворе.

Таблица 17

Десорбция ^{232}Th (*1*) и ^{238}U (*2*) из дерново-луговой почвы в зависимости от времени их взаимодействия с почвой, %

Десорбент	Время взаимодействия, мес			
	0		3	
	1	2	1	2
H_2O	1,65±0,06	0,48±0,03	0,20	0,31±0,04
CH_3COONH_4	1,52±0,31	3,72±0,40	0,23±0,01	2,78±0,20
HCl	2,7±0,30	17,00±7,54	1,72±0,01	36,12±1,97
Na_2CO_3	—	—	13,90±1,60	9,65±3,80

Десорбент	Время взаимодействия, мес					
	6		24		27	
	1	2	1	2	1	2
H_2O	0,20±±0,01	0,48±±0,14	0,11±±0,01	0,51±±0,01	0,03±±0,01	0,26±±0,06
CH_3COONH_4	0,17±±0,05	2,67±±0,31	0,35±±0,01	0,51±±0,02	0,28±±0,05	0,53±±0,03
HCl	2,50±±0,06	62,02±±4,60	0,84±±0,01	6,40±±0,24	1,07±±0,20	21,40±±2,52
Na_2CO_3	—	60,36±±2,15	0,94±±0,04	60,40±±2,50	0,78±±0,01	81,56±±11,58

подобного рода имеются и для ^{226}Ra. Так, через несколько суток после контакта дерново-подзолистой почвы с раствором ^{226}Ra наблюдается значительное снижение содержания его обменных и водно-растворимых форм [151].

Мы изучали изменение соотношения между основными миграционными формами ^{238}U и ^{232}Th при их длительном нахождении в дерново-луговой почве. Для десорбции радионуклидов из почвы использовали, кроме воды, 1 моль/л растворы CH_3COONH_4, HCl и Na_2CO_3 (табл. 17). Переход ^{232}Th во все десорбирующие растворы снижается уже через 3—6 мес пребывания его в почве. К концу опыта десорбция ^{232}Th уменьшается по сравнению с первоначальными значениями в 3—18 раз в зависимости от типа десорбента. Однако и в этом случае максимальное количество тория вымывается из почвы кислотой, а минимальное — водой. Содержание ^{238}U в водно-растворимой форме практически не изменяется в течение года, но в дальнейшем десорбция его водой также снижается. Количество обменносвязанных форм урана постепенно уменьшается в течение всего опыта от 3,7 в начале его до 0,53 % — в конце. Независимо от времени нахождения ^{238}U в почве, наиболее эффективным десорбентом для него оказался раствор соды. Под его воздействием до 80 % внесенного в почву нуклида переходит из твердой фазы в жид-

кую. Этот процесс, по-видимому, сопровождается высвобождением урана из органо-минеральных комплексов и с поверхности кристаллических зерен глинистых минералов [219, 227].

Выше отмечалось, что важным фактором миграции химических элементов является их концентрация в растворе. На примере радионуклидов ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{144}Ce показано, что увеличение их концентрации в растворе может привести к изменению физико-химических форм и, как следствие,— подвижности элемента в почве. С учетом этого нами изучено поглощение тория дерново-луговой почвой в широком диапазоне изменения его концентрации в растворе (рис. 17). Из разбавленных растворов (концентрация 1—2 мкг/мл) почвой поглощается тория лишь 33—40 %. Исходя из произведения растворимости его гидроокиси ($1 \cdot 10^{-50}$) уже при этих концентрациях можно ожидать образование гидролизных соединений. Как правило, такие соединения металлов заряжены отрицательно, что снижает их сорбцию почвой. Возрастание концентрации элемента в растворе приводит к образованию более крупных гидролизных частиц и изменению их сорбционных свойств. Максимальное поглощение тория из растворов с концентрацией 50—100 мкг/мл может быть связано с укрупнением коллоидных агрегатов и механической их сорбцией почвой.

Опыты по десорбции тория водой показали, что абсолютное количество элемента, перешедшего из почвы в раствор, возрастает с увеличением его концентрации в почве:

Концентрация, моль/г	Десорбция	
	$n \cdot 10^{-3}$ мг	% от поглощенного количества
$3{,}0 \cdot 10^{-8}$	3,8	48,4
$3{,}0 \cdot 10^{-7}$	10,5	12,9
$6{,}0 \cdot 10^{-7}$	12,4	8,2
$3{,}0 \cdot 10^{-6}$	22,2	2,6
$1{,}0 \cdot 10^{-5}$	34,6	1,7

Однако эта зависимость не прямопропорциональна, так как относительная величина десорбции (% от поглощенного количества) уменьшается. Наблюдаемое снижение десорбции может быть также связано с образованием и закреплением в почве коллоидных агрегатов, из которых Th вытесняется труднее, чем из мелких гидролизных или коллоидных частиц.

Итак, результаты описанных в настоящей главе опытов показывают, что поведение радионуклидов в системе «почва — раствор», их полнота поглощения и прочность закрепления зависят как от химических свойств самих радионуклидов, так и от физико-химических особенностей среды. К последним относятся pH и температура раствора, присутствие в нем различных катионов и комплексообразующих веществ, химический состав почвы, режим ее увлажнения и другие факторы.

Глава 2

ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

До сих пор мы рассматривали влияние различных факторов на поведение радионуклидов в статической равновесной системе. При этом о подвижности нуклидов в такой системе судили по степени их поглощения почвой из раствора и переходу из почвы в жидкую фазу. В природных условиях миграция химических элементов, наряду с вытеснением из почвы, включает горизонтальное и вертикальное перемещение. Исследователями предложены разнообразные модели, описывающие особенности вертикальной миграции радионуклидов. Так, Миллер и Рейтемейер развили представление о перемещении радионуклидов в почве исходя из аналогий с перемещением химических элементов по хроматографической колонке (цит. по: [351]). Предлагалась также модель процессов миграции радионуклидов, в которой авторы допускают, что из почвы вымывается постоянная часть ионов с каждым объемом фильтрующейся воды [351]. В исследованиях, выполненных В. М. Прохоровым с сотрудниками, вертикальная миграция радионуклидов, в особенности ^{90}Sr, связывается с диффузионными процессами, при этом основной причиной передвижения нуклида считается градиент концентраций. Суммарная скорость диффузионного потока химического элемента в почве оценивается величиной коэффициента диффузии, которая обычно лежит в пределах 10^{-6} — 10^{-7} см^2/с [176]. Наряду с этим причинами вертикальной миграции радионуклидов могут быть кольматаж, а также конвективный перенос с водными растворами в поровом пространстве почв. Этот перенос идет как с гравитационным током воды, направленным вниз по профилю, так и при капиллярном поднятии растворов. Очевидно, что конвективное перемещение радионуклидов имеет существенное значение для почв с промывным режимом и для соединений, находящихся в водно-растворимом и легкоподвижном состояниях [28, 193, 356].

Важную роль в перемещении радионуклидов в профиле почв играют механический состав и физико-химические свойства почвы, водный режим, наличие на поверхности растительного опада и условий его разложения.

В настоящей главе излагаются результаты опытов по изучению вертикального перемещения радионуклидов в почвах в зависимости от разных факторов.

2.1. ЗАВИСИМОСТЬ ВЕРТИКАЛЬНОЙ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ ОТ РЕЖИМА ПОЧВЕННОГО УВЛАЖНЕНИЯ

Выше показано, что увеличение обводненности почвы в статической равновесной системе приводит к росту общего содержания радионуклидов в жидкой фазе и, как следствие,— к возрастанию их подвижности. При этом в условиях избыточного увлажнения подвижность таких радионуклидов, как ^{90}Sr и ^{137}Cs, в значительной степени выравнивается. Представляло интерес оценить вертикальную миграцию радионуклидов в зависимости от режима почвенного увлажнения в динамических условиях опыта.

В металлические колонки ($h=30$ см, $d=18$ см) помещали дерново-луговую почву, в поверхностный слой которой (0—2 см) однократно вносили радионуклиды. Режим влажности устанавливали таким, что коэффициенты обводненности составляли в разных вариантах опыта 0,2; 0,3 и 1,0. При этих значениях влажность почвы в первом и втором вариантах соответствовала 60 и 100 % от полной влагоемкости, а в третьем — почва находилась в условиях затопления (над поверхностью почвы поддерживался столб воды высотой 10 см). Контроль за режимом обводнения проводили весовым способом.

Для аэрации почвы и предотвращения застаивания воды в колонках с высоким уровнем увлажнения (второй и третий варианты) периодически открывали зажимы, расположенные в основании колонок, позволяя избытку воды проходить через почвенный фильтр. Затем зажимы закрывали, и влажность почвы снова доводили до первоначального уровня. За время эксперимента, который продолжался 3 мес, в колонках второго и третьего вариантов произошла шестикратная смена воды. В конце опыта почву разделяли на слои по 2 см, после чего из каждого отбирали аликвотные пробы, из которых центрифугированием выделяли почвенный раствор.

Полученные результаты показали, что вертикальная миграция ^{90}Sr в дерново-луговой почве возрастает с повышением ее обводненности (рис. 18, *а*). Вынос радионуклида за пределы зоны первоначального загрязнения составляет 9, 14, 37 % соответственно при КО 0,2; 0,3; 1,0. Глубина миграции ^{90}Sr по почвенной колонке также зависит от режима почвенного увлажнения. При низких коэффициентах обводненности ^{90}Sr мигрирует слабо, проникая в заметных количествах на глубину 6 см. При полном затоплении и периодической фильтрации раствора через

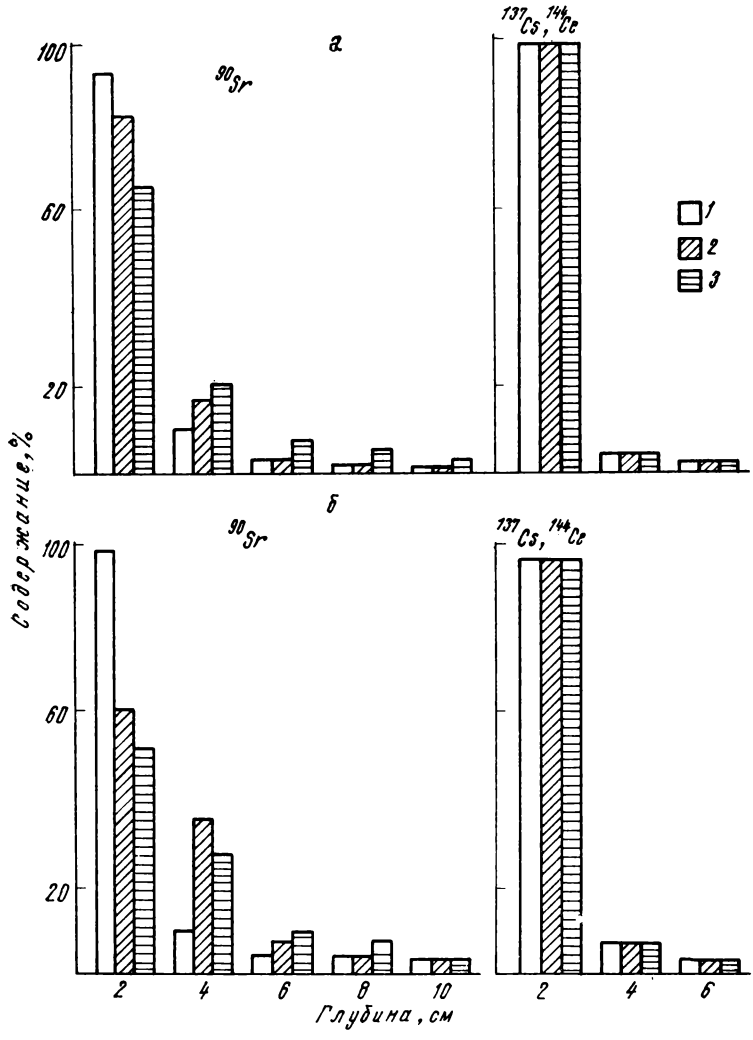


Рис. 18. Распределение радионуклидов в почве (*а*) и почвенном растворе (*б*) по глубине колонки в зависимости от режима увлажнения дерново-луговой почвы.

Коэффициенты обводненности: *1* — 0,2; *2* — 0,3; *3* — 1,0.

почву он регистрируется на глубине 10 см, а распределение характеризуется менее резким перепадом концентрации по глубине. Исходя из результатов опытов по изучению подвижности ^{137}Cs в равновесной системе «почва — раствор» можно было ожидать увеличения его вертикальной миграции с возрастанием влажности почвы. Из рис. 18, *а* видно, что вынос ^{137}Cs и ^{144}Ce из зоны первоначального загрязнения не зависит от режима увлажнения дерново-луговой почвы и составляет 3 % от исходного количества, а глубина миграции этих нуклидов не превышает 6 см во всех вариантах опыта.

Распределение радионуклидов в почвенном растворе хорошо коррелирует с таковым в почве (рис. 18, *б*). Так, при малом режиме увлажнения (КО 0,2) радиостронций, перешедший в почвенный раствор, в основном удерживается в слое внесения, что связано с отсутствием перемещения гравитационной влаги. При затоплении почвы и фильтрации через нее воды имеют место разбавление почвенного раствора и перемещение ^{90}Sr в более глубокие слои. В отличие от стронция, ^{137}Cs и ^{144}Ce преимущественно удерживаются в твердой фазе почвы, слабо переходят в раствор и незначительно перемещаются даже при наличии гравитационной влаги.

Известно, что ^{137}Cs обладает повышенной миграционной способностью в почвах легкого механического состава [129, 260]. Учитывая это, мы исследовали вертикальную миграцию радионуклида в дерново-подзолистой почве (горизонт А2) и песке при различных уровнях их увлажнения. Результаты опытов показали, что поведение ^{137}Cs в дерново-подзолистой почве аналогично его поведению в дерново-луговой. При всех трех уровнях увлажнения лишь 3—4 % от внесенного количества радионуклида перемещается из зоны внесения на глубину, не превышающую 6 см (рис. 19). С увеличением обводненности песка вынос цезия из поверхностного слоя возрастает, составляя в первом варианте опыта (КО 0,2) 5 %, а в условиях избыточного увлажнения — до 12 %. В этих условиях 20—25 % цезия, содержащегося в жидкой фазе, вымывается из слоя внесения потоком гравитационной воды на глубину 6—8 см.

Анализ всех представленных данных показывает, что вертикальная миграция ^{90}Sr в почве возрастает с повышением ее обводненности, а миграция ^{137}Cs и ^{144}Ce не зависит от уровня обводненности почв. То обстоятельство, что основное количество водно-растворимых форм цезия и церия при всех уровнях увлажнения почв удерживается в слое первоначального внесения, позволяет предполагать, что эти радионуклиды, даже частично перейдя в жидкую фазу, не передвигаются с потоком гравитационной воды, а удерживаются в почве, по-видимому, в других, менее подвижных категориях почвенной влаги.

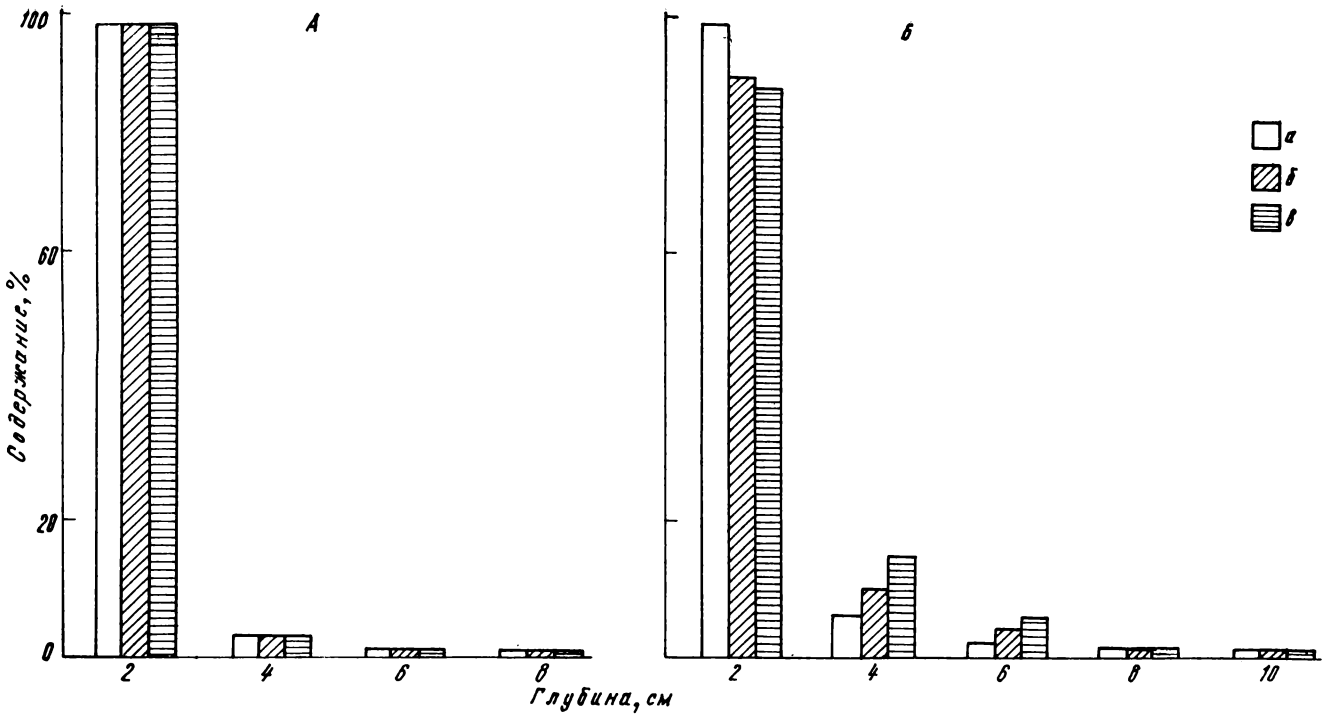


Рис. 19. Распределение ^{137}Cs по глубине колонки.

А — дерново-подзолистая почва, *Б* — песок. Коэффициенты обводненности: *а* — 0,2; *б* — 0,3; *в* — 1,0.

2.2. РОЛЬ НЕКОТОРЫХ КАТЕГОРИЙ ПОЧВЕННОЙ ВЛАГИ В ВЕРТИКАЛЬНОМ ПЕРЕМЕЩЕНИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ

Известно, что вода в почве неоднородна и обладает различными физическими свойствами, воплощающими в себе важнейшие проявления сил, под влиянием которых она удерживается и передвигается там. К основным категориям почвенной влаги относят прочносвязанную, рыхлосвязанную и свободную [62, 191]. К прочносвязанной относится вода, молекулы которой движутся и удерживаются почвой под влиянием сорбционных сил, т. е. сил взаимодействия молекул воды с поверхностью почвенных частиц. Рыхлосвязанная вода представляет переходную форму, поведение которой определяется участием капиллярных и сорбционных сил. Свободная вода перемещается в почве преимущественно под влиянием гравитационных сил и является наиболее подвижной.

Для оценки роли некоторых категорий почвенной влаги в вертикальном перемещении радионуклидов в почве была проведена серия опытов, в которых песок или почву с внесением в них ^{90}Sr и ^{137}Cs помещали в металлические колонки ($d=8$ см, $h=20$ см) и увлажняли в разной степени. В первом варианте влажность поддерживали на уровне 100 % от полной влагоемкости (КО 0,3), а во втором — над поверхностью почвы или песка стоял столб воды (КО 1,0). Опыт продолжался 30 дней, в течение которых контроль за уровнем увлажнения осуществляли весовым способом. По окончании опыта открывали зажимы, расположенные в основании колонок, позволяя избытку воды фильтроваться через почву. В дальнейшем этот раствор, представленный свободной гравитационной водой, будем называть фильтратом.

После полного стекания гравитационной воды аликвотные навески почвы и песка центрифугировали в пробирках с перфорированным дном на центрифуге ЦЛС-3 при скорости 6 тыс. об/мин. Влагу, выделенную таким образом, условно (в том числе и для песка) назвали почвенным раствором. Объемы фильтрата и почвенного раствора измеряли, после чего из них отбирали пробы (по четыре — восемь повторностей на одну колонку) для радиометрического анализа.

На рис. 20 приведена концентрация радионуклидов в изученных категориях влаги, выделенных из двух исследуемых почв и песка. Как правило, концентрация ^{90}Sr в фильтрате несколько выше, чем в почвенном растворе, или примерно равна ей; для ^{137}Cs, наоборот, характерна более высокая концентрация в почвенном растворе, причем в опыте с почвами различия в концентрации этого радионуклида достигают одного-двух порядков величин. В песке же концентрация ^{137}Cs в почвенном растворе лишь в 2 раза выше таковой в фильтрате.

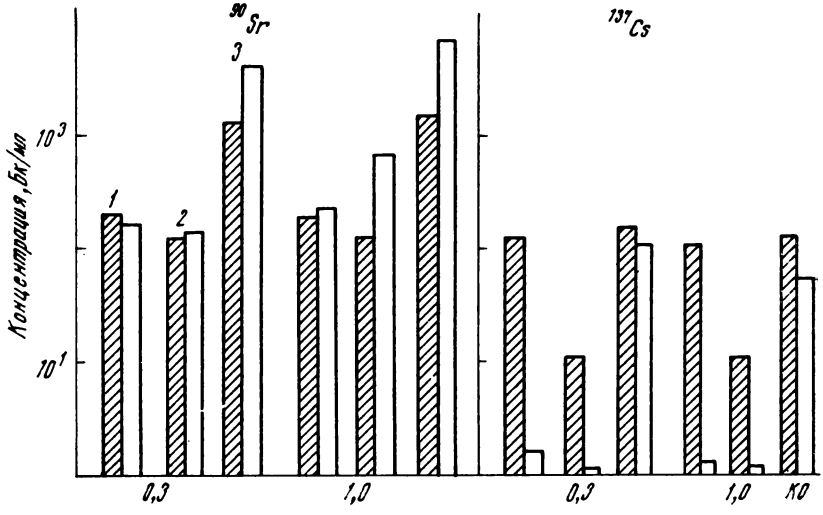


Рис. 20. Концентрация радионуклидов в почвенном растворе (*заштриховано*) и в фильтрате.

Почвы: *1* — дерново-подзолистая, *2* — дерново-луговая, *3* — песок.

При избыточном увлажнении почв и песка (КО 1,0) основное количество водно-растворимого ^{90}Sr содержится в фильтрате, в то время как бóльшая часть ^{137}Cs, перешедшего из почв в жидкую фазу, удерживается в почвенном растворе (табл. 18). В песке этот нуклид равномерно распределяется между изученными категориями влаги. При коэффициенте обводненности 0,3 объем фильтрата уменьшается в 7 и 20 раз для песка и почв соответственно. Этим в основном обусловлены относительное снижение поступления ^{90}Sr в фильтрат и повышение его содержания в почвенном растворе при данном режиме увлажнения, поскольку концентрация нуклида в зависимости от влажности варьирует незначительно. То же справедливо и для распределения радиоцезия между фильтратом и раствором, выделенным из песка. В опытах с почвами уменьшение объема фильтрующейся воды не приводит к аналогичному снижению содержания ^{137}Cs в фильтрате, что связано с незначительным переходом этого радионуклида в гравитационную воду. Последним объясняется и малая подвижность цезия в профиле почвенных колонок в динамических условиях опыта.

Для более детального изучения перехода радионуклидов в раствор, удерживаемый капиллярно-сорбционными силами, были проведены опыты по фракционированному выделению его из почвы. При этом почву (КО 0,3) последовательно центрифугировали в пробирках с перфорированным дном со скоростью 1, 2, 3, 4 и 6 тыс. об/мин. Остаточная влажность почвы после выде-

ления из нее всех пяти фракций раствора не превышала 20 % от полной влагоемкости; при таком уровне увлажнения в почве оставалась только адсорбционно связанная вода.

Результаты проведенного опыта показали, что основная, наиболее подвижная часть раствора выделяется из почвы при относительно низких скоростях центрифугирования (1—2 тыс. об/мин). В этих фракциях содержится 63—78 % суммарного количества соответственно стронция и цезия, перешедших в жидкую фазу (табл. 19). Во всех выделенных фракциях почвенного раствора концентрация ^{137}Cs практически одинакова, ^{90}Sr — несколько снижается в менее подвижных фракциях. Следует отметить, что при одинаковом исходном содержании радионуклидов в почве концентрация ^{90}Sr в почвенном растворе оказывается в 10—40 раз выше, чем ^{137}Cs. Это указывает на более высокую подвижность стронция по сравнению с цезием в системе «почва — раствор» и в условиях динамических опытов.

Повышенная подвижность ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs подтверждается также результатами специальных опытов по изучению вертикального перемещения радионуклидов с потоком капиллярной влаги. В этих опытах стеклянные сосуды емкостью 3 л заполняли почвой, в нижний (2 см) слой которой вносили радионуклиды в количестве 20 МБк/кг. Влажность почвы поддерживали на уровне 60 % от полной влагоемкости, осуществляя полив через стеклянную трубку, с тем чтобы исключить нисходящий поток гравитационной влаги. Результаты показали, что с потоком капиллярной влаги за пределы зоны первоначального загрязнения мигрирует 7—15 % ^{90}Sr от внесенного количества. Причем этот нуклид регистрируется на расстоянии 10 см над слоем внесения. В то же время в подобных условиях лишь 1 % ^{137}Cs мигрирует с капиллярной влагой, оставаясь почти целиком в слое первоначального внесения почвы.

Опыты по изучению перехода ^{238}U и ^{232}Th в различные категории почвенной влаги проводили с дерново-луговой почвой, в которую эти элементы вносили из расчета 200 мкг/г. Влажность почвы поддерживали в разных вариантах опыта при коэффициентах обводненности 0,2; 0,3 и 1,0.

Установлено, что миграционная способность ^{232}Th не зависит от степени почвенного увлажнения и он практически не переходит в жидкую фазу почвы в условиях проведенного опыта. Вместе с тем миграционная способность ^{238}U возрастает с увеличением увлажненности почвы. В условиях затопления 0,12 % урана от общего его содержания в почве переходит в гравитационную воду и мигрирует за пределы почвенной колонки (табл. 20). Снижение влажности почвы сопровождается уменьшением общего объема фильтрата, а также уменьшением концентрации и суммарного содержания радиоэлемента в фильтрате. Во всех случаях концентрация урана в почвенном растворе остается примерно одинаковой, а суммарное его содержание не

Таблица 18

Объем фильтрата (Ф) и почвенного раствора (ПР) и распределение радионуклидов между ними в зависимости от режима увлажнения, % от содержания в жидкой фазе

Объект исследования	Коэффициент обводненности	Объем, мл		^{90}Sr, %		^{137}Cs, %	
		Ф	ПР	Ф	ПР	Ф	ПР
Дерново-подзолистая почва	0,3	17	80	9	91	1	99
	1,0	300	75	84	16	2	98
Дерново-луговая почва	0,3	12	110	5	95	1	99
	1,0	240	130	76	24	9	91
Песок	0,3	44	80	59	41	14	86
	1,0	300	87	93	7	54	46

Таблица 19

Содержание радионуклидов в различных фракциях почвенного раствора (*1* — Бк/мл, *2* — %)

Скорость центрифугирования, тыс. об/мин	Объем фракции, %	Дерново-луговая почва				Дерново-подзолистая почва			
		^{90}Sr		^{137}Cs		^{90}Sr		^{137}Cs	
		1	2	1	2	1	2	1	2
1	40	340±2	45	9±1	46	435±25	40	40±2	40
2	30	270±4	33	8±1	28	390±24	23	37±1	23
3	15	260±8	14	8±1	10	340±20	18	34±1	18
4	10	195±5	5	9±2	5	335±23	8	31±1	10
6	5	170±5	5	—	—	300±25	8	30±1	10

Таблица 20

Распределение ^{238}U между фильтратом (Ф) и почвенным раствором (ПР) в зависимости от режима увлажнения дерново-луговой почвы

Коэффициент обводненности	Объем, мл		Содержание					
			Ф			ПР		
	Ф	ПР	1	2	3	1	2	3
0,2	—	33	—	—	—	0,11	100	0,001
0,3	100	82	0,08	54,9	0,002	0,08	45,1	0,001
1,0	1120	60	0,50	99,0	0,120	0,09	1,0	0,001

Примечание. Концентрация: *1* — мкг/мл, *2* — % от содержания в жидкой фазе, *3* — % от внесенного количества.

превышает тысячных долей процента. Относительное распределение урана между фильтратом и почвенным раствором различно в разных вариантах опыта. В условиях затопления основное количество водно-растворимого урана содержится в фильтрате. При влажности, равной полной влагоемкости (КО 0,3), он более или менее равномерно распределяется между фильтратом и почвенным раствором. Дальнейшее подсушивание почв приводит к тому, что лишь тысячные доли процента от внесенного в почву количества переходят в почвенный раствор и удерживаются в нем. В целом водная миграция изученных представителей группы тяжелых естественных радионуклидов невелика, что объясняется высокой прочностью их фиксации в почвах.

2.3. ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ ТРИТИЯ В ПОЧВЕ

Тритий относится к числу основных дозообразующих радионуклидов глобального распространения при получении ядерной энергии, в связи с чем к 1980 г. во всем мире его накоплено около 0,47 ЭБк [270]. Попадая в почвенно-растительный покров преимущественно в форме НТО, тритий вступает в сложные взаимодействия с почвой и ее жидкой фазой. Меченая тритием вода хорошо воспроизводит передвижение свободной почвенной влаги [187, 310]. Однако в слабоувлажненных почвах, где между жидкой и твердой фазами большую роль играют атомно-молекулярные взаимодействия, могут проявиться различия в поведении трития и протия, обусловленные изотопными эффектами.

Темпы вертикальной миграции НТО в почве, а также скорость выведения ее из почвенно-растительного покрова зависят от совокупности процессов передвижения влаги, ее транспирации и эвапотранспирации [192, 303].

Для оценки распределения трития в форме НТО по разным категориям почвенной влаги и вертикального перемещения его в почве были проведены лабораторные и вегетационные опыты.

В серии лабораторных опытов воздушно-сухую почву заливали тритированной дистиллированной водой (концентрация по ^3H 700 Бк/мл) и перемешивали на электромешалке в течение 1 ч. Коэффициенты обводненности в разных вариантах составляли 0,6; 1,0; 2,0; 5,0 и 10,0. Затем равновесные растворы сливали, а из почвы выделяли различные формы воды, отличающиеся по характеру и прочности связи с почвенными частицами. Для выделения капиллярной влаги аликвотные навески почвы центрифугировали в пробирках с сетчатым дном, затем выделяли адсорбционно-связанную и кристаллизационную влагу отгонкой ее из почвы при температуре 105 и 600 °С соответственно. Полученные пробы воды просчитывали в жидкостном сцинтилляторе на спектрометре типа Изокап-300.

Независимо от уровня обводненности почв величина отношения концентрации нуклида в равновесном растворе к исходному

Таблица 21

Отношения концентраций ^3H в различных категориях почвенной влаги к исходному раствору

Коэффициент обводненности	Равновесный раствор	Категории почвенной влаги		
		Капиллярная	Адсорбционная	Кристаллизационная
0,6	0,90	0,73	0,70	0,28
1,0	0,90	0,83	0,82	0,35
2,0	0,93	0,92	0,94	0,42
5,0	0,94	0,94	0,97	0,42
10,0	0,90	0,86	0,80	0,50

приближается к 1 и составляет 0,90—0,94 (табл. 21). Это отношение незначительно изменяется для капиллярной и адсорбционной влаги, в среднем составляя 0,86. Отношение концентрации ^3H в кристаллизационной воде к исходному раствору колеблется в пределах 0,28—0,50, что указывает на дискриминацию трития относительно протия при включении их в прочносвязанные формы влаги.

Поскольку особенности передвижения почвенной влаги и темпы эвапотраспирации влияют на скорость выведения трития, в серии вегетационных опытов были изучены его вертикальное перемещение, распределение в почве и поступление в форме НТО в растения при разных способах их полива. С этой целью по 0,25 кг дерново-луговой почвы перемешивали с тритиевой водой при концентрации 4 МБк/кг и помещали на дно стеклянных вегетационных сосудов емкостью 3 л ($h = 20$ см, $d = 16$ см). Затем сосуды заполняли почвой без радионуклида и поливали водопроводной водой двумя способами: в одном случае — сверху поверхностным поливом, в другом — снизу, через стеклянную трубку (подпочвенный полив). Влажность почвы поддерживали на уровне 60 % от полной влагоемкости, ежедневно контролируя взвешиванием сосудов. В вариантах опыта, отличавшихся по способу полива почвы, часть сосудов засевали семенами гороха, а другую оставляли без растений. По истечении 30 дней надземную массу срезали и из нее нагреванием при температуре +105 °С выделяли свободную воду. Почву из сосудов извлекали слоями мощностью 2 см каждый, из которых выделяли капиллярную, адсорбционную и кристаллизационную формы влаги.

Полученные результаты показали, что суммарное количество трития, оставшееся в сосуде к концу опыта, зависит от способа полива. В варианте без растений при поверхностном поливе в почве осталось 58 %, а при подпочвенном — всего лишь 2 % от первоначально внесенного трития, хотя расход воды при испарении в обоих случаях был одинаков и составлял в среднем 15 мл/кг за сутки. Такие различия объясняются особенностями

водного режима почвы при изученных способах полива. Испарение воды, подаваемой на дно сосуда через трубку, обеспечивает постоянный восходящий поток капиллярной влаги, который приводит к почти полному выведению НТО из почвы. При поливе сверху гравитационная влага препятствует перемещению противоположно направленного капиллярного потока, что снижает потери трития из вегетационного сосуда. В варианте с растениями интенсивность эвапотранспирации оказалась в 2,5 раза выше, чем физическое испарение влаги с поверхности почвы, примерно во столько же раз увеличился и вынос трития.

Распределение трития в почве зависит от способа полива. При поверхностном поливе концентрация нуклида возрастает, а при подпочвенном, как правило, снижается с глубиной (рис. 21).

В среднем по сосуду концентрация радионуклида в почвенной влаге снижается по мере возрастания прочности ее связи с твердой фазой, Бк/мл:

Способ полива	Категория почвенной влаги		
	Капиллярная	Адсорбционная	Кристаллизационная
Поверхностный	5885	4510	2190
Подпочвенный	530	380	215

При обоих способах полива минимальное значение концентрации трития характерно для кристаллизационной, а максимальное — для капиллярной влаги. Установленное соотношение концентраций трития сохраняется по всему почвенному слою в сосуде; при этом в капиллярной и адсорбционной влаге обнаружено соответственно 41 и 56, а в кристаллизационной — 3 % трития от общего содержания его в жидкой фазе.

Анализ проб растительного материала показал, что содержание трития в свободной воде, удерживаемой в тканях растений, составляет 0,03 и 0,4 % от найденного в сосуде количества при подпочвенном и поверхностном поливах соответственно.

Таким образом, вертикальное перемещение трития, распределение его в почве и включение в ткани растений зависят от соотношения интенсивности восходящего и нисходящего потоков влаги, создающихся при разных способах почвенного полива.

2.4. РОЛЬ РАСТИТЕЛЬНОГО ОПАДА И УСЛОВИЙ ЕГО РАЗЛОЖЕНИЯ В ВЕРТИКАЛЬНОЙ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ

Интенсивность миграции радионуклидов в почве в значительной степени определяется свойствами лесных подстилок. Являясь основным депо органического вещества и зольных элементов, подстилка может в течение длительного времени удерживать радионуклиды в состоянии, не доступном для корневых систем

растений. Лишь по мере гумификации и минерализации подстилки происходят высвобождение радионуклидов и их переход непосредственно в почву [322, 362]. Как правило, этот процесс сопровождается образованием мобильных металлорганических комплексов, способных мигрировать по почвенному профилю. Состав этих комплексов чрезвычайно разнообразен и зависит от характера разлагающегося опада, населяющей его микрофлоры, температуры, степени увлажнения. Так, при избыточном увлажнении создаются анаэробные условия разложения растительного опада, при которых образуется большое количество подвижных органических соединений, способствующих миграции в почве ряда химических элементов [32, 81, 301, 312].

В связи с этим нами изучено влияние древесного опада, разлагающегося в анаэробных и аэробных условиях, на вертикальную миграцию в почве ^{59}Fe — радионуклида с переменной валентностью. В металлические колонки ($h=30$ см, $d=18$ см) помещали по 4 кг дерново-подзолистой почвы, в поверхностный слой которой вносили $^{59}FeCl_3$ из расчета 37 МБк на колонку. После этого на почву помещали по 200 г измельченного опада хвои сосны или листьев осины. Контрольный вариант оставляли без растительного опада. Почву и подстилку в колонках увлажняли так, что содержание воды в зависимости от варианта опыта составляло 45, 100 и 300 % их полной влагоемкости. При этом условия разложения опада варьировали от аэробных (обводненность 45 %) до полного анаэробиозиса (обводненность 300 %).

Опыты продолжались в течение 3 мес в условиях вегетационного домика. По окончании открывали под колонками зажимы и позволяли избытку воды стечь через толщину почвы; почву разделяли на слои по 2 см, а фильтрат, выделенный из колонок, подвергали центрифугированию. В пробах почвы, центрифугата и осадке определяли содержание ^{59}Fe радиометрически.

В варианте без подстилки вертикальная миграция радионуклида в почве при всех трех режимах увлажнения была весьма незначительной, при этом 94—98 % от внесенного в почву количества осталось в первично-загрязненном слое (рис. 22). Продукты аэробного разложения растительного опада не оказали заметного влияния на распределение этого нуклида в профиле почвенной колонки по сравнению с контрольным вариантом. В условиях полного анаэробиозиса отмечено заметное усиление вертикальной миграции железа. Так, под влиянием разлагающегося опада сосны из слоя первоначального внесения при избыточном увлажнении вымылось около 32 % Fe, а под слоем осинового опада вынос нуклида составил более 50 % от исходного содержания. Большему выносу железа в этом случае соответствовала и более высокая степень разложения осинового опада по сравнению с хвоей сосны (табл. 22). Однако аналогичные различия в характере разложения листьев осины и хвои сосны при режи-

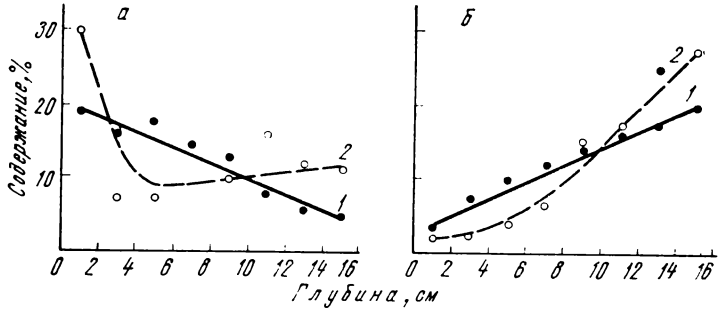


Рис. 21. Распределение ^{3}H в почве при подпочвенном (*а*) и поверхностном (*б*) поливе.

1 — без растений, *2* — с растениями.

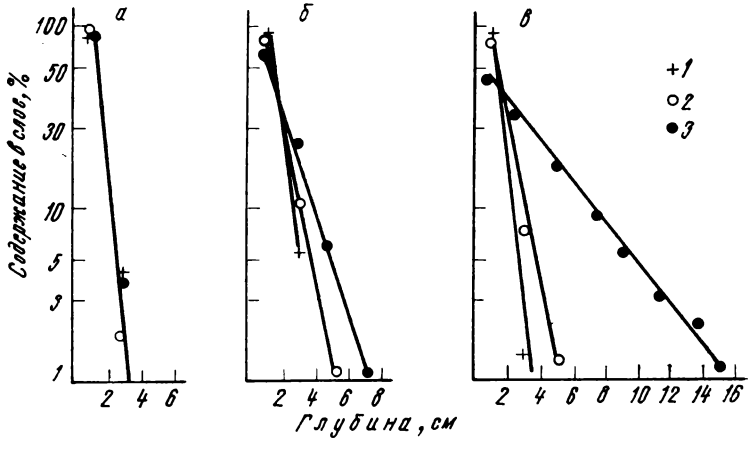


Рис. 22. Распределение ^{59}Fe по профилю почвенных колонок.

Варианты: *а* — без растительного опада, *б* — опад хвои сосны, *в* — опад листьев осины. Влажность, % от полной влагоемкости: *1* — 45, *2* — 100, *3* — 300.

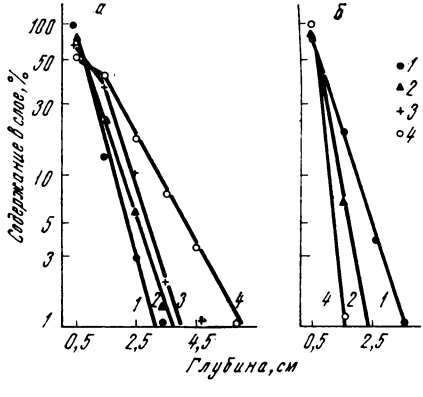


Рис. 23. Распределение ^{90}Sr (*а*) и ^{137}Cs (*б*) по профилю почвенных колонок.

Варианты: *1* — без опада, *2* — хвоя сосны, *3* — листья осины, *4* — листья березы.

Таблица 22

Снижение массы древесного опада (*1*) и вынос ^{59}Fe (*2*) за пределы слоя первоначального внесения к концу опыта, %

Содержание воды, % от полной влагоемкости	Контроль	Хвоя сосны		Листья осины	
	2	1	2	1	2
45	3,7	5,0	4,7	10,0	2,4
100	4,5	17,5	10,5	36,3	3,1
300	3,9	17,5	32,0	26,3	53,1

Таблица 23

Содержание ^{59}Fe в фильтрате при увлажнении 100 и 300 % (в скобках) от полной влагоемкости

Вариант опыта	Концентрация в фильтрате, 10^3 Бк/л	Общее содержание в фильтрате, 10^3 Бк
Без растительного опада	0,35 (0,22)	0,36 (2,65)
Хвоя сосны	2,80 (2,10)	7,40 (29,10)
Листья осины	17,00 (13,00)	46,00 (175,00)

мах влажности 45 и 100 % не привели к столь заметному изменению выноса железа, что может быть связано с краткосрочностью эксперимента и слабой миграцией образующихся при этих режимах увлажнения продуктов разложения опада.

Миграционная способность ^{59}Fe оценивалась в указанном опыте и по его содержанию в фильтрате, вытекающем из колонок (табл. 23). В контрольном варианте (без опада) оно оказалось наиболее низким. В фильтрате из почвы с разлагающейся хвоей сосны концентрация ^{59}Fe примерно на порядок величин выше, чем в контроле. Осиновый же опад способствует наиболее интенсивному выносу радионуклида. С увеличением степени обводненности почвы общее содержание ^{59}Fe в фильтрате возрастает во всех вариантах опыта, включая и контроль, для которого не было отмечено различий в характере распределения радионуклида по профилю почвы. Можно заметить также, что при увлажненности 100 и 300 % от полной влагоемкости разлагающиеся листья осины приводят к большему выносу ^{59}Fe из почвы по сравнению с хвоей сосны.

С помощью центрифугирования установлено, что ^{59}Fe находится в фильтрате в виде тонкодисперсных коллоидных частиц. По-видимому, в форме таких коллоидов оно мигрирует в профиле почвенной колонки.

Таким образом, продукты анаэробного разложения растительного опада при наличии нисходящего тока воды вызывают увеличение вертикальной миграции ^{59}Fe в почве. Роль этих продуктов может сводиться к участию в образовании подвижных комплексных или гидрозольных соединений, формированию окислительно-восстановительных условий среды, а также к стимуляции бактериальной микрофлоры, принимающей участие в процессах мобилизации этого элемента [65, 74, 81, 169, 319].

В опытах с ^{59}Fe древесный опад разлагался при постоянных и контролируемых условиях увлажнения, а влияние его на вертикальную миграцию радионуклида в почве изучалось в течение сравнительно небольшого периода. В природной обстановке разложение опада, как правило, происходит в условиях переменного увлажнения лесной подстилки и почвы, а временной масштаб миграционных процессов очень велик. В связи с этим проведены длительные опыты со ^{90}Sr и ^{137}Cs в условиях, более близких к природным (почвенные колонки), и непосредственно на участках естественных биогеоценозов. В первом случае колонки, установленные в траншее под открытым небом, заполняли дерново-луговой почвой. Радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs вносили в поверхностный слой (1 см), на который помещали по 500 г измельченного опада хвои сосны, листьев осины и березы. Контрольный вариант оставляли без растительного опада. Опыт продолжался два года, по окончании его почву в колонках делили на слои по 1 см и подвергали радиометрическому анализу.

Результаты показывают, что наличие слоя разлагающегося растительного опада на поверхности почвы способствует увеличению миграции в ней ^{90}Sr (рис. 23). Вынос радионуклида из зоны первоначального внесения в контроле составил 15—20 %, тогда как в вариантах с опадом — 34—50 % внесенного в почву количества. При этом в контрольном варианте содержание ^{90}Sr с глубиной снижается более резко, чем в вариантах с растительным опадом. Опад листьев березы оказывает большее влияние на миграционную способность радионуклида, чем листьев осины и хвои сосны. Последнее находится в соответствии с большей скоростью разложения листьев березы по сравнению с листьями осины и хвоей сосны: за время опыта убыль в массе листьев березы составила 53 %, а листьев осины и хвои сосны — 30 %. Как и в статической системе, растительный опад не оказывает мобилизующего действия на ^{137}Cs, наоборот, он несколько снижает миграционную способность этого нуклида.

Опыты в естественных условиях проводили в трех типах лесных биогеоценозов: сосняке мертвопокровном (дерново-луговая почва), березняке и осиннике разнотравном (бурая лесная почва). С экспериментальных площадок размером 30×30 см весной снимали подстилку и слой почвы (1 см). В эту почву фракционированным поливом вносили растворы хлористых соединений ^{90}Sr и ^{137}Cs, после чего почву и подстилку укладывали

Таблица 24

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs за пределами зоны первоначального внесения в вариантах без подстилки (*1*) и с подстилкой (*2*), % найденного количества

Тип леса	Вариант	^{90}Sr	^{137}Cs
Сосняк мертвопокровный	1	32±4	15,0±4,9
	2	30±3	3,4±0,2
Березняк разнотравный	1	23±3	11,9±2,6
	2	32±3	5,9±2,0
Осинник разнотравный	1	36±3	7,4±2,6
	2	36±3	6,3±2,4

на прежние места. В контрольном варианте площадки оставляли без подстилки, а в течение эксперимента вновь поступающий листовой опад с них регулярно убирали. Длительность опытов составляла четыре года, а в конце все экспериментальные площадки послойно были разобраны и обработаны по той же схеме, что и в опытах с почвенными колонками.

Влияние растительного опада на подвижность изучавшихся радионуклидов в естественных условиях выражено слабее, чем в модельных системах. (табл. 24, рис. 24). Отмечаются лишь небольшое усиление вертикальной миграции ^{90}Sr под подстилкой в осиннике разнотравном и уменьшение подвижности ^{137}Cs под подстилкой сосняка мертвопокровного. В остальных случаях вынос радионуклидов из слоя первоначального внесения в вариантах с опадом и их распределение по профилю почв практически не отличаются от контроля.

Менее выраженное влияние растительного опада на подвижность радионуклидов в естественных условиях по сравнению с колоночными опытами может быть обусловлено тем, что последние проведены при большом избытке разлагающегося материала. В природных условиях мощность подстилки значительно меньше, поэтому для получения аналогичного эффекта требуется значительно более длительное время.

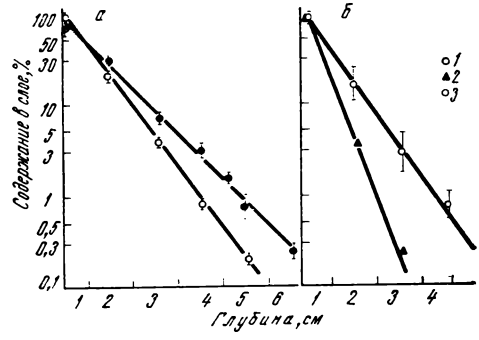


Рис. 24. Распределение ^{90}Sr (*а*) и ^{137}Cs (*б*) по профилю почвы естественных биогеоценозов.

Варианты: *1* — без опада, *2* — хвоя сосны, *3* — листья осины.

Кроме того, следует учитывать и то обстоятельство, что на пути миграции и выноса химических элементов из почвы в естественных условиях стоит мощный барьер в виде корневых систем растений. Они перехватывают химические элементы в биогеоценозе, частично возвращая их в почву с опадом, а бо́льшую часть удерживают в древостое в течение длительного времени [167, 188]. Это также способствует снижению вертикальной миграции радионуклидов в природных условиях.

Глава 3

ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ

Существует в основном два пути поступления радионуклидов в растительный покров: непосредственное выпадение на поверхность растений из атмосферы и поступление через корневую систему из почвы. Количество радионуклидов, задерживаемых растительным покровом при выпадении из атмосферы, зависит от их физико-химических свойств, биологических особенностей и фазы развития растений, величины проективного покрытия и т. д. [98, 186]. Размеры корневого поглощения нуклидов определяются свойствами почв и процессами, протекающими в них. Почва, как правило, полно и прочно сорбирует микроколичества радионуклидов, поэтому способность разных нуклидов поглощаться растениями тесно связана с их возможностью переходить из почвы в раствор.

В предыдущих главах дана оценка действия некоторых факторов на полноту поглощения и прочность закрепления радионуклидов в почвах. Показано, что такие факторы, как pH среды, концентрация элемента, влажность почв, присутствие в растворе других катионов, коллоидов и водно-растворимых веществ, изменяют подвижность радионуклидов в почвах. Сочетаясь по-разному, эти факторы могут либо благоприятствовать увеличению миграционной способности нуклидов и повышению их поступления в растения, либо снижать его [89].

В настоящей главе дан сравнительный анализ поведения радионуклидов в модельной системе «почва — растение» в зависимости от ряда исследованных ранее факторов. Опыты проводили в условиях вегетационного домика на дерново-луговой и дерново-подзолистой почвах, физико-химическая характеристика которых представлена в табл. 2 и 3. Растворы хлористых соединений соответствующих радионуклидов вносили в почву поливом, после чего ее тщательно перемешивали и помещали в вегетационные сосуды. Концентрация радионуклидов в почве в разных экспериментах составляла 3—12 МБк/кг воздушно-сухой почвы. В подготовленные для экспериментов вегетационные сосуды высевали семена подопытных растений. Как правило, опыты продолжались 30 дней, после чего растения извлекали из сосудов, высушивали до воздушно-сухого состояния и озоля-

ли при температуре 400—500 °С. Содержание нуклидов в препаратах определяли по общепринятой методике. Следует отметить, что в этих опытах применяемые количества радионуклидов не оказали заметного действия на рост и развитие растений.

3.1. НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ РАСТЕНИЯМИ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ СВОЙСТВ ПОЧВ И СТЕПЕНИ ИХ УВЛАЖНЕНИЯ

Как показано в главе 1, прочность фиксации радионуклидов зависит от физико-химических свойств почвы. Особенно резкие различия в прочности фиксации нуклидов отмечены между дерново-подзолистой и дерново-луговой почвами. На основании полученных в этих опытах данных и сведений, имеющихся в литературе [85, 91, 261, 293, 316], можно было ожидать, что из дерново-луговой почвы радионуклиды будут поглощаться растениями в меньшем количестве, чем из дерново-подзолистой, поскольку в первой они фиксируются прочнее, чем во второй.

Вегетационные опыты, проведенные нами с двумя видами растений (горохом и ячменем), полностью подтверждают это предположение (табл. 25). Действительно, из дерново-подзолистой почвы все радионуклиды поступают в растения в значительно больших количествах, чем из дерново-луговой. В свою очередь, растения гороха концентрируют нуклиды, как правило, интенсивнее, чем растения ячменя. Можно заметить также, что ^{90}Sr и ^{59}Fe накапливаются в надземной массе растений с бо́льшими коэффициентами накопления, чем другие элементы. Это объясняется как большей биотропностью указанных радионуклидов, так и тем, что в системе «почва — раствор» они отличаются повышенной подвижностью.

Снижение поступления радионуклидов в растения из дерново-луговой почвы может быть связано с повышенным содержанием в ней органического вещества и илистой фракции [260]. Справедливость такого утверждения хорошо иллюстрируется и результатами вегетационных опытов с кобальтом-60, проведенных на почве с разным содержанием гумуса. Дерново-луговую почву смешивали с песком или перегноем и доводили ее по содержанию общего гумуса до следующих характеристик, %: первый вариант — 3, 4, второй — 5, 1, третий — 13, 1 и четвертый — 16, 9. В приготовленную таким образом почвенную смесь перед посевом вносили раствор $^{60}CoCl_2$. Почву, перемешанную с раствором радионуклида, помещали в посевные ящики емкостью по 8 кг и засевали семенами вики и овса. После посева вели визуальные наблюдения за ростом и развитием растений, а через 10, 20 и 50 дней с момента появления всходов и при завершении опыта отбирали пробы растений для радиометрии.

Таблица 25

Коэффициенты накопления радионуклидов в надземной массе растений

Растение	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
			Дерново-луговая почва			
Горох . . .	0,30	0,03	2,35	0,08	—	0,02
Ячмень . .	0,30	0,08	0,86	0,06	0,06	0,02
			Дерново-подзолистая почва			
Горох . . .	0,48	—	6,80	0,80	0,36	0,51
Ячмень . .	0,42	0,20	3,67	0,23	0,14	0,20

Примечание. Коэффициент накопления равен отношению концентраций радионуклида в растениях и в почве в расчете на сухую массу.

Таблица 26

Воздушно-сухая масса (г), концентрация (Бк/г) и общее содержание ^{60}Co (% от внесенного количества) в основных частях растений в зависимости от содержания гумуса в почве

Показатель	Контроль нерадиоактивный	Содержание гумуса в почве, %			
		3,4	5,1	13,1	16,9
Сухая масса					
надземной части	40,5 / 43,5	48,7 / 57,8	59,1 / 54,5	52,1 / 60,8	170,5 / 85,3
корней	5,8 / 5,9	5,0 / 4,4	5,8 / 4,1	5,8 / 5,8	17,3 / 6,7
Концентрация					
надземной части	—	20 / 180,0	20 / 160,0	13 / 90,0	8 / 18,0
корней	—	7250 / 4000	2480 / 3200	1930 / 1800	290 / 450
Общее содержание					
надземной части	—	0,011 / 0,110	0,012 / 0,098	0,007 / 0,061	0,012 / 0,017
корней	—	0,400 / 0,200	0,160 / 0,150	0,120 / 0,110	0,056 / 0,033

Примечание. В числителе — овес, в знаменателе — вика.

Концентрация ^{60}Co в растениях, особенно в корнях, закономерно снижается с повышением содержания гумуса в почве; общий вынос кобальта надземной массой растений (выраженный в процентах внесенного в почву количества) зависит не только от содержания гумуса в почве, но и от биологических особенностей растений (табл. 26). Так, вынос кобальта надземной массой овса составляет, в зависимости от варианта опыта, тысячные и сотые, а надземной массой вики — и десятые доли процента.

Результаты подтверждают, что поглощение радионуклидов растениями зависит как от физико-химических свойств почвы, так и от биологических особенностей растений. Радионуклиды, закрепляющиеся в почве прочнее, накапливаются растениями в меньшей степени, чем фиксирующиеся в ней менее прочно.

Имеющиеся в литературе данные о роли почвенной влаги в миграции радионуклидов в системе «почва — растение» противоречивы. В одних работах отмечается увеличение, а в других, наоборот,— снижение поступления отдельных нуклидов в растения с повышением влажности почв [31, 154, 196, 197, 283, 305, 315]. Авторы некоторых работ указывают на отсутствие какой-либо зависимости между концентрацией нуклидов в растениях и степенью увлажнения почвы [61, 134, 241, 346]. Сложность вопроса, по-видимому, в том, что разные химические элементы поглощаются из почвы в зависимости от режима ее увлажнения по-разному. Кроме того, степень влияния влажности на подвижность радионуклидов в системе «почва — растение» во многом определяется свойствами почв и биологическими особенностями растений.

В опытах по изучению накопления радионуклидов растениями в зависимости от режима почвенного увлажнения дерново-луговую и дерново-подзолистую почвы с внесенными в них радионуклидами помещали в вегетационные сосуды, после чего засевали их семенами разных видов растений. При этом использованные в опыте дикорастущие травы по своим требованиям к почвенному увлажнению в естественных условиях можно разделить на три экологические группы: 1) гигромезофиты — лисохвост луговой (*Alopecurus pratensis* L.) и бескильница Гаупта (*Puccinella Hauptiana* (Trin.) V. Krez); 2) мезофиты — овсяница луговая (*Festuca pratensis Huds.*), овсяница красная (*Festuca rubra* L.), овсяница тростниковая (*Festuca arundinaceae* Schreb.), костер безостый (*Bromus inermis* Leyss.), клевер луговой *Trifolium pratense* L.); 3) ксеромезофиты — житняк ширококолосый (*Agropyron pectiniforme* Roem et Schult,) и овсяница овечья (*Festuca ovina* L.). Таким подбором растений предполагалось приблизить один из вариантов опыта по влажности почвы к оптимальным условиям произрастания каждой из групп, оставляя их в других вариантах в менее благоприятных условиях. Влажность почвы в зависимости от варианта опыта поддержи-

вали в следующих пределах: 1) от полной до наименьшей влагоемкости (80 % от ПВ); 2) от наименьшей влагоемкости до влажности разрыва капилляров (50 % от ПВ); 3) от влажности разрыва капилляров до влажности завядания (25 % от ПВ). Это соответствовало коэффициентам обводненности 0,3; 0,2; 0,1. Выбор интервалов увлажнения обусловлен еще и тем, что при переходе от одного из них к другому резко меняются подвижность влаги в почве и доступность ее растениям.

Провели сравнительное изучение накопления шести радионуклидов растениями гороха и ячменя из дерново-луговой почвы при разных режимах ее увлажнения (табл. 27). Величина коэффициентов накопления, а следовательно, и концентрация этих нуклидов в растениях практически не зависит от влажности почвы. Если коэффициенты накопления каждого отдельного радионуклида при разных режимах увлажнения почвы остаются более или менее постоянными, то общий вынос всех изучавшихся нуклидов растениями с повышением увлажненности возрастает за счет увеличения биомассы растений на более влажной почве (табл. 28). Это подтверждается и результатами опытов с дикорастущими растениями (табл. 29). Общий вынос ^{90}Sr растениями превышает вынос ^{137}Cs примерно на порядок, а ^{144}Ce — почти на два порядка величин. Отмеченные различия особенно четко выступают при рассмотрении коэффициентов накопления этих радионуклидов (табл. 30). Этот показатель у ^{90}Sr для девяти изучавшихся видов растений варьирует от 1,2 (для овсяницы луговой) до 2,6 (для клевера лугового); у ^{137}Cs его значения колеблются от 0,04 (для овсяницы овечьей) до 0,70 (для клевера), а у ^{144}Ce они изменяются лишь в пределах от 0,01 до 0,03.

Следует отметить, что по всем трем радионуклидам наиболее высокими коэффициентами накопления среди изучавшихся видов растений обладает клевер. В целом значения этого показателя определяются химическими свойствами радионуклидов; они практически не зависят от степени увлажнения почвы и по каждому радионуклиду в среднем одинаковы для всех трех экологических групп растений.

Как показано в предыдущей главе, при коэффициентах обводненности почвы от 0,1 до 0,3 концентрация ^{137}Cs и ^{144}Ce в жидкой фазе существенно не изменяется. Видимо, с этим связана стабильность коэффициента накопления данных нуклидов у растений при указанных уровнях почвенного увлажнения. Вместе с тем концентрация ^{90}Sr в жидкой фазе изменяется в обратной зависимости от режима почвенного увлажнения, что, казалось бы, также должно отразиться на поступлении этого нуклида в растения. Отсутствие зависимости между накоплением ^{90}Sr растениями и степенью почвенного увлажнения может указывать на дополнительный (наряду с почвенным раствором) источник его поступления в растения.

Таблица 27

Коэффициенты накопления радионуклидов в надземной массе гороха (в числителе) и ячменя (в знаменателе) в зависимости от влажности дерново-луговой почвы

Коэффициент обводненности почвы	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr
0,1	0,86±0,04 / 0,52±0,03	0,27±0,01 / 0,04±0,01	9,15±0,43 / 1,65±0,10
0,2	0,81±0,06 / 0,33±0,05	0,30±0,03 / 0,13±0,02	10,80±0,28 / 1,40±0,04
0,3	0,81±0,02 / 0,55±0,05	0,28±0,01 / 0,06±0,01	9,90±0,10 / 1,65±0,06

Коэффициент обводненности почвы	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
0,1	0,16±0,04 / —	1,05±0,03 / 0,26±0,02	0,08±0,01 / 0,05±0,01
0,2	0.16±0,02 / 0,05±0,02	1,31±0,09 / 0,24±0,01	0,08±0,01 / 0,04±0,01
0,3	0,19±0,02 / 0,03±0,01	1,06±0,01 / 0,17±0,02	0,07±0,01 / 0,04±0,01

Таблица 28

Надземная масса растений и общее содержание в ней радионуклидов в зависимости от увлажненности дерново-луговой почвы, % от внесенного количества

Коэффициент обводненности почвы	Масса сухих растений, г	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
0,1	2,20 / 1,25	0,140 / 0,020	0,030 / 0,003	0,980 / 0,100	0,010 / —	0,120 / 0,018	0,008 / 0,002
0,2	3,51 / 1,67	0,160 / 0,030	0,060 / 0,010	1,930 / 0,130	0,030 / 0,003	0.230 / 0,020	0,012 / 0,003
0,3	4,15 / 2,09	0,190 / 0,050	0,060 / 0,007	2,180 / 0,180	0,040 / 0,004	0,230 / 0,018	0,014 / 0,005

Примечание. В числителе — горох, в знаменателе — ячмень.

Таблица 29

Вынос ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{144}Ce надземной массой растений разных экологических групп в зависимости от влажности дерново-луговой почвы (в числителе — 10^{-3} % от внесенного в почву количества в расчете на массу 100 растений, в знаменателе — Бк на 1 г сухого вещества)

Экологическая группа	Коэффициент обводненности	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
Гигромезофиты	0,1	9,0/2035	1,1/1400	0,2/185
	0,2	18,0/2400	5,3/2400	0,5/185
	0,3	36,0/2600	3,2/1180	0,5/185
Мезофиты	0,1	26,0/2500	6,0/3000	0,3/185
	0,2	56,0/2440	12,0/2800	0,7/111
	0,3	70,0/1960	11,0/2300	0,8/111
Ксеромезофиты	0,1	10,0/1900	2,7/1900	0,4/185
	0,2	30,0/2400	4,0/1180	0,5/185
	0,3	36,0/2300	1,7/ —	1,1/185

Таблица 30

Коэффициенты накопления радионуклидов для надземной массы растений разных экологических групп (усредненные данные для трех уровней влажности)

Экологическая группа	Растение	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
Гигромезофиты	Лисохвост луговой	1,9±0,20	0,18±0,02	0,03
	Бескильница Гаупта	1,3±0,20	0,15±0,03	0,01
	Среднее по группе	1,6±0,20	0,16±0,02	0,02
Мезофиты	Овсяница луговая	1,2±0,10	0,11±0,01	0,01
	Овсяница красная	1,4±0,20	0,08±0,01	0,01
	Овсяница тростниковая	1,3±0,15	0,14±0,02	0,01
	Костер безостый	1,5±0,20	0,33±0,02	0,02
	Клевер луговой	2,6±0,25	0,70±0,10	0,02
	Среднее по группе	1,6±0,19	0,27±0,05	0,15
Ксеромезофиты	Житняк ширококолосый	1,2±0,05	0,17±0,02	0,03
	Овсяница овечья	2,0±0,20	0,04±0,01	0,01
	Среднее по группе	1,8±0,14	0,10±0,01	0,02

Таблица 31

Концентрация ^{90}Sr в почвенном растворе и коэффициенты поступления для надземной массы в зависимости от влажности почвы

Коэффициент обводненности	Концентрация ^{90}Sr в растворе, Бк/мл	Коэффициенты поступления	
		Горох	Ячмень
0,1	120±14	450±50	70±2
0,2	70±5	810±40	110±3
0,3	40±2	1410±20	230±10

Для выяснения этого несоответствия был проведен специальный опыт, в котором изучали поступление ^{90}Sr в растения гороха и ячменя в зависимости от влажности почвы с учетом изменений концентрации радионуклида в почвенном растворе. При этом концентрирующую способность растений оценивали по величине коэффициента поступления — отношения концентраций радионуклида в сухом веществе растений и в почвенном растворе. Концентрация ^{90}Sr в почвенном растворе уменьшается с увеличением коэффициента обводненности почвы, а коэффициенты поступления в растения при этом возрастают (табл. 31). Однако этого не должно было произойти, поскольку при повышении концентрации радионуклидов в водной среде (воде, питательном растворе), как известно, соответственно увеличивается их поступление в растения, и поэтому коэффициент накопления не изменяется [121, 165]. Отмеченное противоречие можно объяснить тем, что в данном случае снижение концентрации ^{90}Sr в почвенном растворе связано не с уменьшением общего содержания нуклида в системе «почва — раствор», а с изменением влажности почвы. При этом источником поступления ^{90}Sr в растения служит не только почвенный раствор, но и почва как основное депо радионуклида.

Из данных по распределению радионуклидов между надземной массой и корневой системой растений трех экологических групп, произрастающих в условиях разной степени увлажнения, видно, что характер распределения излучателей между надземной и подземной частями растений тоже определяется лишь свойствами радионуклидов и не зависит от влажности почвы и видовых особенностей изучавшихся растений (табл. 32). Так, ^{90}Sr преимущественно (80—94 %) накапливается в надземной массе растений, ^{137}Cs распределяется более или менее равномерно, а ^{144}Ce в основном содержится в корневой системе. Аналогичные результаты получены и для других типов почв [79].

Таким образом, опыты показали, что по мере повышения влажности почвы вынос радионуклидов надземной массой ра-

Таблица 32

Распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{144}Ce между надземной (в числителе) и подземной (в знаменателе) частями растений в зависимости от влажности почвы, % от содержания в растении

Экологическая группа	Коэффициент обводненности почвы	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
Гигромезофиты	0,1	82/18	37/63	15/85
	0,2	81/19	44/56	11/89
	0,3	86/14	43/57	8/92
Мезофиты	0,1	83/17	55/45	10/90
	0,2	87/13	43/57	6/94
	0,3	89/11	53/47	11/89
Ксеромезофиты	0,1	80/20	54/46	16/84
	0,2	80/16	49/51	12/88
	0,3	94/6	66/34	40/60

стений увеличивается. Это обусловлено возрастанием биомассы растений на более влажной почве, тогда как концентрация и коэффициенты накопления радионуклидов в растениях при всех режимах увлажнения не изменяются.

3.2. ВЛИЯНИЕ ИЗОТОПНЫХ И НЕИЗОТОПНЫХ НОСИТЕЛЕЙ НА ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ

Подвижность радионуклидов в системе «почва — растение» в значительной мере определяется содержанием в среде макроколичеств их изотопных и неизотопных носителей. К настоящему времени наиболее полно изучены закономерности поступления в растения ^{90}Sr и ^{137}Cs в зависимости от содержания в почве их основных макроносителей — Ca и K. Оценены коэффициенты накопления и дискриминации радионуклидов в разных видах растений, зависимость их поступления от Ca, K, изучено распределение нуклидов и их макроносителей в разных частях и органах растений [18, 50, 87, 89, 154, 309, 331—334]. Несмотря на сходство химических свойств микро- и макрокомпонентов, полной аналогии в их поведении не наблюдается, поскольку химические элементы даже с близкими свойствами различаются по степени доступности из почвы растениям. Радионуклиды как новые ингредиенты природной среды постепенно вступают в изотопный обмен с соответствующими стабильными элементами. В первый период после попадания в почвы они находятся, как правило, в более подвижной и легко доступной растениям форме. Последнее хорошо подтверждается результатами опы-

Таблица 33

Распределение ^{45}Ca и стабильного Ca в системе «почва — раствор» в зависимости от влажности почв дерново-луговой (в числителе) и дерново-подзолистой (в знаменателе)

Коэффициент обводненности почвы	Концентрация Ca в почвенном растворе, мг/мл	Коэффициенты распределения	
		^{45}Ca	Ca
0,1	0,90/0,04	35±6/6±1	64±2/300±10
0,2	0,30/0,02	52±3/9±1	193±6/600±20
0,3	0,16/0,01	54±3/12±1	362±15/1200±30

тов по изучению поведения радиоактивного и стабильного изотопов Ca при разных режимах почвенного увлажнения.

Такие опыты с растениями гороха и ячменя проведены на дерново-луговой и дерново-подзолистой почвах, в которые предварительно вносили раствор радиоактивного кальция ($^{45}CaCl_2$). Влажность почв в вегетационных сосудах поддерживали на уровне 25, 50 и 80 % от полной их влагоемкости, что соответствовало величинам коэффициентов обводненности 0,1; 0,2 и 0,3. Опыты продолжались 30 дней, после чего определяли содержание радиоактивного и стабильных изотопов Ca в образцах растений, почв и почвенного раствора. Содержание стабильных изотопов Ca устанавливали комплексометрически, а содержание ^{45}Ca — радиометрическим методом. Коэффициенты распределения и накопления этих элементов рассчитывали по отношению к валовому содержанию стабильного изотопа Ca и радиоактивного ^{45}Ca в почве.

Результаты опытов показали, что с увеличением коэффициента обводненности почв от 0,1 до 0,3 коэффициенты распределения ^{45}Ca практически не изменяются, а стабильного изотопа Ca возрастают в 4—6 раз (табл. 33). При этом ^{45}Ca, внесенный в почву непосредственно перед опытом, обладает более высокой миграционной способностью, поскольку величины его коэффициентов распределения в 2—80 раз меньше, чем у стабильного Ca. Можно заметить, что этот показатель у стабильного Ca оказался ниже для дерново-луговой почвы. В соответствии с этим при всех режимах увлажнения концентрация Ca в растворе, выделенном из этой почвы, превышает на порядок величин таковую в растворе дерново-подзолистой почвы.

Сравнение накопления стабильного Ca растениями показывает, что из дерново-луговой почвы горох накапливает его на единицу массы несколько больше, чем из дерново-подзолистой, а концентрация Ca в надземной массе ячменя примерно одинакова (табл. 34). Казалось бы, значительные различия в концентрации Ca в почвенном растворе двух исследуемых почв

Таблица 34

Концентрация и коэффициенты накопления (КН) радиоактивного и стабильных изотопов Са для надземной массы растений в зависимости от влажности почв дерново-луговой (в числителе) и дерново-подзолистой (в знаменателе)

Коэффициент обводненности почвы	^{45}Ca		Ca	
	кБк/г сухого вещества	КН	мг/г сухого вещества	КН
	Горох			
0,1	48,1±1,1 / 196,1±7,4	6,5 / 53,0	18,2±0,5 / 9,7±0,4	0,31 / 0,81
0,2	45,9±0,7 / 255,3±9,2	6,2 / 69,0	15,4±0,3 / 11,0±0,4	0,26 / 0,92
0,3	54,8±1,1 / 277,5±3,7	5,9 / 75,0	14,5±0,3 / 14,0±0,6	0,30 / 1,20
	Ячмень			
0,1	21,5±0,3 / 140,6±7,4	2,9 / 38,0	3,3±0,06 / —	0,06 / —
0,2	17,0±0,3 / 99,9±3,7	2,3 / 27,0	3,0±0,06 / 2,6±0,50	0,05 / 0,29
0,3	19,2±0,1 / 9,5±3,7	2,6 / 25,0	2,9±0,06 / 3,1±0,40	0,05 / 0,26

Таблица 35

Накопление пар ^{90}Sr — Ca и ^{137}Cs — K надземной массой растений в зависимости от влажности почв дерново-луговой (в числителе) и дерново-подзолистой (в знаменателе), средние значения для четырех видов растений-мезофитов

Коэффициент обводненности почвы	^{90}Sr		^{137}Cs		Ca	K
	МБк/г	МБк/г Ca	МБк/г	МБк/г K	% от сухой массы	
0,1	5,8±0,5 / 42,5±6,9	1,1±0,1 / 8,8±2,2	Нет свед. / 10,2±3,2	Нет свед. / 0,55±0,15	0,52±0,04 / 0,48±0,04	2,11±0,90 / 1,87±0,15
0,2	5,6±0,6 / 40,6±7,5	1,1±0,2 / 8,5±2,2	1,8±0,6 / 9,2±2,4	0,05±0,01 / 0,37±0,03	0,49±0,08 / 0,48±0,03	3,41±0,30 / 2,48±0,92
0,3	4,5±0,3 / 36,3±4,3	1,2±0,2 / 8,7±2,1	1,2±0,4 / 8,2±1,1	0,04±0,02 / 0,43±0,09	0,36±0,03 / 0,42±0,05	2,77±0,60 / 1,88±0,17

должны повлечь за собой и более существенную разницу в накоплении этого элемента растениями. Однако прямой зависимости между содержанием Са в почвенном растворе и в растениях не наблюдается. Из дерново-луговой почвы этот элемент накапливается даже в относительно меньшем количестве, чем из дерново-подзолистой, о чем свидетельствуют более низкие величины коэффициентов накопления. Такое снижение накопления в надземных частях растений, особенно элементов минерального питания, из среды с повышенной их концентрацией является результатом барьерно-регулирующей функции корневых систем, контролирующих поток ионов в растения [197, 212, 233]. Поступление в растения ^{45}Ca определяется в основном его способностью переходить из твердой фазы почвы в почвенный раствор. Так, для дерново-луговой почвы, в которой прочность закрепления ^{45}Ca относительно велика, коэффициенты накопления на порядок величин ниже, чем для дерново-подзолистой. Из табл. 34 также следует, что значения коэффициентов накопления радиоактивного и стабильного изотопов Са для надземных частей растений практически не изменяются в зависимости от влажности почв.

Таким образом, внесенные в почву ^{45}Ca и природные стабильные изотопы Са неодинаково распределяются в системе «почва — раствор» и по-разному накапливаются в растениях. При этом ^{45}Ca обладает большей подвижностью, чем его стабильные изотопы.

Опыты по изучению поступления ^{90}Sr относительно его химического аналога Са и ^{137}Cs относительно К в зависимости от влажности дерново-луговой и дерново-подзолистой почв проводили с растениями-мезофитами: овсяницами луговой, тростниковой и красной, костром безостым. Поскольку концентрации радионуклидов и их макроаналогов в надземной массе растений разных видов оказались практически одинаковыми, приводим по каждому элементу лишь усредненные данные для всех изучавшихся видов растений (табл. 35). Видно, что содержание Са в надземной массе растений не зависит от типа почв, хотя обменного Са в дерново-луговой почве содержится почти в 10 раз больше, чем в дерново-подзолистой (см. табл. 2). Влажность почвы тоже не оказывает заметного влияния на поступление ^{90}Sr и Са в растения. Поэтому величина отношения $^{90}Sr/Ca$ в растениях при разных режимах почвенного увлажнения не изменяется. Она существенно зависит лишь от типа почвы. Максимальное значение отношения $^{90}Sr/Ca$ в растениях отмечено для дерново-подзолистой почвы, минимальное — для дерново-луговой.

Аналогичные данные получены для пары ^{137}Cs — К. Поступление этих элементов в растения также не зависит от влажности почвы и определяется всем комплексом физико-химических свойств, присущих каждой почве. Максимальные значения ве-

личин отношения $^{137}Cs/K$ в растениях также характерны для дерново-подзолистой почвы, минимальные — для дерново-луговой.

3.3. ВЛИЯНИЕ КОМПЛЕКСОНА ЭДТА НА ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ РАСТЕНИЯМИ ИЗ ПОЧВЫ

В предыдущей главе показано, что подвижность радионуклидов в системе «почва — раствор» в значительной мере зависит от того, в какой форме они находятся в растворе. Например, закомплексованные формы радионуклидов слабо поглощаются почвой, вследствие чего повышается их доступность растениям.

В настоящее время искусственные комплексоны находят все большее применение в управлении процессами накопления ряда микроэлементов и их радиоактивных изотопов растениями [80, 110, 111, 271, 275, 281, 284—286, 314, 357—359]. Отмечается также, что многие комплексоны, естественно синтезируемые в организмах, играют большую роль в минеральном обмене, образуя с малоподвижными ионами металлов комплексные соединения и переводя их тем самым в транспортную форму [198, 199, 335, 352—354].

В биологических исследованиях наиболее широкое применение получил комплексон ЭДТА $C_{10}H_{16}O_8N_2$ — этилендиаминтетрауксусная кислота). Это вещество, как указывалось, образует с рядом радионуклидов устойчивые комплексные соединения, обладающие значительной подвижностью в системе «почва — раствор». Поэтому с ним была проведена большая серия опытов. Их проводили в вегетационных сосудах с дерново-луговой почвой, в которую вносили радионуклиды соответствующих химических элементов в форме простых солей и комплексных соединений с ЭДТА. Сосуды засевали семенами гороха и ячменя, а через 30 дней после появления всходов в растениях определяли содержание изучавшихся радионуклидов.

Fe, Co и Y, внесенные в почву в виде комплексных соединений, легко десорбируются водой (табл. 36). Следовательно, их комплексы с ЭДТА в почве не разрушаются. Комплексонаты Sr, Cs и Ce оказались в почве неустойчивыми, на то указывает одинаково прочная их фиксация почвой в обоих вариантах опыта. В соответствии с этим первая группа радионуклидов в закомплексованной форме накапливается растениями в значительно большем количестве, чем при внесении в виде простых солей, а миграционная способность второй группы в присутствии ЭДТА не изменяется.

Интересными оказались результаты опытов, в которых изучали влияние разных количеств комплексона на поступление ^{60}Co из почвы в растения. Вносимый в почву исходный раствор Co — ЭДТА имел различные по молярности соотношения комплексона и кобальта. Результаты опытов показали, что Co, внесен-

Таблица 36

Десорбция из почвы и коэффициенты накопления радионуклидов в надземной массе растений при внесении их в почву в форме простых солей и комплексов с ЭДТА

Вариант опыта	Десорбция водой, % от содержания в почве	Коэффициент накопления	
		Горох	Ячмень
^{59}Fe	2,2	0,30	0,30
^{59}Fe — ЭДТА	70,0	6,30	1,60
^{60}Co	5,0	0,07	0,01
^{60}Co — ЭДТА	85,0	1,09	0,06
^{90}Sr	7,0	1,90	—
^{90}Sr — ЭДТА	9,0	2,30	—
^{91}Y	5,8	0,08	0,08
^{91}Y — ЭДТА	61,0	0,76	0,25
^{137}Cs	1,0	0,06	—
^{137}Cs — ЭДТА	1,0	0,02	—
^{144}Ce	1,4	0,02	0,02
^{144}Ce — ЭДТА	1,6	0,03	0,01

Таблица 37

Концентрация радионуклидов в надземной части гороха (I) и ячменя (II) в зависимости от температуры поливной воды, Бк/г

Радионуклид	Температура поливной воды, °С	Дерново-луговая почва		Дерново-подзолистая почва	
		I	II	I	II
^{59}Fe	2	129±30	16±3	79±7	73±14
	20	95±11	17±2	199±9	339±54
	50	230±44	28±2	357±96	270±94
^{60}Co	2	20±2	5±1	840±140	25±2
	20	24±3	4±1	1613±220	66±17
	50	92±27	12±2	950±82	59±11
^{90}Sr	2	290±23	69±4	1760±109	95±4
	20	180±9	30±2	2510±80	151±29
	50	360±39	68±2	3431±140	159±20
^{137}Cs	2	68±9	15±6	1024±160	44±2
	20	103±21	21±2	870±66	32±1
	50	90±14	38±9	967±42	48±2

ный в почву в форме комплексоната, накапливается растениями в большем количестве, чем в контроле. При этом с увеличением содержания комплексона в среде концентрация радионуклида в растениях постепенно снижается, что, по-видимому, обусловлено наличием в среде свободных молекул ЭДТА и его комплексов с другими катионами, которые вступают в конкурентные отношения с комплексом Co — ЭДТА при поступлении его в растения.

Таким образом, ЭДТА повышает мобильность в системе «почва — растение» тех радионуклидов, с которыми комплексон образует устойчивые внутрикомплексные соединения. К числу таких нуклидов относятся ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{91}Y. Комплексонаты ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{144}Ce в почве либо не образуются, либо быстро разрушаются.

3.4. ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРНЫХ УСЛОВИЙ НА ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ РАСТЕНИЯМИ ИЗ ПОЧВЫ

Поведение радионуклидов в почвенно-растительном покрове определяется, наряду с другими факторами, температурными условиями. Показано, например, что процессы вымораживания и перегрева почв влияют на прочность закрепления в них ^{90}Sr и ^{137}Cs [176, 253]. В настоящее время изучается возможность использования подогретых вод АЭС для орошения [259, 269]. Применение таких вод в сельском хозяйстве может вызвать сдвиг в температурном балансе почв и параметрах миграции химических элементов.

Для изучения особенностей поглощения радионуклидов растениями из почв при разной температуре нами проведены две серии опытов. В первой оценивали влияние температуры поливной воды на поступление радионуклидов в растения. Опыты проводили в условиях закрытого вегетационного домика в сосудах, заполненных дерново-луговой и дерново-подзолистой почвами. Подопытные растения ежедневно поливали водопроводной водой с внесенными в нее радионуклидами, температура поливной воды 2, 20 и 50 °С при концентрации радионуклидов 0,5 МБк/л. Влажность почвы поддерживали на уровне 60 % от полной влагоемкости и контролировали весовым способом. Опыт продолжался 60 дней, после чего надземную массу растений срезали и озоленные пробы подвергали радиометрическому анализу.

Результаты показали, что концентрация радионуклидов в надземной массе растений незначительно изменяется в разных вариантах опыта (табл. 37). Различия в большинстве случаев статистически недостоверны ($P=0,05$). Уровни накопления нуклидов растениями зависят в основном от биологических особенностей изучавшихся видов и типа почвы. Вместе с тем отмечается увеличение поступления ^{59}Fe в надземную массу растений

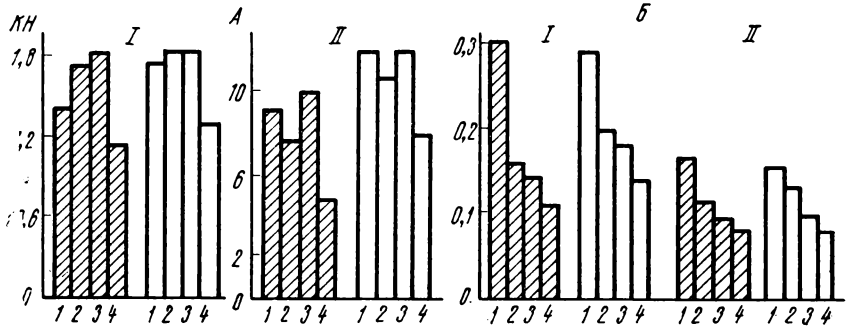


Рис. 25. Накопление ^{90}Sr (*А*) и ^{137}Cs (*Б*) проростками гороха из почв, хранившихся при разных температурах.

Почвы: *I* — дерново-луговая, *II* — дерново-подзолистая. *Заштриховано* — листья, *не заштриховано* — стебли. Температура хранения, °С: *1* — (—11), *2* — (+20), *3* — (+50).

при повышении температуры поливной воды. Это может быть связано как с отмеченным в главе 1 увеличением подвижности радионуклида в системе «почва — раствор» при относительно высоких температурах, так и с более интенсивным включением его в процессы метаболизма растений.

Методика проведения второй серии отличалась тем, что дерново-луговую и дерново-подзолистую почвы равномерно перемешивали с растворами ^{90}Sr и ^{137}Cs (7 МБ/кг) и затем выдерживали в запаянных полиэтиленовых пакетах в течение 1,5 лет при температурах — 11, +2, +20, +50 °С. Весной почву, выдержанную в различных температурных условиях, помещали в вегетационные сосуды и засевали семенами гороха. Растения поливали водопроводной водой при температуре +2, +20 и +50 °С. Температуру воздуха круглосуточно поддерживали около 20 °С, а влажность почвы на уровне 60 % от полной влагоемкости.

Известно, что по содержанию радионуклидов в проростках можно достаточно обоснованно прогнозировать их поведение во взрослых растениях [62, 262]. В связи с этим продолжительность наших опытов составляла 14 дней. Как и в первой серии опытов, результаты подтвердили отсутствие зависимости накопления радионуклидов растениями от температуры поливной воды. Поэтому приводим величины коэффициентов накопления, усредненные для разных температур поливной воды (рис. 25). Различия в накоплении ^{90}Sr растениями из почв, выдержанных при разных температурах, в большинстве случаев статистически недостоверны. Накопление ^{137}Cs растениями в крайних вариантах опыта изменяется примерно в 2 раза.

Вместе с тем коэффициенты накопления ^{137}Cs у растений, произрастающих на дерново-подзолистой почве, приближаются к таковым для дерново-луговой. Казалось бы, это противоречит установившимся представлениям о бо́льшей биологической до-

ступности Cs из подзолистых почв по сравнению с почвами черноземного типа. Можно предположить, что отмеченное выравнивание коэффициентов накопления является следствием происходящего со временем в почвах «старения» радионуклида. В основе этого явления лежит переход изотопов в необменное состояние и увеличение энергии связи сорбированных ионов с почвенно-поглощающим комплексом, который в дерново-подзолистой почве завершается быстрее, чем в почвах черноземного типа [161, 232].

3.5. ВЛИЯНИЕ УСЛОВИЙ ПОЛИВА НА ПОСТУПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ

К настоящему времени в большинстве дикорастущих и культурных растений обнаружены и количественно определены практически все изотопы природных радиоактивных семейств [22, 280, 361]. При этом показано, что наибольшей миграционной способностью в системе «почва — растение» обладает радий и коэффициенты его накопления для многих видов растений могут быть больше единицы [23, 30, 37, 38, 55, 90]. Считается, что в биогеохимии урана растениям принадлежит исключительная роль, хотя величины коэффициентов накопления этого элемента часто оказываются меньше единицы. Содержание естественных радионуклидов в растительном организме зависит от биологических особенностей растений, их возраста и концентрации этих нуклидов в почве. В целом по доступности для растений из почвы основные радионуклиды располагаются в ряду: Ra>U>Th [42, 126, 144, 211, 237, 311].

Интенсивная хозяйственная деятельность человека и внедрение новых технологий приводят к увеличению масштабов поступления естественных радионуклидов из недр земли на поверхность и вовлечения их в биологический круговорот. Так, сбросные шахтные воды и отходы рудоперерабатывающей промышленности, используемые для орошения, удобрения и мелиорации в сельском хозяйстве, наряду с полезными компонентами могут содержать повышенные количества U, Th, Ra, Po, Pb. Поэтому изучение закономерностей поведения представителей тяжелых естественных радионуклидов в системе «почва — растение» в настоящее время привлекает все большее внимание.

Нами была оценена подвижность радионуклидов Ra, Pb и Po в системе «почва — растение» при использовании для полива сельскохозяйственных растений минерализованных шахтных вод.

Опыты проводили в металлических лизиметрах размером 100×100×35 см, размещенных на специальной площадке. Для сбора лизиметрических вод дренажные трубки выводили в траншею, где размещали приемные емкости. В каждый лизиметр помещали по 360 кг каштановой почвы, после чего почву уплотняли,

увлажняли и засевали проклюнувшимися семенами овса из расчета 600 шт/м^2. Полив осуществляли шахтной водой и водопроводной (контроль) с суммарным содержанием в них солей 1,56 и 0,18 г/л соответственно. Химическая характеристика поливных вод и водной вытяжки каштановой почвы приведена в табл. 38. Анализ химического состава шахтных вод с точки зрения пригодности их для полива растений показывает высокое содержание в них ионов Na^+ и Cl^-. Хотя концентрация радионуклидов в шахтной воде заметно выше, чем в водопроводной, по предварительным расчетам, она не позволяла получить достоверных данных о поступлении нуклидов в растения и выносе их из почв. Поэтому в шахтную воду при поливе добавляли ^{226}Ra в виде водного раствора $^{226}RaCl_2$, что повысило его концентрацию до $1{,}5 \cdot 10^3$ Бк/л, а концентрацию ^{210}Pb и ^{210}Po — до $0{,}8 \cdot 10^3$ Бк/л. Растения поливали один раз в неделю, начиная с появления всходов, двумя способами: напуском воды на поверхность почвы и дождеванием. При этом исходили из нормы орошения 3000 м^3/га, нормируя каждый полив так, чтобы в приемник вытекало 1—2 л лизиметрической воды. Лизиметрические воды, поступившие в приемник в течение вегетационного сезона, объединяли и из них отбирали пробы для химического и радиохимического анализов.

По окончании вегетационного сезона растения срезали, определяли их высоту и взвешивали. Затем отбирали пробы почв, усредненные по всей глубине лизиметра. Пробы почв, воды и растений анализировали по методикам, принятым в агрохимическом анализе [1, 17]. Содержание ^{226}Ra определяли γ-спектрометрически и радиохимически, а ^{210}Pb и ^{210}Po — радиохимическим методом [19].

Следует отметить, что способ полива при одинаковой оросительной норме, а также дополнительное внесение в воду радионуклидов не оказали заметного влияния на рост, развитие и биомассу растений. При этом концентрация радия и полония в зерне овса при поливе водопроводной водой (контроль) составила единицы, а в надземной массе и корнях — десятки Бк/кг в расчете на сухую массу (табл. 39). В случае полива шахтной водой с добавкой нуклидов содержание ^{226}Ra и ^{210}Pb (Po) в растениях на один-три порядка величин выше, чем в контроле. Концентрация радия и полония в надземной массе и зерне при поливе шахтной водой дождеванием в 2—10 раз выше, чем при поливе напуском. В соответствии с этим и коэффициенты накопления изученных элементов оказались в первом случае выше, чем во втором. Это указывает на большую роль внекорневого загрязнения надземных частей растений при поливе дождеванием [125]. В корнях растений содержание нуклидов при разных способах полива сохраняется на одинаковом уровне.

В условиях полива водопроводной водой растениями выносится из почвы 0,13—0,17 % от общего содержания радионукли-

Таблица 38

Химическая характеристика поливных вод и водной вытяжки каштановой почвы

Показатель	Поливная вода, мг/л		Водная вытяжка из почвы, мг/100 г
	Водопроводная	Шахтная	
HCO_3^-	93,0	170,0	29,6
Cl^-	6,0	515,0	5,1
SO_4^{-2}	24,0	264,5	37,0
Ca^{+2}	20,2	86,3	27,5
Mg^{+2}	12,3	57,4	8,5
K^+	1,0	3,0	3,5
Na^+	5,0	330,2	4,3
P_2O_5	Не обн.	Не обн.	0,2
^{226}Ra*	0,02	2,50	Не обн.
^{210}Pb	Не обн.	0,08	»
^{210}Po	»	0,02	»

* Концентрация естественных радионуклидов, Бк/л.

Таблица 39

Концентрация (Бк/кг) и коэффициенты накопления ($n \cdot 10^{-2}$) радионуклидов в растениях

Поливная вода	Способ полива	Часть растения *	^{226}Ra		^{210}Pb (Po)	
			Бк/кг	КН	Бк/кг	КН
Водопроводная (контроль)	Дождевание	З	2	10	4	17
		НМ	11	43	7	34
		К	41	186	31	140
Шахтная (опыт)	То же	З	265	15	63	13
		НМ	6400	370	1520	300
		К	6600	390	1660	330
	Напуск	З	28	2	6	1
		НМ	2930	230	980	190
		К	5200	400	1250	240

* З — зерно, НМ — надземная масса, К — корни.

Таблица 40

Вынос радионуклидов из почвы надземной массой растений (*а*) и лизиметрическими растворами (*б*), 10^{-2} %

Поливная вода	Способ полива	^{226}Ra		^{210}Pb		^{210}Po
		а	*б*	*а*	*б*	*б*
Водопроводная	Дождевание	17	2,6	13	1,80	0,58
Шахтная	То же	110	0,14	74	0,34	0,15
	Напуск	57	0,08	50	0,26	0,16

дов в лизиметре (табл. 40). Полив загрязненной шахтной водой приводит к увеличению выноса ^{210}Pb до 0,5—0,7 %, а ^{226}Ra — до 0,6—1,1 %. Максимальные величины выноса этих элементов отмечены в вариантах с поливом способом дождевания. В этом случае надземная масса растений выносит в 1,5—2 раза больше радионуклидов, чем при поливе напуском.

Содержание нуклидов в лизиметрических водах на один — три порядка величин ниже, чем в растениях (см. табл. 40). При использовании шахтной воды, обогащенной Ra и продуктами его распада, хотя и наблюдается некоторое увеличение выноса из почвы водно-растворимых форм радионуклидов, в процентном выражении эта величина оказывается в 5—10 раз меньше, чем в опыте с поливом водопроводной водой. Очевидно, Ra, Pb и Po, поступившие в почву, полно поглощаются и прочно закрепляются в ней, вследствие чего переход радионуклидов в лизиметрические воды происходит непропорционально их поступлению с поливной водой.

Общее представление о судьбе радионуклидов, поступающих в почву с поливной водой, дают результаты баланса, приходную часть которого составляет поступление радионуклидов с поливной водой, а расход складывается из выноса их лизиметрическими водами и надземной массой растений (табл. 41). В условиях проведенного эксперимента основное количество радионуклидов, поступающих с поливной водой, задерживается в почве. Вынос лизиметрическими водами и надземной массой растений практически не изменяет приходную часть баланса. Вместе с тем использование для полива шахтной воды в сотню раз повышает поступление в почву Na и Cl по сравнению с водопроводной водой. Такое поступление основных элементов-загрязнителей может со временем привести к ухудшению водно-физических свойств почв и сформировать новый очаг радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова.

3.6. ВЛИЯНИЕ УДОБРЕНИЙ НА ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ

Внесение минеральных и органических удобрений существенно влияет на поступление радионуклидов из почвы в растения. Как правило, систематическое применение удобрений приводит к снижению перехода излучателей в сельскохозяйственную продукцию. Вместе с тем сами удобрения (в первую очередь фосфорные) могут быть обогащены тяжелыми естественными радионуклидами. Концентрации этих нуклидов в фосфорных удобрениях варьируют в широких пределах, приближаясь или даже превышая таковые в почвах. Из-за большого количества производимых удобрений и обширности районов их применения они становятся одним из источников поступления естественных радионуклидов в окружающую среду [49, 53, 145]. При этом за-

Таблица 41

Баланс радионуклидов в орошаемых почвах, Бк/м²

Поливная вода	Способ полива	Статья баланса *	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Водопроводная	Дождевание	П	8,4	Следы	Следы
		Р	2,1/13,5**	1,4/10,7	0,5/Нет свед.
		Б	—7,2	—	—
Шахтная	То же	П	$4,5\cdot10^5$	$1,6\cdot10^5$	$1,6\cdot10^5$
		Р	6,2/5110	5,6/1220	2,5/Нет свед.
		Б	$4,4\cdot10^5$	$1,58\cdot10^5$	—
	Напуск	П	$4,5\cdot10^5$	$1,6\cdot10^5$	$1,6\cdot10^5$
		Р	3,6/2570	4,4/806	2,7/Нет свед.
		Б	$4,4\cdot10^5$	$1,59\cdot10^5$	—

* П — приход, Р — расход, Б — баланс.
** В числителе — лизиметрические растворы, в знаменателе — растения.

Таблица 42

Содержание фосфора в почвах и растениях

Почва	Вариант *	Масса 10 растений, г	Р, мг/100 г	
			В почве	В сухой массе растений
Дерново-луговая	БУ	6,19±0,46	29,0±0,9	145,2±17,6
	С	9,56±0,46	46,4±1,5	325,6±13,2
	А	11,96±0,76	51,6±1,4	356,4±22,0
Дерново-подзолистая	БУ	6,41±0,73	13,9±0,6	110,0±17,6
	С	8,07±0,19	35,4±1,5	277,2±13,2
	А	11,33±0,66	35,2±0,8	365,2±17,6
Каштановая	БУ	10,55±0,54	38,4±2,0	246,0±22,0
	С	11,90±0,40	55,0±1,1	346,0±17,6
	А	11,38±0,86	62,5±2,0	435,0±17,6

* Здесь и в табл. 43: БУ — без удобрения, С — суперфосфат, А — аммофос.

Таблица 43

Поступление фосфора в растения из почвы и удобрений

Почва	Вариант	Усвоено растениями, %		Коэффициент накопления		
				^{32}P	Р стабильный	
		Из почвы	Из удобрений		Из почвы	Из удобрений
Дерново-луговая	БУ	100	—	—	5,0	—
	С	19	81	11,1	2,0	15,1
	А	19	81	22,4	2,3	13,0
Дерново-подзолистая	БУ	100	—	—	7,9	—
	С	0	100	16,2	0,0	12,9
	А	1	99	20,6	1,2	16,3
Каштановая	БУ	100	—	—	6,4	—
	С	52	48	11,8	5,4	11,3
	А	39	61	15,3	4,6	10,8

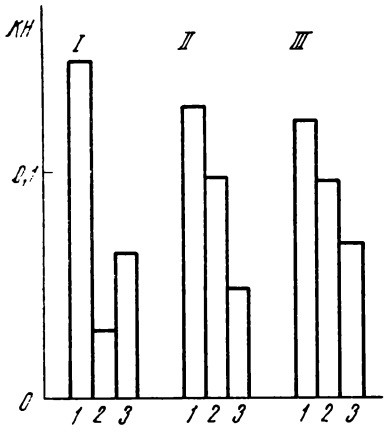


Рис. 26. Влияние фосфорных удобрений на накопление ^{238}U в растениях.
Почвы: *I* — дерново-подзолистая, *II* — каштановая, *III* — дерново-луговая. Варианты опыта: *1* — ^{238}U, *2* — ^{238}U+суперфосфат, *3* — ^{238}U+аммофос.

кономерности поступления тяжелых естественных радионуклидов в растения, доступность их из почвы и удобрений остаются слабо изученными.

В серии вегетационных опытов исследовали влияние суперфосфата и аммофоса на поступление ^{238}U из почв в растения гороха. На примере этих удобрений, меченых ^{32}P, оценены также уровни поступления фосфора в растения из почвы и удобрений. Опыты проводили с тремя типами почв: дерново-луговой (горизонт А), дерново-подзолистой (горизонт А2) и каштановой (горизонт А пах.). ^{238}U в виде раствора азотно-кислого уранила ($UO_2(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$) вносили в весь объем почвы из расчета 10 мг/кг. Фосфорные удобрения (меченые ^{32}P) также равномерно перемешивали с почвой, причем суперфосфат вносили из расчета 400, а аммофос — 500 мг/кг P_2O_5. С таким количеством удобрений в почву поступало 2 и 4 МБк ^{32}P в составе суперфосфата и аммофоса соответственно. Содержание ^{32}P в образцах почв и растений определяли радиометрически, а стабильного фосфора и ^{238}U — колориметрическим методом. Фосфор извлекали из почв обработкой 0,2н раствором HCl при соотношении твердой и жидкой фаз 1 : 100. При такой экстракции в раствор переходят в основном доступные растениям формы почвенных фосфатов.

Использованные в опыте количества урана не оказали угнетающего действия на рост и развитие растений. В то же время добавка фосфорных удобрений в дерново-луговую и дерново-подзолистую почвы привела к увеличению массы надземной части (табл. 42). Внесение удобрений в каштановую почву не оказало влияния на урожай растений. Исходное содержание доступного растениям фосфора в этой почве достаточно высоко и представляет, по-видимому, для растений оптимальное значение. Во всех удобренных почвах запас усвояемых фосфатов больше, чем в неудобренных, что способствует увеличению концентрации фосфора в надземной массе растений.

С помощью радиоактивной метки (^{32}P) нами определено количество фосфора, поступающего в растения из почвы и удобрений (табл. 43). Доступность естественно присутствующего в почве фосфора заметно ниже, чем радиоактивного и стабильно-

го изотопов, внесенных с удобрениями. При этом доступность почвенных фосфатов снижается под влиянием фосфорных удобрений. Это хорошо видно в опыте с дерново-подзолистой почвой, где в вариантах с внесением удобрений практически весь фосфор поступает в растения из фонда легкоусвояемых фосфорных удобрений. Внесение удобрений снижает также поступление ^{238}U в растения, что особенно отчетливо проявляется в опытах с дерново-подзолистой почвой (рис. 26).

3.7. СПОСОБЫ СНИЖЕНИЯ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ

Выше изложены некоторые закономерности поведения радионуклидов в модельных системах «почва — раствор» и «почва — растение» в широком диапазоне изменения физико-химических и экологических факторов среды. Такой анализ облегчает поиск путей изменения темпов миграции радионуклидов и разработку способов, обеспечивающих снижение их поступления в растения.

Как показали проведенные исследования, в миграции радионуклидов в почвах большое значение имеют щелочно-кислотные условия среды. От них прежде всего зависят физико-химическое состояние и форма элементов и, как следствие, их подвижность. Смещение величины pH в сторону щелочных значений вызывает снижение подвижности легкогидролизующихся радионуклидов. Вместе с тем и снижение поступления в растения слабогидролизующихся радионуклидов, таких как ^{90}Sr и ^{60}Co, под действием кальциевых соединений происходит тоже в основном в связи с нейтрализацией почвенной кислотности [86, 177, 263]. Поэтому такой агротехнический прием, как известкование, оказывается наиболее эффективным на кислых ненасыщенных основаниями почвах [56—58, 279].

Снижение поступления радионуклидов в растения может быть следствием их конкурентных взаимоотношений с входящими в состав удобрений макроэлементами, прежде всего с неизотопными носителями. Исходя из конкурентных взаимоотношений пар ^{90}Sr — Ca и ^{137}Cs — K можно ожидать существенного влияния солей Ca и K на переход основных осколочных радионуклидов в растения. Действительно, внесение в почву кальциевых соединений оказалось эффективным приемом, обеспечивающим снижение поступления в растения ^{90}Sr, а применение калийных удобрений приводит к уменьшению поступления ^{137}Cs [98, 257]. При этом наибольшее снижение поступления ^{137}Cs в растения отмечается, когда эти удобрения вносятся в почву с малым содержанием доступного калия [133, 317, 318].

Уменьшение накопления радионуклидов растениями обеспечивает внесение таких удобрений, с компонентами которых радионуклиды образуют малорастворимые соединения. Так, фосфорные удобрения способствуют повышению прочности закреп-

ления ряда радионуклидов за счет соосаждения их с труднорастворимыми фосфатами [63]. Подбор сочетаний органических и минеральных удобрений, каждое из которых обладает специфическим воздействием на тот или иной радионуклид, оказывается эффективным приемом, используемым для снижения загрязнения растительной продукции. Эффективность этого приема зависит также от общего увеличения урожая на удобренной почве и разбавления вследствие этого количества радионуклидов, приходящихся на единицу массы растений.

Постепенное снижение доступности радионуклидов растениям со временем происходит вследствие эффекта «старения». Он связан с тем, что радионуклиды как новые ингредиенты окружающей среды вступают в изотопный обмен со стабильными нуклидами тех же элементов. В первый период после попадания в почвы радионуклиды находятся, как правило, в более доступной для поглощения корнями растений форме. В дальнейшем эта доступность снижается, поскольку нуклиды вступают в сложные почвенно-химические реакции с возможным включением в кристаллические структуры глинистых минералов. К числу радионуклидов с высокими темпами «старения» можно отнести ^{137}Cs, ^{226}Ra и ^{232}Th [161, 291].

Одним из результативных приемов, дающих снижение накопления радионуклидов в растениях при поступлении их из почвы, является перемещение загрязненного слоя почвы в более глубокие горизонты. Такая запашка «загрязненного» радионуклидами слоя на глубину до 40—60 см приводит к 2—30-кратному уменьшению их перехода в различные виды растений. Это сильнее проявляется у видов с мочковатой корневой системой и в меньшей степени — у растений со стержневым корнем [96—98]. Показано, что при естественном зарастании таких участков по мере их освоения растениями и животными количество радионуклидов, выносимых на дневную поверхность, заметно возрастает [219]. Кроме того, глубокая запашка верхнего наиболее плодородного слоя почвы неизбежно ведет к ухудшению физико-химических свойств почв и снижению ее плодородия. Поэтому применение запашки должно сочетаться с внесением органических и минеральных удобрений, компенсирующих убыль естественного плодородия.

Снижение поступления радионуклидов из почвы в растения достигается также подбором для выращивания на «загрязненных» участках соответствующих сельскохозяйственных культур. Естественно, что на территориях с высокой плотностью загрязнения следует выращивать растения, обладающие низкими коэффициентами накопления. К таким растениям относятся овес, ячмень, пшеница и другие злаковые, а также некоторые технические культуры. Зерно, выращенное на «загрязненных» участках, можно использовать в качестве семенного материала для возделывания растений за пределами зоны загрязнения [60,

98]. На участках с относительно низкой плотностью загрязнения рекомендуется размещать кормовые культуры, используя их на сено, сенаж, силос и т. п., поскольку продукты животноводства всегда являются более «чистыми» по сравнению с кормами. Участки с незначительной плотностью загрязнения можно выделить под продовольственные культуры. При этом в первую очередь следует занимать почвы, содержащие повышенное количество кальция, фосфора, гумуса, илистой фракции и обладающие, следовательно, высокой емкостью поглощения, а также более прочно удерживающие радионуклиды.

Учитывая конкретные особенности почвенно-климатических условий «загрязненного» региона, перечисленные способы снижения поступления радионуклидов в растения можно применять в различных сочетаниях с тем, чтобы выбранная система земледелия могла обеспечить получение сельскохозяйственной продукции с минимальным содержанием радионуклидов.

Глава 4

МИГРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

Факторы, определяющие степень подвижности радионуклидов в относительно простой системе «почва — раствор» (физико-химические свойства почвы, химическая природа радионуклидов, pH раствора, режим почвенного увлажнения, концентрация изотопных и неизотопных носителей, присутствие в системе различных комплексонов, удобрений и др.), в значительной степени влияют на их подвижность в более сложной системе «почва — растение». Миграционная способность радионуклидов в системе «почва — растение», кроме того, зависит от биологических особенностей растений, глубины запашки загрязненного слоя почвы, режима и способа полива. Как указывалось, все перечисленные факторы в разных сочетаниях используются для снижения поступления радионуклидов в растения в случае радиоактивного загрязнения почвы.

В настоящей главе для сравнения приводятся результаты исследований миграции и распределения радионуклидов в еще более сложной системе «почва — растительный покров» естественных биогеоценозов.

4.1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ МИГРАЦИИ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

Эксперименты проводили на Южном Урале в Ильменском государственном заповеднике им. В. И. Ленина (Челябинская область) с использованием метода мелкоделяночного моделирования природных биогеоценозов [117]. Один участок находился в березняке разнотравно-злаковом, другой — в сосняке ягодниковом.

На первом участке древостой представлен березой с небольшой примесью осины. Сомкнутость крон 0,6, возраст 50—90 лет, бонитет III. В подросте порослевая осина 3—5-летнего воз-

раста, распределение равномерное. Подлесок редкий, высотой 50—60 см, представленный ракитником (*Cytisus ruthenicus* Fisch). Высота травяного покрова 25—30 см, общее покрытие 60 %. В составе травяного покрова встречаются сныть (*Aegopodium podagraria* L.) и злаки (обильно), василистник (*Thalictrum aguilegifolium* L.), подмаренник (*Galium boreale* L.), клевер (*Trifolium medium* L.), вероника (*Veronica officinalis* L.), герань (*Geranium pratense* L.), тысячелистник (*Achillea millefolium* L.) и ряд других растений.

На втором участке древостой чистый сосновый, 120—130 лет. Сомкнутость крон 0,5, бонитет III. Подрост сосны обильный в возрасте 5—10 лет, высота 50—70 см, распределение равномерное. Подлесок редкий из ракитника. В травяном покрове имеются злаки, а также брусника (*Vaccinium vitis — idaea* L.), костяника (*Rubus saxatilis* L.), купена (*Poligonatum officinalis* All.), кровохлебка (*Sanguisorba officinalis* L.), сочевичник весенний (*Orobus vernus* Bernh.), борец (*Aconitum excelsum* Rchb.), герань, подмаренник и тысячелистник. Общее покрытие 50—60%, высота 20—40 см.

Почвы на обоих участках бурые, горно-лесные, близкие по химическому и механическому составам (табл. 44). Почвообразующими породами являются рыхлые элюво-делювиальные отложения гранито-гнейсов.

На выбранных участках закладывали экспериментальные площадки размером 1 × 1 м. На них ранней весной до появления растительности поверхностным поливом вносили радионуклиды ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce в виде водных растворов хлористых солей из расчета ~185 МБк каждого радионуклида на отдельную опытную площадку. В конце вегетационного сезона (через 4 мес после внесения радионуклидов) все опытные площадки разбирали, за исключением площадок с ^{60}Co и ^{137}Cs, которые разбирали соответственно через два и три года после внесения радионуклида. При разборке учитывали надземную и корневую части растений, массу почвы в слоях по 5 см до глубины 30 см и массу лесной подстилки. Содержание радионуклидов в растениях определяли по общепринятой методике после озоления, а в почве — после высушивания ее до воздушно-сухого состояния.

Данные, характеризующие распределение радионуклидов по компонентам почвенно-растительного покрова двух естественных биогеоценозов, представлены в табл. 45. Можно заметить, что надземная масса растений выносит на дневную поверхность лишь десятые или сотые доли процента от внесенного количества нуклидов. Этот вынос, очевидно, зависит как от биомассы растений на опытной площадке, так и от их видового состава. Содержание радионуклидов в корнях примерно на один-два порядка величин больше, чем в надземной массе. Существенным компонентом биогеоценоза, задерживающим в себе радионукли-

Таблица 44

Физико-химическая характеристика почв опытных участков

Участок	Горизонт	pH		Гумус, %	Обменные основания, мг·экв/100 г почвы		Механический состав по фракциям (мм), %		
		водный	солевой		Ca	Mg	1—0,01	0,01—0,001	<0,001
Лиственный лес	A	5,4	4,5	4,82	13,80	5,90	72,0	13,9	13,6
	B	5,8	4,8	2,77	6,50	3,30	80,9	7,5	8,8
	C	6,0	4,7	—	—	—	83,1	10,4	5,4
Хвойный лес	A	5,6	4,9	4,60	9,80	4,40	81,0	10,8	6,9
	B	5,9	5,0	1,43	7,70	3,10	85,5	13,6	0,4
	C	6,6	4,5	—	—	—	91,3	4,0	4,3

Таблица 45

Распределение радионуклидов в почвенно-растительном покрове двух естественных биогеоценозов (*1* — лиственный лес, *2* — хвойный), % от внесенного количества

Компонент	^{59}Fe		^{60}Co		^{90}Sr		^{91}Y	^{137}Cs		^{144}Ce
	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1
Надземная масса растений	0,27	0,39	0,04	0,25	0,34	0,08	0,03	0,03	0,06	0,06
Корни	2,85	9,50	32,36*	1,54	1,70	16,60	1,62	0,30	4,02	1,64
Подстилка	24,50	11,91	11,70	7,20	35,91	48,40	22,30	27,17	8,66	20,30
Почва (всего)	72,38	78,20	55,90	91,01	62,05	34,92	76,05	72,50	87,26	78,00
По слоям, (см)										
0—5	36,92	40,60	50,20	75,01	53,89	31,30	61,40	40,00	50,50	51,68
5—10	18,26	18,80	3,20	8,30	4,27	2,40	6,07	20,30	30,50	17,41
10—15	6,41	13,80	1,40	6,30	1,14	0,72	4,29	6,20	4,30	5,13
15—20	7,50	4,40	1,10	1,40	1,13	0,50	4,29	2,90	1,20	3,78
20—25	3,29	0,60	—	—	0,38	—	—	3,10	0,58	—
25—30	—	—	—	—	1,24	—	—	—	0,18	—

* Высокое содержание кобальта объясняется случайным скоплением большой массы корней в зоне данной площадки.

ды, является лесная подстилка. Так, в ней удерживаются до 27 и 48 % ^{137}Cs и ^{90}Sr соответственно. В большинстве случаев на опытных площадках, заложенных в лиственном лесу (березняке), содержание радионуклидов в подстилке выше, чем на площадках в сосняке. Это, по-видимому, связано с большими массой и сорбционной емкостью подстилки, формирующейся в березняке, по сравнению с таковой в хвойном лесу. Основное количество радионуклидов сосредоточено в верхнем слое почвы (0—5 см). При этом все нуклиды в той или иной степени

мигрируют в более глубокие слои. Это особенно хорошо видно по усредненным данным их распределения по слоям почвы, %:

Глубина, см	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
0—5	51,2	85,9	88,2	81,4	56,4	65,8
5—10	24,8	7,5	7,2	7,7	31,1	22,5
10—15	13,0	4,8	1,9	5,5	6,8	6,5
15—20	7,8	1,8	1,6	5,4	2,7	5,2
20—25	3,2	—	0,1	—	2,5	—
25—30	—	—	1,0	—	0,5	—

Из всех радионуклидов наименьшей подвижностью в почве в природных условиях обладает ^{60}Co. Через два года после внесения он почти на 86 % задерживается в верхнем (0—5 см) слое почвы. Слабой подвижностью характеризуются также ^{90}Sr и ^{91}Y; их содержание в верхнем слое через 4 мес после внесения составило соответственно 88 и 81 %. Наибольшая подвижность отмечена для ^{59}F, ^{137}Cs и ^{144}Ce. Относительно малое содержание ^{137}Cs в верхнем слое почвы объясняется, вероятно, большей продолжительностью опытов с этим радионуклидом по сравнению с другими. Последнее подтверждается специальными опытами с ^{137}Cs и ^{90}Sr, в которых изучали миграцию радионуклидов в почвах сопряженных между собой по стоку естественных участков горно-лесного ландшафта за равные промежутки времени.

Опытные площадки закладывали на вершине, в средней части и у подножия восточного склона Ильменского хребта (высота 450—500 м над ур. м., крутизна склона 5—10 °), в спелых сосновых древостоях, произрастающих соответственно на примитивно-аккумулятивной, буроземовидной и дерново-подзолистой почвах. Тип леса на вершине хребта — сосняк брусничный, в средней части склона — сосняк ягодниковый, у подножия — сосняк разнотравно-папоротниковый, сменяющийся сфагново-торфяным болотом верхового типа.

В растительном покрове верхового болота основной фон составляет сфагнум гладкий (*Sphagnum teres*) с участием сфагнума оттопыренного (*Sphagnum squarrosum*) и политрихума обыкновенного (*Polytrichum commune*). Под покровом живых мхов формируются обводненные оторфованные образования.

Примитивно-аккумулятивная почва по механическому составу относится к супеси, буроземовидная и дерново-подзолистая — к суглинкам (табл. 46). Водный режим в сосняке брусничном — промывного типа и характеризуется почти ежегодным сильным летним дефицитом почвенной влаги. В ягодниковом и разнотравно-папоротниковом сосняках водный режим периодически промывного типа и дефицит почвенной влаги не столь заметен [131].

На выбранных участках освобождали от подстилки площадки размером 10×10 см. В одном случае подстилки замачивали

Таблица 46

Физико-химическая характеристика почв сопряженного по стоку участка ландшафта

Элемент рельефа	Тип биогеоценоза	Почва	Горизонт (глубина, см)	pH водной суспензии	Гумус, %	Обменные основания, мг-экв/100 г почвы		Механический состав по фракциям (мм), %		
						Ca	Mg	1,0—0,01	0,01—0,001	<0,001
Вершина хребта	Сосняк брусничниковый	Примитивно-аккумулятивная	A0 (0—6)	4,7	—	—	—	—	—	—
			A1 (6—15)	5,3	14,7	27,5	4,6	81,5	9,2	9,2
			AC (15—25)	5,4	1,4	3,2	0,3	85,2	8,1	6,5
Средняя часть склона	Сосняк ягодниковый	Буроземовидная	A0 (0—4)	5,2	—	—	—	—	—	—
			A1 (4—9)	5,7	10,8	16,5	4,7	62,3	22,7	14,9
			A1A2 (9—20)	5,5	1,1	3,4	1,6	65,3	19,7	14,9
			BC (20—25)	5,6	0,5	1,3	1,1	61,1	22,0	16,7
Подножие склона	Сосняк разнотравно-папоротниковый	Дерново-подзолистая	A0 (0—4)	5,1	—	—	—	—	—	—
			A1 (4—12)	5,2	2,4	8,8	2,4	58,6	24,3	16,9
			AC (12—35)	5,3	0,5	8,0	1,9	68,8	21,1	10,1

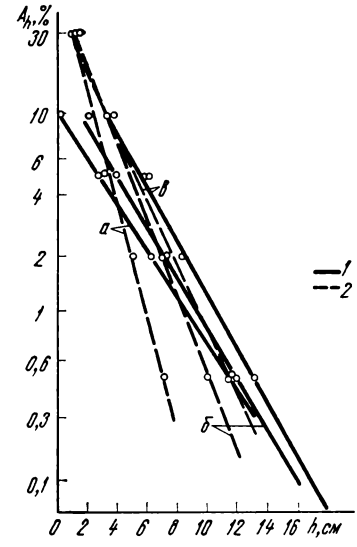


Рис. 27. Вертикальное распределение ^{90}Sr (*1*) и ^{137}Cs (*2*) в почвах на вершине (*а*), в средней части (*б*) и у подножья склона (*в*).

в водном растворе $^{90}SrCl_2$, в другом — в растворе $^{137}CsCl$, после чего их в равных по массе количествах укладывали на ранее освобожденные места. В каждую экспериментальную площадку вносили примерно по 740 МБк ^{90}Sr и ^{137}Cs. Через 4 года после внесения радионуклидов отбирали образцы почвы и подстилки в виде элементарных объемов размером 10×10×5 см вверх и вниз от места внесения по склону. Из каждого тщательно перемешанного образца готовили среднюю пробу, которую высушивали и растирали. Содержание радионуклидов в образцах определяли радиометрически.

К моменту завершения опыта, т. е. через 4 года после внесения нуклидов в лесную подстилку, почти во всех экспериментальных точках, расположенных за пределами места внесения, относительное содержание ^{90}Sr оказалось заметно выше, чем ^{137}Cs. Следовательно, в целом в почвенном профиле обследованных участков стронций оказался более подвижным, чем цезий. Об этом же свидетельствуют графики вертикального распределения радионуклидов в почвах (рис. 27). На всех экспериментальных участках распределение радионуклидов по глубине почвы достаточно хорошо описывается экспоненциальной зависимостью:

$$A_h = A_0 \exp\left(-0{,}693\frac{h}{h_0}\right),$$

где A_0 и A_h — соответственно содержание радионуклидов на поверхности почвы и на глубине h; h_0 — глубина полумиграции, численно равная расстоянию от поверхности, на котором содержание радионуклида в почве снижается наполовину [118, 119]. Из параметров уравнений регрессии A_h по h, представленных ниже, видно, что глубина полумиграции ^{90}Sr в 1,3—2,5 раза выше таковой ^{137}Cs. Следовательно, стронций на всех участках перемещался в глубь почвы быстрее, чем цезий:

Местоположение опытных площадок на склоне	Параметры уравнений регрессии			
	Для ^{90}Sr		Для ^{137}Cs	
	A_0, %	h_0 см	A_0, %	h_0 см
Вершина	10	2,5	61	1,0
Средняя часть	16	2,3	52	1,4
Подножие	26	2,2	42	1,7

Таким образом, опыты в естественных условиях показали, что наиболее подвижными радионуклидами в почвах естественных биогеоценозов являются ^{59}Fe и ^{144}Ce. Это обусловлено физико-химическим состоянием этих элементов в почвенном растворе, поскольку, как следует из опытов в системе «почва — раствор», при pH 6—8 в исследуемых почвах микроколичества железа и церия способны переходить в несорбируемые формы. По сравнению с другими радионуклидами ^{90}Sr в естественных условиях оказался менее подвижным в почве, чем можно было ожидать по данным лабораторных и вегетационных опытов. Это связано как с эффектом «старения» и переходом радионуклида со временем в необменное состояние, так и с выравниванием скорости миграции нуклидов под влиянием сезонных изменений режима увлажнения.

В связи с изложенным представляют интерес опыты со ^{90}Sr на естественных площадках тундрового ландшафта на Северном Урале. Для экспериментов выбрали участок в районе стационара «Харп» Института экологии растений и животных УрО АН СССР (Ямало-Ненецкий национальный округ). Участок включал вершину моренной гряды, ее склон и подножье склона (сфагново-торфяное болото). Почвенный покров на вершине гряды представлен поверхностно-глеевыми тяжелосуглинистыми почвами. В растительном покрове преобладали мхи, лишайники, багульник, брусника. На склоне гряды сформированы торфянисто-поверхностно-глеевые тяжелосуглинистые почвы. В них слой мха (0—4 см) резко сменялся маломощным гумусовым горизонтом A1. У подножья склона располагалось сфагново-торфяное болото, в котором под слоем сфагновых мхов имелся хорошо выраженный оторфованный горизонт мощностью 15—20 см, резко переходящий в горизонт G. Описанные почвы характеризовались кислыми значениями pH солевой вытяжки (3,1—4,5), содержание гумуса в них изменялось от 6 % для горизонта A1 до десятых долей процента в горизонтах Bgl и G. Сумма обменных оснований составляла 10—20 мг·экв/100 г почвы. На выбранных участках закладывали экспериментальные площадки размером 10×10 см. В каждую вносили раствор $^{90}SrCl_2$ радиоактивностью ~19 МБк, без добавления изотопного носителя. Для этого слой зеленого мха (0—2 см) предварительно срезали, замачивали в соответствующем объеме раствора радионуклида и затем вновь укладывали его в равных по массе количествах на ранее освобожденные места. Разборку площадок произвели через 1 и 2 года после внесения радионуклида. Их разбирали в двух направлениях от места внесения, квадратами 10×10 см. Слой каждого квадрата в растительно-моховом покрове составлял 2 см, а в почве — 5 см. Из каждого тщательно перемешанного образца отбирали среднюю пробу, в которой содержание ^{90}Sr определяли радиометрически.

Изолинии концентраций ^{90}Sr в почвенно-растительном про-

филе средней части склона (мелкокочкарная тундра) и сфагново-торфяного болота (подножие склона) через 1 и 2 года после внесения радионуклида позволяют сравнить ореолы рассеяния радионуклидов в разных биогеоценозах (рис. 28). Независимо от типа биогеоценоза основная часть ^{90}Sr мигрирует за пределы места внесения в первый же год эксперимента. В последующем темпы миграции радиостронция снижаются. Некоторое увеличение миграции ^{90}Sr отмечено в горизонтальном направлении от места внесения в сфагново-торфяном болоте по сравнению с мелкокочкарной тундрой. В вертикальном направлении ^{90}Sr мигрировал практически одинаково в обоих типах биогеоценозов, что, по всей вероятности, связано с близостью вечной мерзлоты, ограничивающей миграционные процессы в самых верхних слоях почвенно-растительного покрова. Оси максимальной миграции ^{90}Sr во всех случаях отклонены от вертикали. Это объясняется, с одной стороны, неоднородностью структуры почвенно-растительного покрова, а с другой — процессами деформации и «вспучивания» его под влиянием вечной мерзлоты.

Вертикальное распределение $^{90}Sr(A_h)$, рассчитанное по осям максимальной миграции (рис. 29), в обоих биогеоценозах примерно одинаково и удовлетворительно аппроксимируется линейной зависимостью вида: $A = A_0 - bh$ (A_0 — содержание ^{90}Sr в месте внесения радионуклида; b — размерный коэффициент, характеризующий градиент изменения концентрации ^{90}Sr с глубиной h). Отмеченный линейный характер зависимости вертикального распределения ^{90}Sr может указывать на то, что в условиях тундры при постоянном избыточном увлажнении почвенно-растительного покрова заметную роль в миграции радионуклида приобретает конвективный перенос с внутрипочвенным стоком, что со временем приводит к самоочищению биогеоценозов тундры от ^{90}Sr.

4.2. ^{90}Sr И ^{137}Cs ГЛОБАЛЬНЫХ ВЫПАДЕНИЙ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

При искусственном внесении радионуклидов в верхние слои почвы или в лесную подстилку поступление их в растения происходит преимущественно путем корневого поглощения. Вместе с тем основным реальным источником радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова являются глобальные радиоактивные выпадения из атмосферы долгоживущих радионуклидов при ядерных испытаниях, а также локальные воздушные выбросы техногенных радионуклидов, связанные с работой предприятий ядерного топливного цикла. Непосредственно в период выпадений из атмосферы наибольшее значение приобретает аэральное загрязнение наземных частей растений. Впоследствии, в результате отмирания наземной растительности, листо-

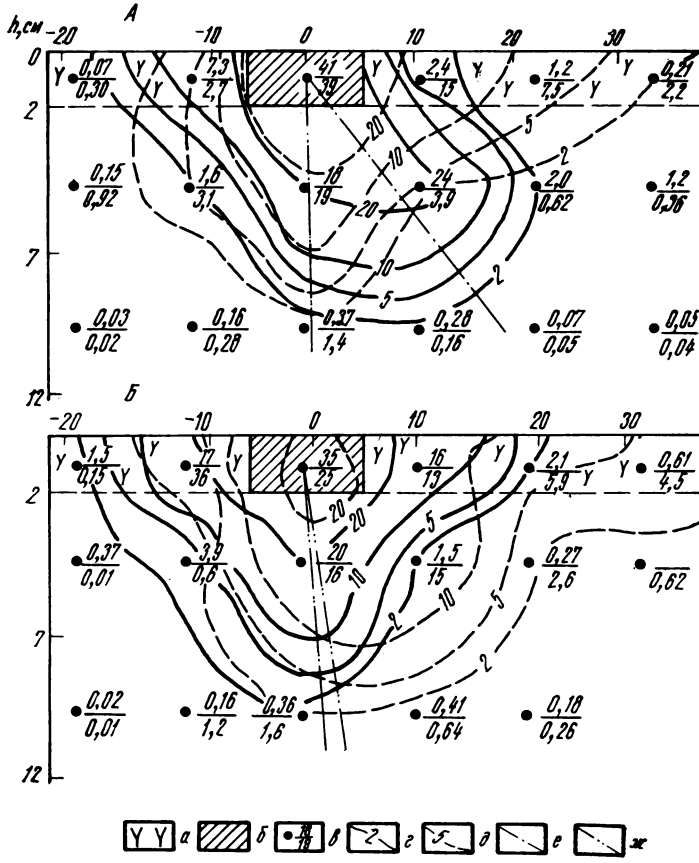


Рис. 28. Распределение ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове субарктической тундры через один (*А*) и два (*Б*) года после внесения.

а — растительно-моховой покров, *б* — место внесения ^{90}Sr, *в* — относительное содержание ^{90}Sr (числитель — середина склона, знаменатель — его подножье), *г*, *д* — изолинии концентраций ^{90}Sr в почвенном профиле середины и подножья склона соответственно, *е*, *ж* — оси максимальной миграции ^{90}Sr.

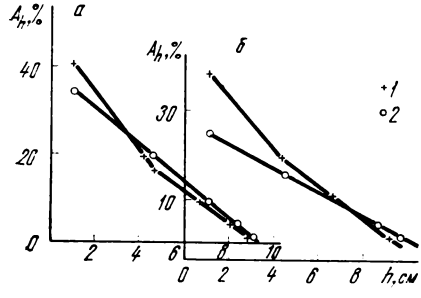


Рис. 29. Вертикальное распределение ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове середины склона (*а*) и подножья (*б*) через один (*1*) и два (*2*) года после внесения радионуклида.

пада, вымывания атмосферными осадками и ряда других причин значительная доля радионуклидов, первично задержанных растительным покровом, попадает в почву. Идущие далее процессы пространственно-временного перераспределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове зависят от природно-климатических условий региона, свойств почв, типа растительности, геоморфологического строения местности и всех тех факторов, которые рассматриваются для систем «почва — раствор» и «почва — растение». Под влиянием совокупного воздействия этих факторов протекают отмеченные в литературе процессы перераспределения долгоживущих ^{90}Sr и ^{137}Cs в природных экосистемах и аккумуляции их в почвах речных долин, пойм и бессточных понижениях рельефа [153, 234, 235].

В середине 60-х годов нами были начаты исследования миграции и распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs глобального происхождения в почвенно-растительном покрове геохимически сопряженных участков ландшафта на Северном и Южном Урале. Почвенно-ботаническое описание этих участков приведено в предыдущем разделе. На сопряженных по стоку элементах рельефа закладывали почвенные разрезы, из генетических горизонтов которых отбирали образцы почв. Там же отбирали образцы травянистых растений. В пробах почв и растений ^{90}Sr определяли радиохимически по дочернему ^{90}Y, а ^{137}Cs — γ-спектрометрическим методом на многоканальном γ-анализаторе АИ-256.

В период интенсивных глобальных выпадений концентрации радионуклидов в растительном покрове и почвах элювиальных и аккумулятивных участков тундрового ландшафта оказались практически одинаковыми (табл. 47). Однако характер распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно- растительном покрове исследованных участков различный. На вершине гряды и на склоне наиболее высокая концентрация нуклидов обнаруживалась в растениях. В подстилке концентрация радионуклидов снижалась почти на порядок величин, а в почвенных горизонтах составляла десятки и единицы Бк/кг. На сфагново-торфяно-болотном участке, расположенном у подножия склона, не наблюдалось преимущественного накопления ^{137}Cs и особенно ^{90}Sr в растительном покрове. Между старыми оторфованными частями мха и приростом текущего года Sr распределялся более или менее равномерно, тогда как Cs концентрировался в нарастающей части мха.

Поскольку генетические горизонты почв и растения различаются по удельному весу, содержание в них радионуклидов было пересчитано на единицу площади. Анализ полученных данных показал, что основное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs на всех участках удерживалось в растительном покрове и верхних слоях почвы. Однако ^{90}Sr обладает большей миграционной способностью как в ландшафте в целом, так и в профилях различных типов почв. На это указывают изменение запаса радионуклидов в почвенно-

Таблица 47

Распределение ^{90}Sr *(1)* и ^{137}Cs *(2)* в почвенно-растительном покрове тундры

Почва	Горизонт (глубина, см)	Бк/кг сухого вещества		Бк/м²		Sr/Cs
		1	2	1	2	
Поверхностно-глеевая (вершина гряды)	Растительный* покров	976±85	1410±76	1254	2098	0,6
	A1 (2—7)	80±12	107±23	1139	1110	1,0
	Bgl (7—12)	18±6	33±1	410	1106	0,5
	(12—17)	14±2	Не обн.	455	Не обн.	—
	G (17—22)	14±2	»	436	»	—
Всего		—	—	3807	4314	0,9
Торфянисто-поверхностно-глеевая (средняя часть склона)	Растительный* покров	589±65	1432±38	1025	3160	0,3
	A0 (2—4)	202±23	141±29	174	433	0,4
	A1 (4—9)	4±0,4	23±1	96	981	0,1
	Bgl (9—14)	2±0,4	Не обн.	140	Не обн.	—
	Bgl (14—19)	2±0,8	»	67	»	—
	C (19—24)	1±0,4	»	37	»	—
Всего		—	—	1576	4573	0,3
Сфагново-торфяно-болотная (подножие склона)	Растительный* покров	1000±252	1505±93	810	1290	0,6
	T1 2—7	1536±252	644±35	2180	1390	1,6
	T2 7—12	756±48	163±19	2080	385	5,4
	12—17	197±82	Не обн.	1040	Не обн.	—
	G 17—22	19±8	»	600	»	—
Всего		—	—	6710	3060	2,2

*В растительный покров включены также слой мхов (0—2 см) и находящаяся в нем корневая система высших растений.

растительном покрове на разных участках геохимического профиля и различные величины отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$. Если на вершине гряды это отношение в профиле почв составляет в среднем 0,9, то на склоне — 0,3. Последнее свидетельствует о более интенсивном выносе стронция из элювиальных и трансэлювиальных участков. Этот вывод хорошо подтверждается относительным обогащением радиоактивным стронцием сфагново-торфяно-болотного участка, расположенного у подножия склона, где отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ достигает величины, равной 2,2.

Интересно отметить, что относительное обогащение стронцием торфяного горизонта увеличивалось с глубиной. Так, отношение стронция к цезию в приросте сфагнового мха текущего года составляло 0,6, в оторфованном слое на глубине 2—7 см — 1,6, а в слое 7—12 см — 5,4. Подобный характер распределения радионуклидов в толще торфяного горизонта объясня-

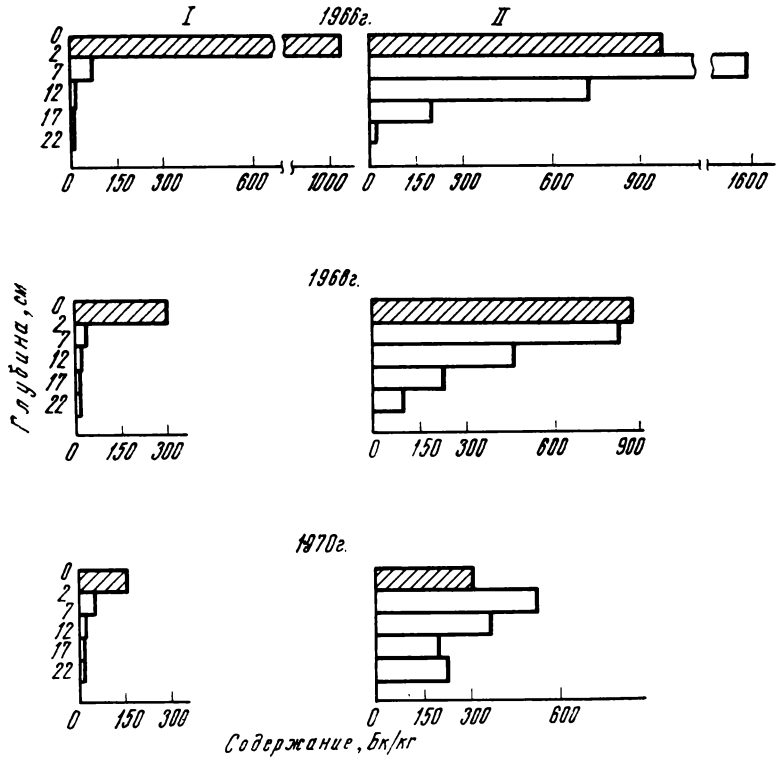


Рис. 30. Распределение ^{90}Sr по профилю почв.
I — вершина гряды, *II* — подножье склона. *Заштриховано* — растительный покров.

ется, по-видимому, тем, что наиболее интенсивный вынос стронция относительно цезия происходит в начальный период после радиоактивных выпадений; в последующем процессы миграции Sr относительно Cs замедляются, что связано с более прочным закреплением ^{90}Sr в оторфованных образованиях [137].

Данные изменения содержания ^{90}Sr в почве и растениях субарктической тундры за более поздний период (1966—1970 гг.) показывают, что отмеченные закономерности распределения ^{90}Sr в исследованных почвах сохраняются в течение ряда лет (рис. 30). Так, на вершине моренной гряды ^{90}Sr в основном концентрируется в растениях, а на сфагново-торфяно-болотном участке — и в верхних оторфованных горизонтах. Во всех случаях концентрация радионуклида в профиле заболоченного участка значительно выше, чем на вершине моренной гряды. Это еще раз свидетельствует об относительном обогащении аккумулятивных участков тундрового ландшафта ^{90}Sr за счет выноса его со стоком из элювиальных и трансэлювиальных участков. Как на

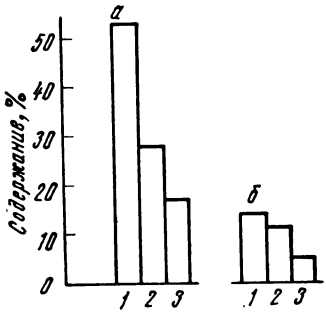


Рис. 31. Изменение содержания ^{90}Sr в растениях на вершине моренной гряды (*а*) и на сфагново-торфяном болоте (*б*).
Годы: *1* — 1966, *2* — 1968, *3* — 1970.

вершине гряды, так и на сфагново-торфяном болоте, концентрация ^{90}Sr в растениях снизилась со временем в 3—5 раз, что, вероятно, связано со снижением уровней прямого загрязнения растений выпадениями ^{90}Sr из атмосферы после прекращения крупных ядерных испытаний. Концентрация ^{90}Sr в генетических горизонтах обследованных почв за это время изменилась не столь существенно (имеющиеся различия в большинстве случаев статистически недостоверны), однако тенденция к уменьшению концентрации радионуклида в верхних слоях почв явно прослеживается.

Прослежена концентрация ^{90}Sr в надземной массе растений двух участков ландшафта, выраженная в процентах от общего содержания его в верхнем 20-сантиметровом слое почвы и в произрастающей на этой почве растительности (рис. 31). Относительное содержание ^{90}Sr в растительном покрове на вершине моренной гряды в несколько раз выше, чем в растительности сфагново-торфяного болота. За время наблюдений общее содержание радионуклида в растениях в первом случае снизилось с 53 до 17 % от такового в почвенно-растительном покрове, а во втором — с 14 до 5 %, т. е. практически в 3 раза. Столь резкое снижение концентрации ^{90}Sr в растениях должно было привести к повышению содержания его в верхних слоях почвы. Однако, по нашим данным (см. рис. 30), концентрация ^{90}Sr в почве со временем не увеличивается, а даже уменьшается. Количественно этот процесс нельзя отнести только за счет радиоактивного распада ^{90}Sr. По-видимому, он обусловлен выносом радионуклида из биогеоценозов поверхностными и почвенно-грунтовыми водами.

Резюмируя результаты изучения распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове сопряженных участков тундрового ландшафта, следует отметить, что в период интенсивных глобальных выпадений максимальная концентрация нуклидов отмечается в растениях. При этом ^{90}Sr характеризуется большей миграционной способностью, что приводит к обогащению им почв аккумулятивных участков. Со временем происходит снижение содержания этого радионуклида в почвенно-растительном покрове, свидетельствующее о самоочищении биогеоценозов тундры.

Представляло интерес рассмотреть распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в геохимически сопряженном участке ландшафта в период ста-

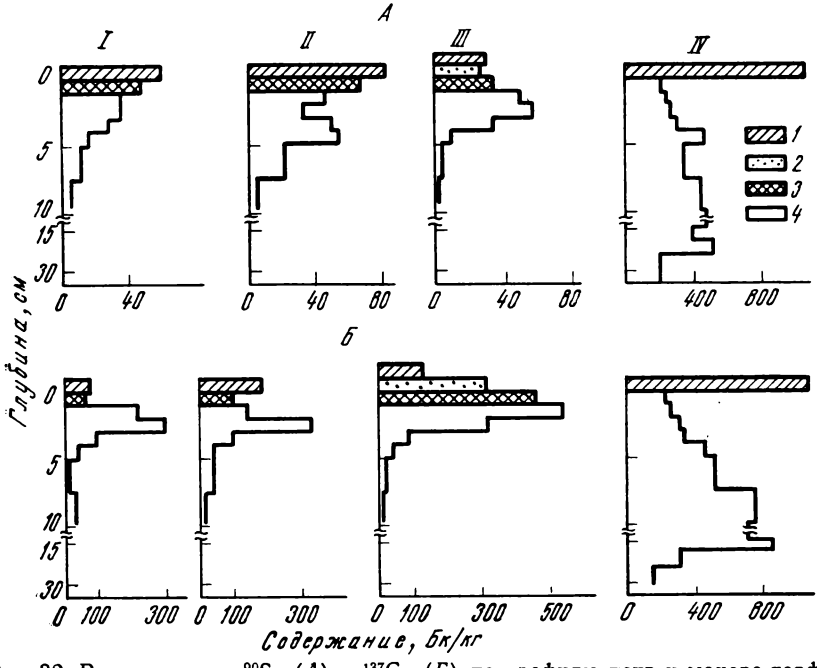


Рис. 32. Распределение ^{90}Sr (*А*) и ^{137}Cs (*Б*) по профилю почв и мохово-торфянистых отложений.

I — водораздел, *II* — середина склона, *III* — его подножье, *IV* — верховое болото. *1* — растительный покров, *2* — опад, *3* — лесная подстилка, *4* — почва.

билизации радионуклидных выпадений из атмосферы. Для этого в качестве объекта исследований был выбран практически не подвергающийся антропогенному воздействию участок на Южном Урале, в Ильменском государственном заповеднике. На вершине, в средней части и у подножия склона этого участка закладывали почвенные разрезы, образцы из которых отбирали слоями мощностью 1—2 см до глубины 10 см. В местах отбора проб срезали надземную массу травянистых растений.

При отборе проб мхов в сфагново-торфяном болоте из оторфованного субстрата вырезали слои мощностью до 15 см, которые делили на три части. Мощность верхней части, куда входила зеленая нарастающая верхушка сфагновых мхов, составляла 2—3 см, а средней и нижней — по 5—6 см каждая. Оторфованные образования срезали послойно до глубины 30 см. Одновременно из болота были взяты пробы воды.

Изучение распределения радионуклидов в почвах показало, что спустя два десятилетия после введения моратория на испытания ядерного оружия ^{90}Sr более или менее равномерно распределился в растительном покрове, лесной подстилке и почвенных слоях, охватывающих верхние 5 см (рис. 32). С глубиной

его концентрация снижается в 2—3 раза. Содержание ^{137}Cs в растительном покрове и почве в среднем в 4—5 раз выше, чем ^{90}Sr. При этом во всех трех почвах выявляется слой, характеризующийся максимальной концентрацией в нем радиоцезия. Он располагается непосредственно под лесной подстилкой и представляет собой наиболее гумусированную часть горизонта А.

Особая картина складывается в сфагново-торфяном болоте. Концентрация радионуклидов во мхах и торфянистых отложениях в 10—30 раз выше, чем в почвенно-растительном покрове. В 30-сантиметровой толще оторфованных мхов ^{90}Sr распределяется равномерно, а максимальные концентрации ^{137}Cs приурочены к глубине 10—20 см. Как в моховом покрове, так и в торфянистых отложениях концентрации обоих радионуклидов близки.

Сходными оказались и коэффициенты накопления радионуклидов, представляющие отношение их концентраций в мохово-торфянистых образованиях и в воде. В оторфованной толще мхов они в среднем составляют 360 и 200, а в «живых нарастающих мхах» — 280 и 135 единиц для Sr и Cs соответственно. Сравнительный анализ содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в сфагновом мхе верхового болота и некоторых видах наземных растений, произрастающих в непосредственной близости от этого болота, показал, что концентрация радионуклидов во мхах в 2—20 раз выше, чем в представителях высших растений:

Растение	^{90}Sr	^{137}Cs
Сфагновый мох .	74±7	360±81
Хвощ	36±6	58±20
Таволга	15±1	31±16
Сныть	27±4	61±33

Содержание радионуклидов в почвах и мохово-торфянистых отложениях болота было пересчитано на единицу площади (1 м^2). При таком способе выражения результатов наибольшее содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах обнаруживается на глубине соответственно 5—7,5 и 2—3 см. В мохово-торфянистых образованиях максимум обоих радионуклидов находится в слое 10—20 см. Эти данные позволили оценить запас излучателей в исследуемых объемах почв и болотных образований (табл. 48). Независимо от положения почв в ландшафте, запас радионуклидов в них удерживается приблизительно на одном уровне и составляет 1200—1500 и 4600—6800 Бк/0,1 м^3 для ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно. Более высокое содержание ^{137}Cs может быть связано как с первоначальным преобладанием его по сравнению со ^{90}Sr в составе глобальных выпадений, так и с меньшей миграционной способностью и фиксацией в кристаллических решетках вторичных почвенных минералов [228]. Отношение Sr/Cs в почвах различных участков изученного ландшафта

Таблица 48

Запас радионуклидов в почвенно-растительном и мохово-торфянистом покрове естественных биогеоценозов, Бк

Место отбора проб	Почва	Объем монолита, м³	Запас		
			^{90}Sr	^{137}Cs	Sr/Cs
Водораздел	Бурая лесная, примитивно-аккумулятивная	0,1	1524±322	6778±899	0,22
Середина склона	То же	0,1	1398±267	4630±573	0,30
Подножие склона	Болотно-глеевая оторфованная	0,1	1194±251	4906±755	0,24
Верховое болото	Мохово-торфянистые отложения	0,1	2016±414	2937±414	0,69
		0,3	4228±400	5920±1198	0,71

меньше единицы, а в мохово-торфянистых отложениях верхового болота оно приближается к единице.

Запас ^{90}Sr в верхнем 10-сантиметровом слое мохово-торфянистой толщи болота приблизительно одинаков, а ^{137}Cs — несколько ниже, чем в почвах. С увеличением глубины оторфованных отложений содержание обоих радионуклидов возрастает примерно в 2 раза. В результате запас Sr в аккумулятивном участке ландшафта в 2—3 раза выше, чем в почвах элювиальных и трансэлювиальных участков, а отношение Sr/Cs в мохово-торфянистых отложениях верхового болота приближается к единице.

Таким образом, попадая на земную поверхность в составе глобальных радиоактивных выпадений, ^{90}Sr и ^{137}Cs перераспределяются в почвенно-растительном покрове геохимических сопряжений, накапливаясь в бессточных понижениях рельефа. Этому способствует специфика почвенно-растительного покрова, представленного в гумидной зоне в таких понижениях мохово-торфянистыми образованиями. В период интенсивных выпадений наибольшая концентрация радионуклидов обнаруживается в растениях, в период стабилизации наблюдается аккумуляция ^{137}Cs в почвах под слоем лесной подстилки, а ^{90}Sr на глубине 5—7 см. В болотных экосистемах максимум содержания радионуклидов смещается в нижележащие оторфованные слои мха.

В целом в геохимическом профиле ^{90}Sr оказывается подвижнее ^{137}Cs. Однако в верховом болоте соотношение процессов поглощения и закрепления ^{90}Sr и ^{137}Cs в живых и отмерших, оторфованных мхах складывается так, что результирующая скорость вертикального перемещения радионуклидов оказывается примерно одинаковой. Выравниванию темпов миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs по глубине мохово-торфянистых образований в

определенной степени способствует высокая обводненность последних, являющаяся важным фактором миграции обоих излучателей в естественных экосистемах.

4.3 МХИ КАК НАКОПИТЕЛИ РАДИОНУКЛИДОВ

Изучение особенностей распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов выявило высокую концентрирующую способность мхов. Действительно, в силу ряда эколого-морфологических особенностей этой группы растений (широкого ареала распространения, видового разнообразия, медленного нарастания биомассы, большой сорбционной емкости и прочности фиксации высокодисперсных радиоактивных частиц, выпадающих из атмосферы) ей принадлежит существенная роль в процессах первичного перехватывания и аккумулирования радионуклидов, поступающих на земную поверхность. Так, в моховом покрове лесных биогеоценозов может сосредоточиваться более 50 % всех запасов радионуклидов, поступающих с глобальными выпадениями, а концентрация излучателей во мхах, как правило, превышает таковую в высших наземных растениях [235, 236, 256, 348]. Вследствие длительной консервации значительной части ежегодного прироста мохового покрова и слабого использования его в пищу организмами других трофических уровней, мхи могут служить местом длительного накопления и захоронения радиоактивных выпадений.

Нами изучены накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs разными видами мхов из водных растворов и твердых субстратов, а также прочность закрепления и распределение этих нуклидов в подопытных растениях. Для некоторых видов мхов, относящихся по месту обитания к разным экологическим группам, получены данные по накоплению ^{90}Sr и ^{137}Cs, поступающих на земную поверхность с выпадениями из атмосферы. Из группы напочвенных зеленых мхов исследовали *Hylocomium splendens, Pleurozium schreberi* и *Rhytidiadelphys triguertus;* представителем эпифитных мхов служил *Climacium dendroides,* а болотных — *Sphagnum squarrosum.*

В опытах с водными культурами отдельные растения мхов высаживали в стеклянные сосуды, содержащие 1 л воды (pH — 6,8; Ca^{++} и Mg^{++} — 0,8 и 0,5 мг·экв/л соответственно) с внесенными в нее радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs в количестве 0,7 МБк/л. Растения размещали в сосудах так, что только их нижняя часть была погружена в радиоактивный раствор. Через 13 сут (этого времени достаточно для установления равновесного распределения радионуклидов в системе) определяли содержание их в растениях и воде. Затем часть растений для изучения распределения в них радионуклидов разделяли на боковые и осевые побеги, а часть помещали в чистую воду. Для исследования динамики процесса десорбции радионуклидов из живых тканей мхов производили смену воды в сосудах через 1, 2, 3, 4, 6, 8, 10 и 12 сут с момента начала опыта.

В опытах с твердыми субстратами использовали озерный песок и полуразложившуюся лесную подстилку (содержание углерода 0,06 и 82,5 % соответственно). Субстраты с внесенными в них радионуклидами (7,4 МБк/кг) помещали в вегетационные сосуды и увлажняли до полной влагоемкости. В сосуды высаживали два вида мха: *Pleurozium schreberi* и *Climacium dendroides*. Опыт продолжался 30 дней; в течение этого времени поддерживали заданный уровень влажности, осуществляя контроль весовым способом. По окончании опыта растения извлекали из сосудов, тщательно промывали водой, после чего часть их разделяли на боковые, осевые и верхушечные побеги, а другую часть помещали в чистую воду, смену которой производили через те же промежутки времени, как и в опытах с водными культурами.

Коэффициенты накопления радионуклидов у всех видов мхов при их выращивании на водной среде оказались весьма близкими, они составляют 500—800 единиц для наземных и эпифитных мхов и порядка 1000 единиц для сфагнума (рис. 33). Из твердых субстратов исследуемые радионуклиды накапливаются в значительно меньших количествах. Так, коэффициенты накопления ^{90}Sr у мхов при выращивании их на озерном песке составляют 50 и 100 единиц для *Pleurozium schreberi* и *Climacium dendroides* соответственно, а при выращивании на лесной подстилке они не превышают десятых долей единиц. Коэффициенты накопления ^{137}Cs у мхов, произрастающих на твердых субстратах, варьируют в пределах от 0,2 до 4,0 единиц. При этом из обогащенной органическим веществом лесной подстилки этот нуклид накапливается с коэффициентами, на порядок величин превышающими таковые для озерного песка. Повышенное поступление ^{137}Cs в растения из почв, обогащенных органическим веществом, отмечалось в литературе [274, 289]. Авторы объясняют это снижением прочности закрепления радиоцезия в сорбентах, содержащих значительные количества органического вещества.

При определении содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в моховой растительности и субстратах, на которых она произрастает в природных условиях, исследовали группу зеленых напочвенных мхов (*Hylocomium splendens, Pleurozium schreberi, Rhytidiadelphys triquetrus*), субстратом для которых служили лесная подстилка и верхний (0,5 см) слой почвы, для эпифитных мхов (*Polytrichum commune* и *Climacium dendroides*) — старые пни и стволы трухлявых деревьев, для водного мха *Fantinalis antiperetica* и болотного *Sphagnum squarrosum* — соответственно озерная и болотная вода.

Во мхах, произрастающих в природных условиях, и в большинстве субстратов концентрация ^{137}Cs в 2—10 раз выше, чем ^{90}Sr (рис. 34). При этом концентрации последнего у разных видов мхов примерно одинаковы, а ^{137}Cs различаются в 5—6 раз.

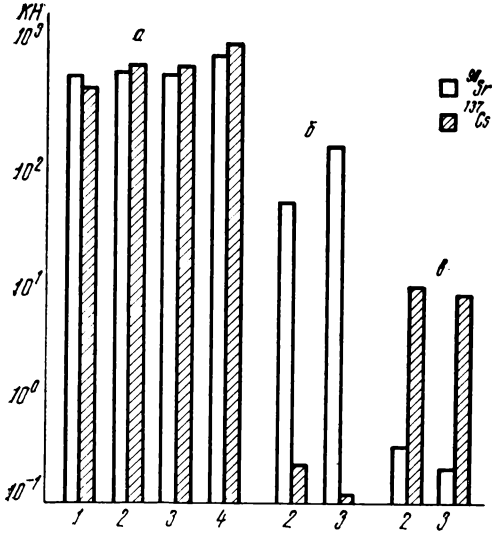


Рис. 33. Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs мхами из водных растворов (*а*), песка (*б*) и полуразложившейся лесной подстилки (*в*).

1 — Hylocomium splendens, 2 — Pleurozium schreberi, 3 — Climacium dendroides, 4 — Sphagnum squarrosum.

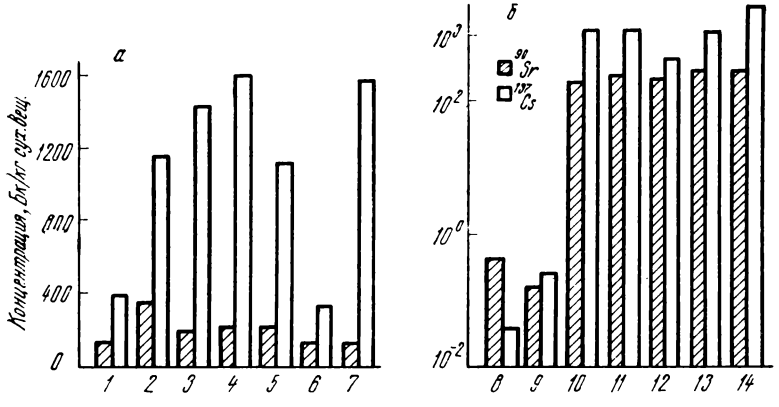


Рис. 34. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs во мхах (*а*) и их субстратах (*б*).

Мхи: *1 — Fantinalis antiperetica, 2 — Sphagnum squarrosum, 3 — Hylocomium splendens, 4 — Pleurozium schreberi, 5 — Rhytidiadelphus triquetrus, 6 — Polytrichum commune, 7 — Climacium dendroides.*

Субстраты: *8* — озерная вода, *9* — болотная вода, *10—12* — лесная подстилка, *13, 14* — трухлявые деревья.

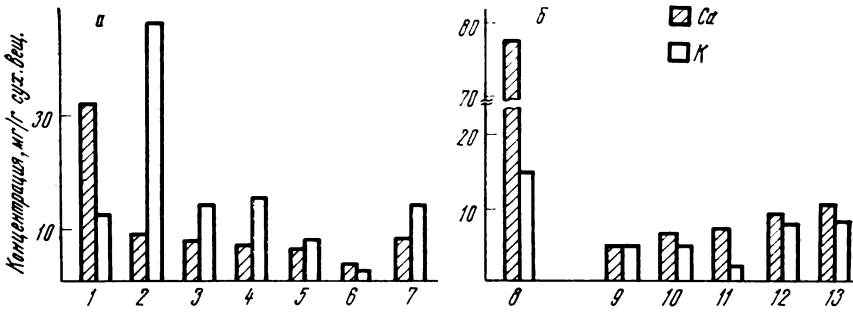


Рис. 35. Концентрация Ca и K во мхах (*а*) и их субстратах (*б*).

Мхи: *1 — Fantinalis antiperetica, 2 — Sphagnum medium, 3 — Hylocomium proliferum, 4 — Pleurozium schreberi, 5 — Rhytiadiodelphus triquetrus, 6 — Polytrichum commune, 7 — Climacium dendroides.*

Субстраты: *8* — озерная вода, *9—11* — лесная подстилка, *12, 13* — трухлявые деревья.

Более существенны различия в содержании обоих радионуклидов в субстратах. Так, в озерной воде концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs составляет всего 0,04—0,15 Бк/л, в то время как в лесной подстилке и древесине трухлявых деревьев она на четыре — пять порядков величин выше. Однако высокое содержание нуклидов в субстратах не приводит к соответствующему увеличению концентрации излучателей в растениях. Эти обстоятельства свидетельствуют о том, что в природных условиях мхи накапливают радионуклиды не из субстратов, а преимущественно из атмосферных осадков и водных растворов, формирующихся в местах их произрастания. Последнее справедливо и для макроэлементов Ca и K, которые являются неизотопными носителями исследуемых радионуклидов (рис. 35). Различия в содержании этих элементов в субстратах не получают соответствующего отражения их содержания в растениях. По-видимому, Ca и K как химические аналоги Sr и Cs также поступают в исследованные группы мхов в основном не из субстратов. Эти элементы принимают участие во внекорневом питании мхов и попадают в них из водных растворов [213, 239, 350].

Изучение выделения радионуклидов из мхов показало, что прочность закрепления в них ^{90}Sr и ^{137}Cs не зависит от типа субстрата, на котором они произрастают. Поэтому приводим усредненные данные, характеризующие выделение радионуклидов из растений при частичном их погружении в водную среду и периодической ее замене (рис. 36). Данные показывают, что после восьмикратной смены раствора в растениях остается 30—50 % ^{90}Sr и 40—70 % ^{137}Cs.

Выше отмечено, что в естественных условиях произрастания мхи накапливают больше ^{137}Cs, чем ^{90}Sr. Экспериментальные данные по накоплению и выделению радионуклидов у мхов дают основание предполагать, что одной из причин этого в естествен-

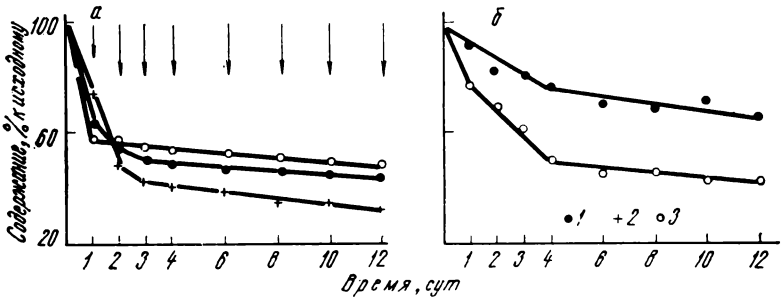


Рис. 36. Снижение содержания ^{90}Sr (*а*) и ^{137}Cs (*б*) в растениях мхов при многократной смене раствора (стрелками указаны дни замены растворов).
Мхи: *1 — Pleurozium schreberi, 2 — Climacium dendroides, 3 — Sphagnum squarrosum.*

ных условиях является более прочная фиксация ^{137}Cs в тканях растений по сравнению со ^{90}Sr.

В целом оба радионуклида обладают достаточно высокой мобильностью в системе «вода — мхи». Этот вывод, казалось бы, противоречит упомянутым данным, указывающим на способность мхов в значительных количествах накапливать те или иные радионуклиды, поступающие с выпадениями из атмосферы. Вместе с тем ряд авторов отмечают, что в природных условиях мхи обладают довольно большим (7—10 лет) периодом полувыведения, который косвенно также свидетельствует о прочной фиксации радионуклидов в тканях этих растений [347, 362]. Отмеченное противоречие можно объяснить спецификой водного режима исследуемых растений в естественных условиях обитания, в частности, их высокой водоудерживающей способностью. Большая сомкнутость мохового покрова, формирующего в природных условиях достаточно плотные образования в виде «ковров» и «подушек», способствует длительному удерживанию в нем водных растворов. Благодаря этому со временем растительность оказывается обогащенной радиоактивными веществами, поступающими с осадками из атмосферы и с поверхностным стоком. Тому же способствуют медленные процессы нарастания и отмирания моховой растительности, а также отсутствие листового опада, что снижает скорость выделения радионуклидов их мхов в природных условиях.

4.4. РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К ПРОМЫШЛЕННЫМ АЭС

С развитием атомной энергетики вопросы изучения закономерностей пространственно-временного распределения радионуклидов в окружающей среде приобретают особую актуальность. Длительное поступление даже строго контролируемых коли-

честв радиоактивных веществ в экосистемы, находящиеся в непосредственной близости от атомных электростанций, может приводить к формированию зон с повышенным содержанием в них радионуклидов и к нежелательным эколого-гигиеническим последствиям [139, 140, 282, 294, 323, 328]. В связи с этим нами проводятся радиоэкологические исследования природных экосистем, примыкающих к Белоярской АЭС имени И. В. Курчатова (Свердловская область), ввод которой в эксплуатацию состоялся в 1964 г. К настоящему времени установлено, что с точки зрения возможных эколого-гигиенических последствий из числа изучавшихся радионуклидов, которые поступают в результате работы АЭС в природную среду, наибольший интерес представляют ^{3}H, ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs.

Радиоактивное загрязнение окружающей среды при эксплуатации АЭС может быть связано как с газоаэрозольными выбросами в атмосферу, так и с жидкими промышленными сбросами в примыкающие природные экосистемы. Для выявления вклада аэрозольных выбросов Белоярской АЭС в радиоактивное загрязнение внешней среды нами проводится радиоэкологическое изучение почвенно-растительного покрова экосистем, расположенных с учетом розы ветров и основных элементов рельефа на разных расстояниях от АЭС.

Окрестности АЭС представляют собой слабохолмистую равнину, покрытую в большей части сравнительно молодыми березово-сосновыми лесами с примесью осины. Леса носят следы интенсивного воздействия человека, кустарничковый ярус в них слабо или умеренно развит. Травянисто-кустарничковый ярус имеет покрытие 60—70 % и образован в основном представителями лесного и лугового разнотравья. Мохово-лишайниковый покров развит слабо.

Анализ проб почв и растений, отобранных в лесных ценозах на разных расстояниях от АЭС, не выявил закономерных изменений в содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs, Бк/0,1 м^3:

Расстояние от АЭС, км	^{90}Sr	^{137}Cs	Sr/Cs
1	860±155	5270±1380	0,16
5	1360±440	6630±1710	0,20
10	760±218	3003±765	0,25
400	1520±320	6780±900	0,22

При этом соотношение Sr/Cs в почвенно-растительном покрове в непосредственной близости и на разных расстояниях от АЭС остается практически одинаковым. Это свидетельствует о том, что газоаэрозольные выбросы не вносят ощутимого вклада в загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs примыкающих наземных экосистем.

Важным показателем, характеризующим поступление радионуклидов, в том числе трития, в окружающую среду с газоаэрозольными выбросами, является их содержание в снежном покрове. Исследования подтвердили, что концентрация ^{3}H в

воде из снега (Бк/л), отобранного на всю глубину снежного покрова на разных расстояниях от АЭС, примерно одинакова и мало отличается от контрольных участков:

Место отбора проб	1981 г.	1982 г.
Наблюдаемая зона АЭС	22—41* / 30	12—38 / 21
Контрольные участки	25—35 / 30	12—16 / 14

*В числителе — пределы колебаний, в знаменателе — средняя величина.

Это также свидетельствует об отсутствии дополнительного вклада трития в загрязнение почвенно-растительного покрова за счет газоаэрозольных выбросов станции.

Детальное исследование растительного покрова в районе трехкилометровой санитарно-защитной зоны АЭС показало, что концентрация ^{137}Cs в надземной массе у 11 изученных представителей цветковых растений варьирует в широких пределах Бк/кг: 55 — у клевера лугового, 550 — у щучки дернистой. Содержание ^{90}Sr в разнотравье, как правило, составляет 20—25 Бк/кг. Из споровых растений сравнительно малые величины концентраций, Бк/кг (55—80 для ^{137}Cs и 11—13 для ^{90}Sr) отмечены в съедобных грибах, а более высокие — в лишайниках и мхах (180—900 для ^{137}Cs и 90—400 для ^{90}Sr). Слабое накопление радионуклидов в съедобных грибах объясняется как малой продолжительностью жизни их плодовых тел, так и тем, что грибной мицелий обладает меньшей способностью к активному поглощению элементов питания из почвы по сравнению с настоящими корнями растений [149]. В то же время мхи и лишайники в силу своих морфофизиологических особенностей, позволяющих поглощать химические элементы непосредственно из атмосферных выпадений и длительное время удерживать их, обладают способностью к повышенному накоплению радионуклидов.

Хотя концентрации радионуклидов во мхах и лишайниках почти в 10 раз выше, чем в других споровых и цветковых растениях, они не превышают концентраций у мхов и лишайников, произрастающих в других регионах страны (табл. 49). Следовательно, эти данные также подтверждают, что содержание долгоживущих осколочных нуклидов в почвенно-растительном покрове в зоне Белоярской АЭС определяется преимущественно не локальными газоаэрозольными выбросами станции, а глобальными выпадениями из атмосферы. Подтверждением этому служат и оценки годовых доз облучения в окрестностях Белоярской АЭС, полученные с использованием термолюминесцентных дозиметров. Усредненное значение дозы на местности вок-

Таблица 49

Содержание ^{90}Sr *(1)* и ^{137}Cs *(2)* в лишайниках и мхах [146—148]

Вид	Местообитание	Биомасса, кг/м³	Бк/кг		Бк/м²	
			1	2	1	2
Лишайники						
Cladonia syvlatica	Южный Ямал	0,14	80	740	10	104
C. rangiferina	Побережье оз. Байкал	0,28	90	660	25	185
C. amaurocrea	Южный Урал	0,06	148	890	9	53
Usnea dasypoga	Алтайский край	—	185	740	—	—
Hyrogymnia physodes	Средний Урал (окрестности АЭС)	—	250	540	—	—
Мхи						
Polytrichum commune	Полярный Урал	0,45±0,04	351±2	624±50	156±12	304±22
Pleurozium schreberi	Южный Урал	0,05±0,01	318±22	604±34	16±0,4	31±0,7
	Средний Урал	0,27±0,03	399±15	191±3	107±3	51±4
	Средний Урал (окрестности АЭС)	0,20±0,02	225±4	504±5	46±0,7	101±3

руг АЭС составляет 130 мрад/год. В наиболее вероятном направлении падения факела происходит увеличение среднего значения дозы на 20 мрад [52].

Несколько иная картина складывается в районе Ольховской болотно-речной экосистемы, куда длительное время ведется сброс слаборадиоактивных дебалансных вод Белоярской АЭС. Эта экосистема расположена в 5 км к юго-востоку от станции и включает в себя Ольховское болото с прилегающими к нему почвенно-растительными ассоциациями, вытекающую из болота небольшую речку Ольховку до впадения в р. Пышму, а также водораздельные и пойменные участки. Ольховское болото, изначально образовавшееся в результате заболачивания и зарастания староречья, несет следы антропогенного воздействия. Площадь его составляет около 30 га, берега топкие, оторфованные. Центральная часть занята торфянистыми образованиями, чередующимися с толщами илистых отложений. Наиболее интенсивное илообразование наблюдается в месте контакта сбросных вод АЭС и болота.

Детальное радиоэкологическое исследование болотно-речной экосистемы показало, что содержание ^{90}Sr в пробах воды незначительно изменяется по годам наблюдений и мало отличается от фонового уровня, обусловленного глобальными выпадениями. Количество ^{60}Co и ^{137}Cs в воде болота в среднем оказывается в 40—200 раз больше, чем ^{90}Sr. В верхнем слое донных отложений содержание ^{90}Sr составляет сотни Бк/кг сухой массы. Содержание в них ^{60}Co в среднем в 30, а ^{137}Cs — в 300 раз выше. Оно постепенно уменьшается с глубиной, и в целом вертикальное распределение этих радионуклидов в профиле донных отложений удовлетворительно описывается одномерным уравнением диффузионного типа:

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial Z}\left(Д\frac{\partial q}{\partial Z}\right) = \lambda q,$$

где Z — координата, направленная в глубину, $Д$ — коэффициент диффузии, q — концентрация радионуклида в донных отложениях. Содержание нуклидов в исследованных видах болотной растительности убывает в ряду: $^{137}Cs > {}^{60}Co > {}^{90}Sr$. Более подробно результаты радиоэкологического изучения Ольховской болотно-речной экосистемы изложены в работах [139, 140, 150]. Полученный материал показал, что основным загрязнителем этой экосистемы является ^{137}Cs, за ним в порядке убывания следуют ^{60}Co и ^{90}Sr.

Поскольку исследуемая экосистема характеризуется повышенным содержанием радионуклидов, особенно ^{137}Cs, представляло интерес оценить, не является ли она источником загрязнения примыкающего к ней почвенно-растительного покрова. С этой целью на сопряженных по стоку элементах рельефа профильным методом закладывали почвенные разрезы.

Первый профиль (протяженностью около 500 м) охватывал водораздельное пространство и выходил к началу болота, в месте сброса в него дебалансных вод АЭС. Второй профиль (заложенный параллельно первому) выходил к середине левого, а третий (протяженностью около 50 м) — к середине правого берегов болота.

Водораздельные участки обследуемой территории заняты смешанными сосново-лиственными лесами, под которыми формируются бурые лесные почвы. В качестве примера приводим описание разреза, заложенного в сосновом лесу на расстоянии 500 м от берега болота.

А0 0—1 см.	Полуразложившаяся подстилка из хвои и листьев.
А1 1—10 см.	Свежий, серый, густо переплетен корнями, непрочно зернистой структуры, средний суглинок.
А1В 10—15 см.	Свежий, неоднородно окрашенный, на буро-коричневом фоне видны темные затеки гумуса. Плотный, средний суглинок комковато-пластинчатой структуры.
В 15—37 см.	Свежий, буровато-желтый, средний суглинок с неясно выраженной плитчато-комковатой структурой.
В/С 37—62 см.	Свежий, светло-желтый, с белыми вкраплениями выветренных минералов и охристыми пятнами средний суглинок; встречаются пятна более легкого механического состава.

В пойменной части реки и по берегам болота распространены смешанные березово-ольховые травянистые леса; почвы бурые лесные, оторфованные с признаками оглеения.

А0 0—1 см.	Подстилка из листьев и хвои.
$А_т'$ 1—6 см.	Свежий, неоднородно окрашенный оторфованный. Окраска изменяется от ярко-коричневой до темно-серой. Темные пятна содержат слабо выветренные минералы.
Ат″ 6—11 см.	Свежий, темно-серый, комковато-зернистый слабооторфованный тяжелый суглинок.
Ат/В 11—20 см.	Серый, неоднородно окрашенный, испещрен ржаво-охристыми и сизыми пятнами, пластинчатый тяжелый суглинок.
В 20—39 см.	Сырой, вязкий, желто-охристый с сизыми оглеенными пятнами, глыбисто-комковатый средний суглинок.
В/С 39—69 см.	Мокрый, охристо-сизый, вязкий, тяжелый суглинок. Грунтовые воды залегают на глубине 65 см.

Результаты химического и механического анализов показали, что почвы понижений, формирующиеся в непосредственной близости от болота, характеризуются повышенным по сравнению с почвами водораздела содержанием K^+, Na^+ и илистых частиц (табл. 50).

Для сравнения в аналогичном ландшафте Ильменского заповедника на Южном Урале была заложена серия контрольных разрезов. Контрольный участок также охватывал водораздельное пространство, подножье склона и выходил к сфагново-торфяному болоту верхового типа. Подробное почвенно-ботаническое описание этого участка приведено в разделе 4.1.

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах по данным, усредненным для аналогичного рельефа трех сопряженных по стоку участков ландшафта, приведено в табл. 5.1. Почвы водораздела (бурые лесные) и понижений, в непосредственной близости от болота (оторфованные, оглеенные бурые лесные), характеризуются практически одинаковыми концентрациями ^{90}Sr. Концентрация ^{137}Cs в профиле почв, граничащих с Ольховским болотом, в 10—20 раз выше, а отношение Sr/Cs соответственно ниже, чем на участках, удаленных от болота на расстояние 0,5—1 км. При этом во всех случаях основное количество радионуклидов (80—90 % от их содержания в профиле) сосредоточено в подстилке и верхнем (0—5 см) слое почвы. Более детальное изучение распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в этом слое на участках, удаленных от болота (водораздел), и у его берега показало, что ^{90}Sr почти равномерно распределяется между растительным покровом, лесной подстилкой и почвенными слоями в пределах верхних 0—5 см (табл. 52). Глубже его концентрация снижается в 2—3 раза. При сравнении этих данных с результатами, полученными для почв контрольного участка, выявляется довольно близкое совпадение как уровней концентраций ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове, так и характера его распределения по глубине почв.

Вертикальное распределение ^{137}Cs показывает приуроченность максимальных его концентраций к слою хорошо разложившейся лесной подстилки и к верхней, наиболее гумусированной части горизонта А. Содержание радионуклидов при пересчете на единицу площади свидетельствует о том, что количество ^{90}Sr возрастает с глубиной почвы, а ^{137}Cs — и в этом случае характеризуется максимумом на глубине 3—4 см (табл. 53).

Обращает внимание сходство в характере распределения в почвах контрольного участка, куда он поступает из атмосферы в составе глобальных выпадений, и в почвах, находящихся вблизи болота. По-видимому, повышенное содержание ^{137}Cs в почвах вблизи болота объясняется дополнительным поступлением радионуклида из болота при периодическом затоплении прибрежных участков. Об этом же свидетельствуют и данные

Таблица 50

Химический и механическнй составы почв, % на абсолютно сухую навеску

Почва	Горизонт (глубина, см)	Ca	K	Na
Бурая лесная	A1 (1—10)	0,41	0,05	0,03
	A1/B (10—15)	0,11	0,02	0,01
	B (15—37)	0,09	0,02	0,01
Бурая лесная, оторфованная, оглеенная	Ат (1—6)	0,34	0,07	0,02
	(6—11)	0,18	0,12	0,04
	Ат/B 11—20	0,08	0,10	0,04

Почва	Горизонт (глубина, см)	Размер гранулометрических фракций, мм					
		1—0,25	0,25—0,05	0,05—0,01	0,01—0,005	0,005—0,001	<0,001
Бурая лесная	A1 (1—10)	18,36	27,71	27,53	7,53	10,45	7,62
	A1/B (10—15)	15,45	26,65	27,44	7,68	9,36	7,64
	B (15—37)	22,94	19,35	32,05	6,10	7,01	8,15
Бурая лесная, оторфованная, оглеенная	Ат (1—6)	20,36	14,52	24,06	7,21	13,86	9,36
	Ат (6—11)	25,55	9,29	21,93	8,17	12,41	15,45
	Ат/B 11—20	20,70	15,08	26,12	8,60	12,40	11,90

Таблица 51

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах, примыкающих к Ольховскому болоту, Бк/кг (усредненные данные для трех мест отбора)

Почва	Горизонт (глубина, см)	^{90}Sr	^{137}Cs	Sr/Cs
Бурая лесная (водораздел)	A0	51,8±5,5	200±30	0,25
	A (1—5)	29,9±3,7	215±67	0,14
	AB (5—10)	6,7±3,0	26±11	0,27
	(10—15)	3,0±0,7		
	B (15—20)	3,3±0,7		
Бурая лесная, оторфованная, оглеенная (берег болота)	A0 (0—1)	40,3±10,0	5110±185	0,01
	Ат (1—6)	28,0±5,0	3440±178	0,01
	AB (6—11)	13,3±4,0	280±30	0,05
	(11—16)	3,0±1,8		
	B (16—20)	4,4±2,2		

Таблица 52

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах (I—район Ольховского болота, II—контрольный участок), Бк/кг

Горизонт (глубина, см)	Водораздел			
	^{90}Sr		^{137}Cs	
	I	II	I	II
Растительный покров	25,2±1,85	59,5±13,30	67±11,8	78±54,4
A0′	14,0±1,11	—	60±5,2	—
A0″ (0—1)	21,1±2,96	48,1±13,48	167±1,1	75±49,6
A (1—2)	22,6±3,33	35,1±11,47	445±69,2	219±105,8
(2—3)	15,5±1,11	36,6±7,74	610±206,1	296±58,5
(3—4)	28,1±7,77	31,8±8,14	514±195,4	114±22,2
(4—5)	21,5±5,55	16,3±2,59	20±8,1	60±11,9
AB (5—7,5)	7,8±1,48	15,9±5,92	16±8,9	35±4,8
(7,5—10)	5,9±2,96	7,8±2,96	16±9,6	45±0,7

Горизонт (глубина, см)	Берег болота			
	^{90}Sr		^{137}Cs	
	I	II	I	II
Растительный покров	21,8±1,85	32,2±5,92	2409±1231	135±77,7
A0′	13,7±4,07	26,6±5,55	3002±712	316±252,7
A0″ (0—1)	14,4±1,48	38,1±8,88	4715±1290	457±96,9
A (1—2)	15,5±1,11	50,6±10,73	4807±1687	543±46,6
(2—3)	17,8±1,85	63,6±5,18	4493±1669	334±72,5
(3—4)	15,9±1,48	38,5±7,77	3125±1763	96±37,4
(4—5)	19,2±3,70	13,3±4,44	587±434	51±31,1
AB (5—7,5)	9,9±2,22	7,4±0,37	527±279	25±10,8
(7,5—10)	5,5±2,22	1,5±0,37	291±170	18±5,2

Таблица 53

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах (I—район Ольховского болота, II—контрольный участок), Бк/м²

Горизонт (глубина, см)	Водораздел				Берег болота			
	^{90}Sr		^{137}Cs		^{90}Sr		^{137}Cs	
	I	II	I	II	I	II	I	II
Растительный покров	1,9	18,1	13	8	1,9	4,4	738	14
A0′	11,1	—	47	—	12,8	45,1	2504	117
A0″ (0—1)	23,2	33,7	187	37	10,4	133,9	9749	671
A (1—2)	90,3	54,0	1765	477	60,8	252,0	10377	1273
(2—3)	87,7	259,0	2568	1889	93,5	259,0	11674	1407
(3—4)	237,6	272,3	2029	1171	128,3	216,8	20780	362
(4—5)	290,7	203,5	355	764	139,6	177,0	4929	303
AB (5—7,5)	377,8	381,1	871	1005	248,2	106,0	5726	359
(7,5—10)	238,6	301,9	652	1427	133,3	—	6422	399

Таблица 54

Запас радионуклидов в почвенно-растительном покрове, Бк/0,1м³

Место отбора проб	Почва	^{90}Sr	^{137}Cs	Sr/Cs
Контрольный участок (Челябинская область)				
Водораздел	Бурая, лесная, примитивно-аккумулятивная	1524±322	6778±899	0,22
Берег болота	Болотно-глеевая, оторфованная	1194±251	4906±755	0,24
Район Ольховского болота (Свердловская область)				
Водораздел	Бурая, лесная	1359±340	8487±1756	0,16
Берег болота	Бурая, лесная, оторфованная, оглеенная	829±34	72900±20547	0,01

общего запаса радионуклидов в почвенно-растительном покрове контрольных участков и на участках по береговой зоне Ольховского болота (табл. 54).

В соответствии с повышенным содержанием ^{137}Cs в почвах, примыкающих к Ольховскому болоту, отмечается и относительно высокая его концентрация в растениях, произрастающих на этих участках (рис. 37). Однако при меньшей концентрации ^{90}Sr в растениях коэффициенты его накопления из почвы оказываются в 1,5—5 раз выше, чем таковые ^{137}Cs, что связано с менее прочным его закреплением в почвах по сравнению с ^{137}Cs.

4.5. БИОИНДИКАЦИЯ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

Способность живых организмов концентрировать химические элементы, содержащиеся в окружающей среде в микроколичествах, является важной биогеохимической характеристикой живого вещества [37, 39]. Для количественного сравнения концентрирующей способности представителей живых организмов относительно отдельных химических элементов, в том числе и радионуклидов, применяется величина коэффициента накопления, представляющая собой отношение концентраций соответствующего элемента в организме и во внешней среде при установлении равновесного состояния. Широкая вариабельность накопления одного и того же радионуклида разными видами организмов позволила выделить те из них, которые характеризуются особенно высокими коэффициентами накопления. Организмы, названные специфическими накопителями того или иного радионуклида, используются в качестве биоиндикаторов радио-

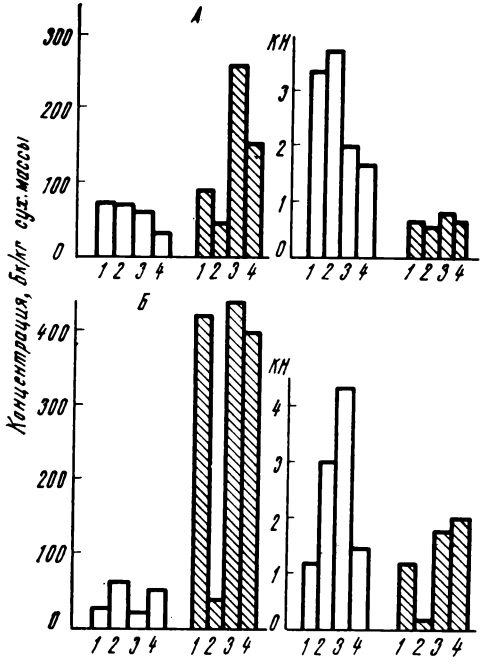


Рис. 37. Концентрация и коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs (*заштриховано*) в растениях на водоразделе (*А*) и на берегу болота (*Б*).

1 — таволга, *2* — сныть, *3* — хвощ, *4* — сено.

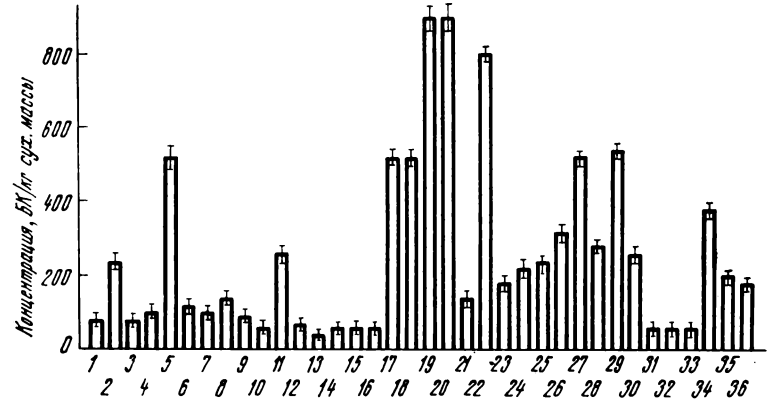


Рис. 38. Концентрация ^{137}Cs в растениях и субстратах.

1 — 11 — цветковые растения: *1* — бубенчик лилиелистный (*Adenofora lilifolia*), *2* — калужница болотная (*Caltha palustris*), *3* — иван-чай узколистный (*Chamaenerion angustifolium*), *4* — вейник тростниковидный (*Calamagrostis arundinacea*), *5* — щучка дернистая (*Deschampsia caespitosa*), *6* — купена лекарственная (*Polygonatum officinale*), *7* — медуница мягчайшая (*Pulmonaria molissima*), *8* — раковая шейка (*Polygonum bistorta*), *9* — рогоз широколистный (*Thyra latifolia*), *10* — клевер луговой (*Trifolium pratense*), *11* — клевер средний (*T. medium*); *12 — 30* — споровые растения: *12* — хвощ лесной (*Equisetum sylvaticum*), *13* — груздь (*Lactarius resimus*), *14* — подберезовик (*Leccinum scabrum*), *15* — сыроежка (*Russula cyaxantha*), *16* — валуй (*R. foetens*), *17* — *Hypogymnia physodes*, *18* — *Atrichum ungulatum*, *19* — *Bryum sp.* (с камней), *20* — *Sryum sp.* (с валежа), *21* — *Bryum sr.* (с почвы), *22* — *Bryum bimum*, *23* — *Calliergon stramineum*, *24* — *Climacium dendroides*, *25* — *Drepanocladus aduncus*, *26* — *Mnium longirostre*, *27* — *Pleurozium schreberi*, *28* — *Polytrichum commune*, *29* — *Ptilium crista-castrensis*, *30* — *Sphagnum lindbergii*, *31 — 36* —субстраты: *31* — кора сосны, *32* — кора березы, *33* — валеж, *34* — почва под грибами, *35* — почва под мхами. *36* — почва под травянистыми растениями [149].

активного загрязнения окружающей среды. Преимущество такой индикации состоит в том, что она позволяет в ряде случаев исключить трудоемкие работы по отбору, подготовке и анализу больших объемов воды, почв и других компонентов наземных и водных экосистем с низким содержанием в них радионуклидов [95, 106, 226]. В последнее время проблема биоиндикации приобретает актуальное значение в связи с необходимостью организации системы радиационного мониторинга почвенно-растительного покрова в зонах атомных электростанций.

Известно, что для радионуклидов, поступающих на земную поверхность с атмосферными выпадениями, растительный покров является первым экраном, существенно задерживающим их миграцию по экологическим цепочкам и отдельным элементам ландшафта. При этом лесные фитоценозы по первичной задерживающей способности радиоактивных аэрозолей в ряде случаев превосходят ценозы естественной травянистой растительности, в результате чего плотность загрязнения лесной растительности часто оказывается значительно выше, чем безлесного растительного покрова. Для лесных растений коэффициент первичного задерживания ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{144}Ce, поступающих в составе глобальных выпадений, составляет 20—90 %, а для естественной травянистой растительности — 25—30 %, [135, 240, 295]. Нами уже отмечалась особая роль мхов и лишайников в первичном перехватывании и накоплении радионуклидов, аэральных выпадений. Способность этих представителей растений эффективно аккумулировать и длительное время удерживать в своей биомассе нуклиды дает основание считать их биоиндикаторами радиоактивного загрязнения окружающей среды [132, 307, 308].

Подтверждением тому служат и результаты исследований накопления радионуклидов растениями различных систематических групп, произрастающих в зоне Белоярской АЭС [149]. На рис. 38 приведена концентрация ^{137}Cs в надземной массе всех изучавшихся видов растений, а также в субстратах, на которых они произрастают. Из цветковых растений по концентрирующей способности радионуклида выделяется щучка дернистая. Сравнительно высокая (530 Бк/кг) концентрация ^{137}Cs в этом многолетнем злаке может быть связана с тем, что он обладает густо разветвленной корневой системой, образующей мощную дернину в самых верхних слоях почвы, где и удерживается цезий, поступающий на земную поверхность из атмосферы. Растения с относительно глубокой корневой системой, расположенной в менее загрязненных слоях почвы, характеризуются меньшим содержанием ^{137}Cs (рогоз, клевер средний, иван-чай, бубенчик). Из споровых растений максимальное количество ^{137}Cs концентрируют мхи и лишайники, сравнительно малые величины накопления радионуклида отмечены в хвоще и агариковых съедобных грибах. По концентрации нуклида в над-

земной массе изученные представители растений располагаются в ряду: мхи и лишайники > цветковые растения > хвощ, грибы. При этом концентрация ^{137}Cs непосредственно в лишайниках и мхах в среднем значительно выше, чем в соответствующих субстратах (особенно в коре деревьев и валежа). Это косвенно свидетельствует о преимущественном поступлении радионуклидов в указанные растения аэральным путем. У высших растений, поглощающих элементы минерального питания в основном с помощью хорошо развитой корневой системы, как правило, концентрация ^{137}Cs ниже, чем в почве.

Отмеченные представители наземных растений являются одновременно и накопителями ^{90}Sr. Повышенное содержание этого нуклида отмечается также у растений естественных лугов, сеяных многолетних трав, а также гороха и вики. В меньшей степени стронций-90 накапливается в корнях и клубнеплодах [98].

Удобным биоиндикатором, отражающим степень радиоактивного загрязнения атмосферы, может служить хвоя сосны и других хвойных растений, обладающая повышенной способностью концентрировать радиоактивные вещества глобальных выпадений [7, 159]. Если при этом учесть относительно высокую радиочувствительность хвойных, то древесный ярус, представленный ими, можно определить как критическое звено лесной экосистемы.

Из почвы различные виды древесной растительности также накапливают радионуклиды в разной степени. Как правило, лиственные породы характеризуются более высоким поглощением и накоплением излучателей, чем хвойные. При этом особенно высокой концентрирующей способностью обладают листья, минимальной — древесина; ветки и кора занимают промежуточное положение. Среди древесных культур в качестве специфических накопителей радионуклидов выделяют саженцы карии войлочной (*Carya tomentosa*) и ниссы лесной (*Nyssa sylvatica*). По способности к аккумуляции ^{104}Ru и ^{144}Ce они в 20 раз превосходят другие древесные породы [7]. Хорошая избирательная способность в накоплении естественных радионуклидов U, Th и Ra присуща карликовой березе и различным видам багульника [219, 258]. Учитывая широкое распространение этих видов в фитоценозах северных ландшафтов, авторы предлагают использовать их в качестве биоиндикаторов. Травянистый ярус лесных биогеоценозов концентрирует радионуклиды из почвы в большей степени, чем древесный. Причем диапазон межвидовых различий в накоплении травянистыми растениями радионуклидов весьма велик; в отдельных случаях он может достигать двух порядков величин [202].

С уменьшением или прекращением атмосферных выпадений основным депо радионуклидов в наземных травянистых экосистемах становится почва, а в лесных — и подстилка. Так, на

второй год после попадания ^{90}Sr в кроны березового леса в подстилке и почве содержится соответственно 76 и 21 % нуклида всего биогеоценоза; для соснового леса эти величины равны 70 и 8 % [6]. Детальное изучение распределения радионуклидов в профиле некоторых разновидностей лесных почв показывает, что в них выявляется верхний 2—3-сантиметровый слой, характеризующийся максимальной концентрацией радиоцезия. Этот слой, как правило, приурочен к хорошо разложившейся лесной подстилке или верхней наиболее гумусированной части аккумулятивного горизонта почвы. В нем задерживается 40—80 % ^{137}Cs от общего его содержания в почве. Являясь первым барьером на пути миграции и вертикального перераспределения радионуклидов, этот слой может служить индикатором радиоактивного загрязнения почв.

Глава 5

ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ НА РАСТЕНИЯ И ИХ СООБЩЕСТВА

Поступая на земную поверхность с радиоактивными выпадениями из атмосферы, радиоактивные вещества загрязняют почвенно-растительный покров, в результате чего возрастает фон ионизирующей радиации и создаются источники внешнего и внутреннего облучения. При внешнем облучении лучевые повреждения вызываются γ- и β-лучами (жесткими), а при внутреннем — преимущественно α-частицами и β-излучением. Биологические последствия внешнего облучения в первую очередь определяются изотопным составом и уровнями радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова, характером распределения радионуклидов между его компонентами и радиочувствительностью разных видов растений. Биологическая эффективность внутреннего облучения зависит, кроме того, от накопления радионуклидов в растениях, распределения их в растительном организме и скорости выведения.

Вопросы миграции и распределения радионуклидов в первичных экологических звеньях «почва — раствор», «почва — растение» и «почва — растительный покров» естественных биогеоценозов достаточно подробно рассмотрены в предыдущих главах. Здесь же изложены результаты изучения биологического действия ионизирующей радиации на растения и их сообщества.

5.1. РАДИОЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ РАСТЕНИЙ ПРИ ОБЛУЧЕНИИ ОТ ВНЕШНИХ ИСТОЧНИКОВ

По имеющимся представлениям, общий характер действия ионизирующей радиации на растения можно свести к следующему. Слабые дозы, мало отличающиеся от естественного фона ионизирующих излучений, вызванного космическими лучами и природной радиоактивностью планеты, не оказывают заметных или установимых действий. Более высокие, составляющие 1—10 % от летальных, обычно вызывают некоторую стимуляцию роста, развития и общей биомассы растений, которая при дальнейшем их повышении переходит во все усиливающееся угнетение. Наконец, при достаточно высоких дозах наступает летальный эффект. Концентрированные дозы, особенно на ранних

стадиях развития растений, как правило, эффективнее протрагированных, т. е. растянутых во времени. Помимо общебиологического эффекта, выражающегося в стимуляции, угнетении и летальном действии на растения, ионизирующие излучения на ранних стадиях развития могут вызвать различные уродства, а в стадии гаметогенеза — нарушения этого процесса, часто ведущие к повышению стерильности; в созревающих гаметах увеличивается процент возникающих мутаций. Радиочувствительность разных видов растений может различаться на один-два порядка величин стимулирующих, угнетающих и летальных доз облучения при общей тенденции возрастания от низших к высшим формам [120].

Широкие исследования сравнительной радиочувствительности наземных растений при внешнем облучении семян обобщены в работе [174]. На основании большого экспериментального материала, охватывающего около 700 видов и сортов растений, автор разделяет их по радиочувствительности на три основные группы; при этом за границы радиочувствительности приняты летальные дозы по выживаемости растений к концу вегетации. Для радиочувствительной группы растений эти дозы — от 150 до 250 Гр, для группы средней устойчивости — от 250 до 1000 Гр и для группы радиоустойчивой — более 1000 Гр. К радиочувствительной группе отнесены все представители голосеменных растений. Из покрытосеменных класс однодольных является в среднем менее устойчивым к облучению, чем класс двудольных, а древесные и кустарниковые формы в пределах класса двудольных менее радиоустойчивы, чем травянистые растения. Предполагается, что эволюционно старые виды растений более радиочувствительны, чем молодые. Последнее свидетельствует о наличии у растений механизмов адаптации к ионизирующей радиации, сформировавшихся в процессе эволюции.

Среди древесных наименьшей устойчивостью к облучению на всех стадиях развития обладают хвойные породы. Критические дозы внешнего облучения семян различных видов сосны, кедра, ели, пихты и лиственницы, вызывающие снижение всхожести на 50 % и гибель значительной части появившихся всходов, составляют от 7 до 60 Гр [47, 75, 175, 231].

Проведенные опыты показали, что $ЛД_{50}$ и $ЛД_{100}$, установленные по лабораторной всхожести семян, составляют соответственно, Гр: для сосны (*Pinus silvestris* L.) — 25 и 50, для ели (*Picea excelsa* Link.) — 40 и 75, для лиственницы (*Larix Sukaczevi Dyil.*) — 75 и 100. Энергия прорастания семян этих видов растений подавляется при более низких дозах облучения [214]. Предпосевное облучение сосны в дозе 25 Гр приводит к запаздыванию появления всходов, а также к угнетению роста, ветвления и снижению сухой массы сеянцев [217].

Хроническое облучение сеянцев сосны в дозе 0,5 Гр/сут уже в течение первого месяца после начала облучения вызывает

прекращение роста корней, стебля и первичной хвои, подавляется образование микоризы. При этом снижается интенсивность поглощения углекислоты, отмечена задержка оттока продуктов фотосинтеза из хвои, изменяется характер распределения ассимилятов в растении. Облучение сеянцев от γ-источника в дозах 0,005 и 0,05 Гр/сут в течение 140 дней со дня появления всходов не вызывало заметных отклонений от контроля [264—266].

Обширные работы, выполненные американскими исследователями, показывают, что для травянистых растений, подвергнутых хроническому γ-облучению в течение вегетационного сезона, мощности дозы, вызывающие сильное повреждение растений, варьируют от 0,4 до 60 Гр/сут. Вместе с тем у сосны (*P. rigida*) аналогичный эффект достигается при дозах облучения 0,03—0,05 Гр/сут. Установлено также, что острое однократное облучение сеянцев в 7,5—15 раз более эффективно, чем длительное хроническое облучение в той же дозе. Высокую радиочувствительность хвойных эти исследователи связывают с относительно большим объемом клеточного ядра в интерфазе, размерами хромосом и содержанием в ядре ДНК [340, 342, 344]. Следует отметить, что причины очень больших различий в радиочувствительности разных видов растений изучены еще недостаточно. В пределах отдельных систематических групп растений отмечается зависимость радиочувствительности от масличности семян, их размера, степени созревания, анатомического строения, от плоидности и числа хромосом, гибридности и других биологических особенностей [27, 174, 204]. Однако ни одна из этих особенностей не может служить общей основой для объяснения причин различий в радиочувствительности всех изучавшихся видов растений. В пределах вида и даже сорта радиочувствительность растений сильно зависит от многих сопутствующих факторов, что еще больше затрудняет изучение проблемы. Установлена, например, зависимость радиочувствительности от влажности облучаемых семян [12, 171, 172, 194, 268], условий выращивания семенного материала и пострадиационного его хранения [170, 174, 218], условий выращивания растений после облучения [24, 174]. Радиочувствительность изменяется также в процессе набухания и прорастания семян, при этом набухшие и проросшие семена в несколько раз чувствительнее к облучению, чем сухие [10, 33, 194].

Кроме того, радиочувствительность растений существенно зависит от режима облучения, т. е. от распределения дозы во времени или от ее мощности. Как уже отмечалось, при хроническом или длительном облучении растений степень лучевого повреждения определяется не только величиной, но и мощностью дозы. В таких условиях аккумулятивная доза, вызывающая подавление роста растений, оказывается примерно на порядок величин выше, чем при остром облучении. Это, по-видимому, связано с тем, что при малых интенсивностях облучения часть лучевых

повреждений в растительных клетках и тканях успевает восстанавливаться, тогда как при остром облучении эти повреждения приобретают необратимый характер. Мощность дозы имеет большее значение при облучении растений в периоды их активного роста, чем во время покоя [205, 340]. В меньшей степени от мощности дозы зависит радиочувствительность сухих семян, хотя имеются данные о том, что длительное облучение сухих семян с малой мощностью оказывается более эффективным, чем острое облучение при высокой мощности дозы [27, 103, 242].

В свете структурно-метаболической теории, развиваемой в радиобиологии А. М. Кузиным [102], радиочувствительность (или обратное понятие — радиорезистентность) рассматривается как явление многофакторное. С позиций этой теории любые попытки свести явление радиочувствительности к какому-либо единому началу бессильны вскрыть механизмы, лежащие в основе различной радиочувствительности живых организмов, в том числе и растений. Поэтому выделяются следующие основные факторы, которые в своей совокупности в первую очередь определяют радиочувствительность организмов: а) объем и структурная организация генома; б) уровень активности ферментов репарации; в) активность природных защитных и сенсибилизирующих систем; г) гетерогенность клеток и возможности репопуляции.

5.2. РАДИОЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ РАСТЕНИЙ ПРИ РАДИОАКТИВНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВЫ

Радиочувствительность растений к хроническому облучению, создаваемому в результате радиоактивного загрязнения почвы и накопления радионуклидов в тканях растений, изучена в значительно меньшей степени, чем чувствительность к облучению от внешних источников. Особенности биологического действия загрязняющих почву радионуклидов связаны с неравномерным распределением дозовых нагрузок на отдельные части и органы растений в течение всей жизни. Эта неравномерность определяется процессами миграции, накопления и перераспределения радионуклидов как в профиле почвы, так и в самом растении. При этом следует учитывать, что свыше 90 % радионуклидов, попадающих на земную поверхность в естественных условиях, в течение длительного времени удерживаются в поверхностных слоях почвы (см. главу 4). А это, в свою очередь, имеет немаловажное значение, особенно для семенного возобновления растительного покрова в условиях радиоактивного загрязнения.

Некоторые виды культурных растений (пшеница, овес, горох) проявляют признаки лучевого поражения при достаточно высоких уровнях радиоактивного загрязнения почвы (до 18,5—37 МБк/кг), когда дозы облучения на прорастающие семена и корневую систему за время вегетации достигают порядка нес-

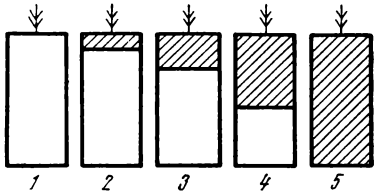


Рис. 39. Схема опыта.

Заштриховано — слой почвы, содержащей ^{90}Sr. *1* — контроль, без внесения в почву радионуклида. Внесение нуклида в слои почвы, см: *2* — 0—2; *3* — 0—5; *4* — 0—10; *5* — 0—20.

кольких десятков грей [260]. Исследования группы хвойных растений показали, что частичное подавление грунтовой всхожести семян сосны, ели и лиственницы происходит при таком загрязнении лесной подстилки и верхних слоев почвы ^{90}Sr, когда суммарная доза облучения семян за период их прорастания достигает 10 Гр, а потеря всхожести наблюдается при дозах около 25 Гр [78, 231]. В первом случае это соответствует плотности радиоактивного загрязнения 370, а во втором — 1480 МБк/м^2. Заметное угнетение роста и повышение смертности сеянцев на второй год после посева отмечены при загрязнении около 74 МБк/м^2, когда суммарная доза облучения верхушечной почки достигала 6—8 Гр (при мощности дозы 4 сГр/сут). Необратимое повреждение сеянцев происходило при радиоактивном загрязнении от 220 до 370 МБк/м^2 и суммарной дозе облучения верхушечной почки свыше 30 Гр (мощность дозы 10—15 сГр/сут). Самый критический период в жизни сеянцев на радиоактивно загрязненных участках — начальные стадии развития, пока сеянцы находятся в пределах верхнего, наиболее загрязненного слоя почвы и примыкающего к нему слоя воздуха. По мере удаления корневой системы и верхушечных побегов сеянцев от наиболее радиоактивного слоя почвы и подстилки опасность лучевого поражения снижается. Поэтому для уменьшения повреждающего действия ^{90}Sr на семена и сеянцы хвойных предлагается перемешивание верхнего почвенного слоя с нижележащими слоями на глубину до 10—12 см [231].

Нами проведена серия экспериментов по изучению влияния разных концентраций ^{90}Sr и распределения его в почвенном профиле на всхожесть семян и развитие сеянцев сосны обыкновенной [267]. Опыты проводили в вегетационных сосудах на смеси дерново-луговой почвы с песком при соотношении 1 : 1 по массе. ^{90}Sr в виде раствора хлорида вносили в разные слои из расчета 555 МБк/м^2. В первом варианте глубина радиоактивного слоя составляла 0—2 см, во втором — 0—5, в третьем — 0—10 и в четвертом 0—20 см при концентрации радионуклида в слое внесения соответственно 37,0; 14,8; 7,4 и 3,7 МБк на 1 кг воздушно-сухой почвы. Вариант без внесения радионуклида служил контролем; схема опыта приведена на рис. 39.

В одном опыте семена сосны высевали в начале июня, а в другом — в конце сентября. В каждый сосуд высевали по 50 шт. семян. После посева сосуды в трех — шести повторностях поме-

щали на открытой площадке в специальные приямки для предохранения от взаимного облучения и резких перепадов температуры. В первом опыте часть растений убрали в год посева (в конце сентября), а конечную уборку произвели во второй половине августа следующего года, т. е. через 14 мес после появления всходов. Во втором опыте растения убрали в августе следующего года, через 50 дней после появления всходов. Во время разборки опытов корневую систему растений отделяли от почвы и тщательно отмывали, после чего каждый сеянец разделяли на хвою, верхушечный побег, гипокотиль и корни. Высушенные до воздушно-сухого состояния растительные образцы взвешивали и после озоления определяли в них содержание радионуклида.

Почти во всех вариантах опыта семена сосны, посеянные 12 июня, дали всходы через 20 дней. Исключение составил лишь вариант с поверхностным радиоактивным слоем почвы 0—2 см, в котором всходы появились на 4 дня позднее. Семена в вариантах с радиоактивным слоем почвы 0—2 и 0—5 см к моменту появления всходов накопили дозы облучения 660 и 220 сГр соответственно, что привело к снижению их всхожести в первом случае в 4,5 раза, а во втором — в 2 раза по сравнению с контролем (табл. 55). В вариантах с большей глубиной радиоактивного слоя почвы, но с меньшей концентрацией в ней радионуклида поглощенная доза составила 110 и 55 сГр. В этом случае всхожесть семян мало отличалась от контроля.

К концу сентября сеянцы сосны в слое радиоактивной почвы 0—2 см полностью погибли, а в варианте со слоем 0—5 см погибло 26 %. Значительный отпад сеянцев наблюдался и в варианте с радиоактивным слоем почвы 0—10 см. Куммулятивная доза облучения точки роста сеянцев равнялась в указанных вариантах соответственно 1950, 760 и 380 сГр. В случае равномерного распределения радионуклида по всему объему почвы (0—20 см) поглощенная доза составила 190 сГр, где гибель сеянцев не превышала контроль. Следовательно, отпад сеянцев в течение 3 мес. после появления всходов определялся в основном суммарной дозой облучения, полученной растениями в процессе вегетации. Об этом же свидетельствуют данные отпада сеянцев через 14 мес. после появления всходов (табл. 56). К этому времени суммарная доза облучения сеянцев значительно возросла: в варианте с радиоактивным слоем 0—5 см она составила 2540 сГр, в слое 10 см верхушечная точка получила дозу 1270 сГр, а в варианте с равномерным распределением радионуклида в слое 20 см она равнялась 635 сГр. Отпад сеянцев к этому времени составил по вариантам опыта — 88, 55 и 6 % соответственно. Сохранившиеся к концу опыта единичные сеянцы в варианте с радиоактивным слоем почвы 0—5 см, хотя и имели хвою, к осени не образовали почек и были практически нежизнеспособными. В варианте с радиоактивным слоем 0—10 см все сеянцы оказались подавлен-

Таблица 55

Всхожесть семян и выживаемость сеянцев сосны в зависимости от вертикального распределения ^{90}Sr в почве (посев — 12 июня, уборка—через 3 мес после появления всходов)

Слой внесения, см	Концентрация радионуклида, МБк/кг почвы	Доза облучения семян, сГр	Всхожесть, %	Доза облучения точки роста сеянцев, сГр	Колич. погибших сеянцев, %
Контроль	0,0	0	54,0	0	4,0
0—2	37,0	660	12,0	1950	100,0
0—5	14,8	220	26,0	760	26,0
0—10	7,4	110	42,0	380	15,0
0—20	3,7	55	50,0	190	3,0

Таблица 56

Выживаемость сеянцев сосны в зависимости от вертикального распределения ^{90}Sr в почве (посев—12 июня, уборка—через 14 мес после появления всходов)

Слой внесения, см	Концентрация радионуклида, МБк/кг почвы	Доза облучения точки роста сеянцев, сГр	Колич. погибших сеянцев, %
Контроль	0,0	0	8,0
0—5	14,8	2540	88,0
0—10	7,4	1270	51,0
0—20	3,7	635	6,0

Таблица 57

Всхожесть семян при осеннем посеве и выживаемость сеянцев сосны в зависимости от вертикального распределения ^{90}Sr в почве (посев—29 сентября, уборка—через 50 дней после появления всходов)

Слой внесения, см	Концентрация радионуклида, МБк/кг почвы	Доза облучения семян, сГр	Всхожесть семян, %	Доза облучения верхушечной точки роста, сГр	Колич. погибших сеянцев, %
Контроль	0,0	0	64,0	0	0,0
0—2	37,0	6900	0,0	—	—
0—5	14,8	2700	18,0	310	50,0
0—10	7,4	1350	52,0	150	20,0
0—20	3,7	680	54,0	80	10,0

Таблица 58

Накопление ^{90}Sr в разных частях сеянцев сосны (Х—хвое, С—стеблях, К—корнях) через 90 дней после появления всходов в зависимости от распределения внесенного количества радионуклида по слоям почвы

Слой внесения в почву, см	Концентрация в почве, кБк/г	Части растения	Концентрация в растениях, кБк/г	Коэффициент накопления
0—5	14,8	Х	13,3±1,3	0,9
		С	17,8±0,5	1,2
		К	7,4±0,4	0,5
0—10	7,4	Х	9,6±0,8	1,3
		С	8,9±0,7	1,2
		К	8,9±0,4	1,2
0—20	3,7	Х	6,7±0,5	1,8
		С	6,7±0,5	1,8
		К	11,1±1,2	3,0

ными, верхушечный побег и корень в 1,5—2 раза были короче, а сухая масса соответственно ниже контроля. В случае равномерного распределения радионуклида в слое 0—20 см сеянцы не отличались от таковых контрольного варианта.

При осеннем посеве всходы появились через 8 мес., т. е. в конце мая — начале июня следующего года. За это время семена всех опытных вариантов успели получить значительные дозы облучения, что сказалось на их всхожести (табл. 57). Так, в варианте с радиоактивным слоем почвы 0—2 см к моменту появления всходов семена имели дозу около 69 Гр и полностью погибли. В случае размещения радиоактивной почвы в слое 0—5 см доза облучения составила 27 Гр, в результате чего всхожесть семян снизилась в 3,5 раза по сравнению с контролем. В вариантах с радиоактивными слоями почвы 0—10 и 0—20 см всхожесть снизилась менее значительно. Выживаемость сеянцев в опытных вариантах увеличивалась пропорционально снижению концентрации радионуклида в почве и дозы облучения семян и сеянцев.

Определение содержания ^{90}Sr в хвое, стеблях и корнях сеянцев показало, что концентрация радионуклида в надземных частях растений в 1,5—2 раза выше при внесении его в верхний (0—5 см) слой почвы, а в корнях, наоборот, она заметно снижена в варианте с поверхностным внесением (табл. 58). Последнее объясняется тем, что при поверхностном внесении ^{90}Sr значительная часть корней сеянцев развивается вне радиоактивного слоя почвы. Коэффициент накопления радионуклида в корнях в этом случае меньше единицы, а в надземных частях — около единицы. В других вариантах опыта он несколько увеличивается. Из-за малого накопления ^{90}Sr растениями вклад инкорпорированного радионуклида в общую дозу облучения сеянцев незна-

чителен, это показано и в работах [76, 77]. Основная доза облучения семян и молодых сеянцев формируется за счет содержащегося в верхнем слое почвы радионуклида. Следовательно, всхожесть семян, рост и морфогенез сеянцев, а также в конечном счете семенное возобновление сосны на загрязненных участках в значительной степени определяются вертикальным распределением радионуклида в почвенном профиле.

При одинаковом содержании радионуклида в расчете на единицу площади лучевое поражение сосны тем вероятнее, чем бóльшая часть нуклида будет длительное время удерживаться в самых верхних слоях почвы и подстилки, где обычно прорастают семена и развиваются молодые сеянцы. В этих условиях очень важно оценить, какую дозу облучения получат зародыш семени или верхушечная меристема растения от момента попадания семян в загрязненную радионуклидами среду до того времени, когда точки роста стебля и корней удалятся от поверхности почвы на достаточно большое расстояние. Можно полагать, что, если к этому времени меристемы побегов и корней у молодых растений не получат повреждающую дозу облучения, то на дальнейший рост таких растений содержащийся в почве ^{90}Sr не будет оказывать угнетающего действия.

Анализ полученных в наших опытах данных показывает, что биологическое действие загрязняющего почву радионуклида зависит также от сроков посева семян. Посев в неблагоприятные для прорастания сроки увеличивает время пребывания семян в загрязненной почве, что приводит к соответствующему увеличению дозы облучения. Опасность радиационного поражения сеянцев будет возрастать, если рост их затормозится под влиянием неблагоприятных факторов среды. Поэтому для снижения вредных лучевых эффектов необходимо подбирать правильные сроки посева семян и соответствующие лесотехнические мероприятия по уходу за молодыми растениями, улучшающие их рост и развитие. Рыхление верхнего, наиболее загрязненного слоя почвы и перемешивание его с нижележащими нерадиоактивными слоями будут также способствовать уменьшению повреждающего действия радионуклида. При подборе лесопосадочного материала для выращивания на радиоактивно загрязненных почвах целесообразно отбирать более радиоустойчивые древесные породы, обладающие низкими коэффициентами накопления загрязняющих нуклидов [231].

Опыты показали, что при равномерном распределении ^{90}Sr в верхнем (0—2 см) слое почвы сильное угнетение и задержку роста молодых сеянцев сосны с летальным исходом вызывают концентрации радионуклидов около 37 МБк/кг почвы. Концентрации в 3,7 и 0,37 МБк/кг угнетающее действие оказали лишь на четвертый год жизни сеянцев, но без летального исхода. Эти сеянцы, по-видимому, в дальнейшем могут восстановиться от лучевых повреждений, когда корневая система и верхушечные

почки побегов удалятся за пределы радиоактивного слоя почвы. При меньших концентрациях ^{90}Sr за четыре сезона вегетации не оказал на сеянцы никакого угнетающего действия [267].

Специальный интерес представляют особенности радиобиологических реакций растений на непосредственное загрязнение надземных частей выпадающими из атмосферы радионуклидами. Задерживающая способность растений по отношению к радиоактивным выпадениям варьирует в широких пределах в зависимости от типа растительности, сезона года, метеорологических условий, физико-химической формы и состояния выпадающих радионуклидов.

Например, коэффициент задерживания радионуклидов луговой растительностью (доля радионуклидов, задержанных надземными частями растений, в процентах от общего количества выпавших) составляет около 25 %, а после отмирания таких растений радиоактивные примеси сравнительно быстро переходят в верхние слои почвы, включаясь в корневой путь поступления [4]. Коэффициент задерживания долгоживущих осколочных радионуклидов пологом средневозрастного смешанного леса составляет не менее 40 %, а в плотносомкнутых хвойных насаждениях такие радионуклиды могут задерживаться почти полностью [135]. После выпадения радиоактивных веществ на лес сразу начинается их вертикальная и горизонтальная миграция под действием атмосферных осадков, ветра, сил гравитации, а также вследствие отпада листьев, хвои, ветвей и других частей загрязненных деревьев. Радионуклиды, оставшиеся на растениях, частично проникают во внутренние ткани и на длительное время задерживаются в них. Период полуочищения лесной растительности (время, за которое из крон деревьев в результате физико-химической и биологической миграции удаляется 50 % радиоактивности) может изменяться от 2 нед в хорошо продуваемых ветром и промываемых атмосферными осадками насаждениях до 3—4 мес в плотносомкнутых хвойных насаждениях. В результате этих процессов в лиственных лесах примерно через год после поступления радионуклидов их содержание в кронах снижается до нескольких процентов от общего количества в лесу. В хвойных лесонасаждениях самоочищение крон может длиться до 3—4 лет, после чего основная часть радионуклидов попадает под полог леса — в лесную подстилку и в верхние слои почвы. По мере перемещения нуклидов под полог леса усиливается корневой путь их поступления в растения [8].

Ответные реакции растений на их прямое загрязнение радиоактивными аэрозолями так же, как при загрязнении почвы и при облучении от точечных гамма-источников, определяются прежде всего радиоустойчивостью растений и общими поглощенными дозами облучения. Малые уровни радиоактивного загрязнения надземных частей растений, создающие незначительные дозы облучения, превышающие естественный фон радиации на

один-два порядка величин, не будут оказывать заметных или установимых действий. Более высокие уровни радиоактивных выпадений, формирующие дозы облучения порядка 0,3—1 Гр, с учетом коэффициентов задерживания радионуклидов и периода самоочищения надземной массы, обычно вызывают у многих растений некоторую стимуляцию роста и развития. Наконец, при достаточно высоких уровнях загрязнения и, соответственно, поглощенных доз облучения будут проявляться все усиливающиеся эффекты лучевого подавления растений, сопровождающиеся повышением стерильности и смертности. Непосредственная гибель растений от лучевого поражения возможна лишь в эпицентрах весьма значительных радиоактивных выпадений, где формируются дозы внешнего и внутреннего облучения растений, измеряемые сотнями и тысячами грей.

5.3. РАДИОЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ СООБЩЕСТВ РАСТЕНИЙ

В естественных условиях обитания растительные организмы представлены преимущественно в виде более или менее сложных сообществ растений (фитоценозов), в которых все составляющие тесно связаны как друг с другом, так и с компонентами внешней среды. В такой системе любое нарушение развития или условий существования отдельного вида (особенно среди доминирующих в данном фитоценозе) обычно влечет за собой ряд вторичных явлений, ведущих к падению предшествующего динамического равновесия и перестройке всего растительного сообщества. Поэтому в сложном комплексе реакций фитоценоза на лучевое воздействие следует различать не только первичные явления, связанные с непосредственным действием ионизирующих излучений на растения, но и вторичные изменения в виде различного рода перестроек фитоценоза в целом. Благодаря широкой вариации радиочувствительности разных видов растений, реакция их на одинаковую дозу облучения в сообществе различна. При этом степень проявления лучевой реакции определяется как радиочувствительностью входящих в фитоценоз видов растений, так и конкурентными взаимоотношениями этих видов друг с другом [117, 120, 231].

Примером комплексного изучения изменений сообществ под влиянием ионизирующей радиации могут служить работы, проводимые в США на радиационных полях вокруг мощных источников излучений, охватывающих различные участки лесных массивов, заброшенных полей и культурных посевов [160, 204, 205, 339, 341, 364—366]. Эти исследования подтвердили очень высокую радиочувствительность хвойных древесных растений, позволили оценить уровни доз облучения, приводящие к тем или иным сдвигам в составе и структуре изучавшихся сообществ в зависимости от длительности и режима облучения, времени года, густоты насаждений и других факторов.

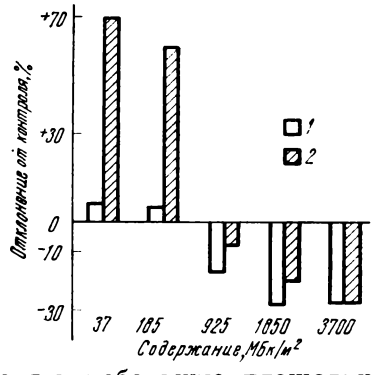


Рис. 40. Отклонения от контроля в процентах числа растений (*1*) и их общей массы (*2*) в экспериментальных фитоценозах на делянках с разным содержанием смеси долгоживущих осколочных радионуклидов.

Для экспериментального изучения действия ионизирующих излучений на растительные сообщества помимо радиационных полей могут быть использованы и другие методы. Можно, например, в естественных условиях выделять небольшие площадки, заселенные определенным типом фитоценоза, вносить в них разные количества радионуклидов, моделируя радиоактивные выпадения, и регистрировать те изменения, которые будут происходить в таком фитоценозе. Кроме того, в экспериментальных условиях можно создавать искусственные сообщества растений посевом на малые делянки смеси семян разных видов растений. При этом радиоактивные вещества можно вносить в среду обитания сообществ или формировать такие фитоценозы посевом семян, предварительно замоченных в радиоактивных растворах с разной концентрацией излучателей. Наконец, можно создавать такие сообщества растений посевом семян, подвергнутых перед их посевом облучению извне.

Нами были проведены опыты как с внесением радионуклидов в почву, так и с предпосевным замачиванием семян в радиоактивных растворах разной концентрации [108, 120, 222].

В первой серии опытов сильно перенаселенные трехъярусные фитоценозы, сформированные из 15 видов специально подобранных культурных растений, выращивали на делянках, предварительно загрязненных смесью долгоживущих осколочных радионуклидов в количествах 37, 185, 925, 1850 и 3700 МБк/м^2. Перенаселение этих растительных сообществ достигалось посевом избыточного количества семян на опытные делянки, что с самого начала создавало резкие условия борьбы за эдафическое пространство внутри сообщества и делало его более отзывчивым на радиационное воздействие.

При относительно малых уровнях радиоактивного загрязнения почвы (37 и 185 МБк/м^2) отмечается заметная общая стимуляция растений, а более высокие уровни угнетают их развитие (рис. 40). При этом разные виды растений в составе фитоценозов реагируют на внесение радионуклидов по-разному. Особенно четко это проявляется при ярусной структуре экспериментальных фитоценозов (рис. 41). Малые уровни радиоактивного загрязнения почвы вызывают значительную радиостимуляцию растений, произрастающих во всех трех ярусах сообществ.

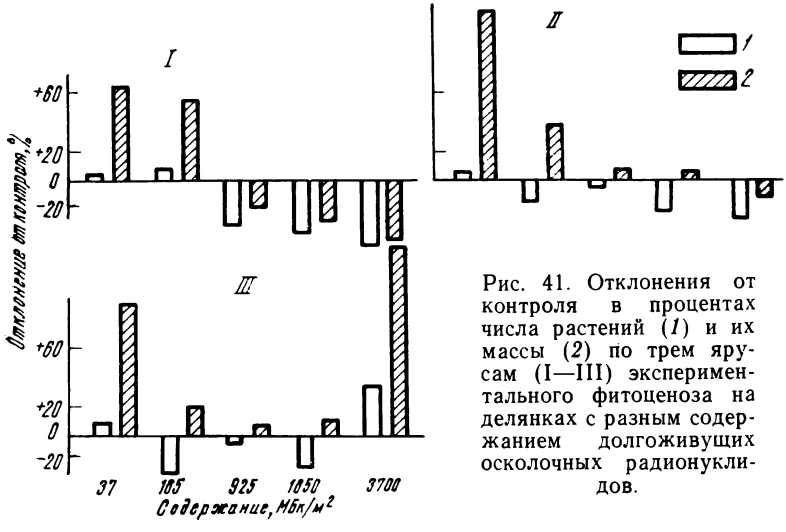


Рис. 41. Отклонения от контроля в процентах числа растений (*1*) и их массы (*2*) по трем ярусам (I—III) экспериментального фитоценоза на делянках с разным содержанием долгоживущих осколочных радионуклидов.

Последующие промежуточные варианты загрязнения не вызывают существенных изменений, особенно в двух нижних ярусах. При наиболее сильном загрязнении (3700 МБк/м²), наоборот, виды, занимающие самый нижний ярус в других вариантах опыта и, следовательно, наиболее подавленные, неожиданно развивают биомассу, значительно превышающую таковую в контрольных сообществах. Такая «псевдорадиостимуляция» растений нижнего яруса объясняется тем, что в сильно перенаселенном сообществе при высоком уровне радиоактивного загрязнения в первую очередь частично выпадают наиболее радиочувствительные виды первых двух ярусов и улучшаются тем самым эдафические условия для подавленных видов нижнего яруса. За счет этого виды нижнего яруса успевают развить дополнительную биомассу и даже перейти в верхние ярусы сообщества.

Аналогичные явления ложной радиостимуляции, вызванные нарушениями конкурентных взаимоотношений в перенаселенных сообществах, были отмечены в опытах с предпосевным намачиванием семян в радиоактивных растворах [117], а также в составе бактериальной флоры почвы в опытах с внесением радионуклидов на почвенные делянки и при внешнем облучении микробопедоценозов от внешнего γ-источника [84, 222].

В целом опыты с внесением радионуклидов в почву показали, что под влиянием относительно малых уровней радиоактивного загрязнения заметно возрастает общая биомасса однолетнего травянистого фитоценоза, при этом качественный состав и основная структура его практически не изменяются. При высокой концентрации радионуклидов, наряду с общим снижением биомассы и обеднением видового состава фитоценоза отмечаются

существенные перестройки в его ярусной структуре. В некоторых случаях отдельные виды при общей стимуляции биомассы сообщества в вариантах с малыми уровнями радиоактивного загрязнения неожиданно оказываются подавленными, а в вариантах с высоким загрязнением при общем угнетении биомассы некоторые виды проявляют заметную ложную радиостимуляцию. Анализ этих явлений с точки зрения ярусной структуры сообществ показал, что такие случаи объясняются процессами перестройки, связанными с конкурентными взаимоотношениями растений в облученном ценозе.

Подобные изменения в естественном травяном фитоценозе отмечаются и при длительном облучении в условиях γ-поля [292]. На облучение в достаточно высоких дозах фитоценоз обычно отвечает снижением видового разнообразия, изменением доминантных видов, уменьшением продуктивности растений и перестройкой структуры сообщества. По сравнению с естественными травянистыми ценозами менее устойчивыми к облучению являются сельскохозяйственные посевы. Если достаточно сильные повреждения естественных луговых фитоценозов отмечаются при дозах облучения в 400—1000 Гр, то для посевов основных сельскохозяйственных культур они варьируют в пределах от 10 до 200 Гр [343].

Наиболее чувствительной к лучевым воздействиям является лесная растительность. Например, начальные признаки лучевого поражения хвойных растений (сосны, ели, пихты, лиственницы), как уже отмечалось, проявляются при дозах облучения в 2,0—5,0 Гр, в то время как лиственные породы повреждаются лишь при облучении в дозах около 100—200 Гр. Другие представители лесной растительности (кустарниковый и травяной ярусы) еще более радиоустойчивы. Так, радиационное угнетение кустарникового яруса в лесу наступает при поглощенных дозах свыше 200 Гр, травяных растений под пологом леса — от 200 до 1600 Гр и более, а мохово-лишайниковых растений — от 100 до 5000 Гр. Еще более устойчивыми к облучению ионизирующей радиацией являются грибы и почвенные водоросли: летальные дозы для этих компонентов лесного ценоза достигают десятков тысяч грей, а почвенная микрофлора подавляется лишь при облучении в дозах порядка сотен тысяч грей. Поэтому в условиях хронического (или длительного) облучения участков смешанного леса от мощного точечного γ-источника вокруг него образуются концентрические зоны различных растительных ассоциаций. В непосредственной близости сохраняется лишь мохово-лишайниковая растительность, далее следует ассоциация травяной растительности, сменяемая кустарниковыми и полукустарниковыми растениями. По мере удаления от γ-источника и снижения мощности дозы облучения сохраняется зона лиственного леса, переходящая, наконец, в зону исходного смешанного хвойно-лиственного леса.

Помимо прямых реакций компонентов лесной растительности на лучевое воздействие в соответствии с их радиочувствительностью, в облученном лесу проявляются также вторичные процессы, связанные с конкурентными взаимоотношениями внутри облученного сообщества. Так, лучевое повреждение листьев и хвои древесных растений, занимающих обычно верхние ярусы лесного ценоза, приводит к изменению светового и теплового режимов под пологом леса. А это, в свою очередь, положительно сказывается на развитии травяного яруса растений, находящегося под пологом леса. Повреждение древесных растений под прямым воздействием ионизирующей радиации может также привести к усиленному развитию соответствующих насекомых — вредителей древостоя [5, 231].

Опираясь на данные многочисленных радиоэкологических исследований с учетом интегральных показателей лучевого поражения фитоценозов при острых и длительных облучениях, можно, по-видимому, согласиться с утверждением, что наиболее чувствительными к лучевому воздействию являются хвойные леса. Затем по степени радиочувствительности идут смешанные леса умеренной зоны, тропические дождевые леса. Более устойчивыми к облучению являются степные фитоценозы с травяной растительностью, тундровые сообщества растений, наиболее радиоустойчивы растительные сообщества пустыни [5].

Однако имеющиеся данные позволяют оценивать лишь начальные последствия достаточно высоких доз лучевого воздействия на природные и искусственно созданные сообщества растений. Отдаленные же последствия такого рода воздействий содержат еще много неясного и требуют дальнейшего изучения. Особенно большое внимание должна привлекать проблема биологических эффектов, которые могут возникать в результате длительного или хронического действия надфоновых концентраций радионуклидов и соответствующих доз облучения.

5.4. РАДИОСТИМУЛЯЦИЯ РАСТЕНИЙ

Радиостимуляция может быть вызвана самыми разнообразными способами лучевого воздействия: облучением семян перед посевом рентгеновскими и гамма-лучами, предпосевным замачиванием семян в растворах радионуклидов определенных концентраций, внесением радионуклидов в почву, а также облучением растений на γ-полях в процессе вегетации. Для практического использования радиостимуляции в сельском хозяйстве наиболее приемлемым является метод предпосевного облучения семян извне и облучение вегетирующих растений от внешних источников [24, 27, 29, 104, 117, 124].

Несмотря на то, что к настоящему времени нет общепринятой теории радиостимуляции растений, имеется несколько гипотез, призванных объяснить механизм этого интересного явления.

Так, в середине пятидесятых годов Н. В. Тимофеев-Ресовский предложил «токсикологическую» гипотезу радиостимуляции, согласно которой в облученной клетке образуются в очень малых концентрациях продукты денатурации белка и чужеродных молекул, в результате чего повышается протеолитическая и ферментативная активность клетки, приводящая к ускорению деления клеточных ядер и к активации синтеза ДНК. При этом намачивание семян перед посевом в растворе α-излучающих радионуклидов, в отличие от β-излучателей, не приводит к радиостимуляции. Это объясняется тем, что α-частицы даже при малых дозах лучевого воздействия вызывают серьезные цитологические повреждения, связанные с микрогеометрическим распределением ионизации внутри клетки [220, 223].

Оригинальная гипотеза генетического механизма радиостимуляции растений предложена в работе [14]. Согласно ей, облучение в стимулирующих дозах вызывает в структуре хромосом точковые мутации, приводящие в конечном итоге к своеобразной лучевой гибридизации. В результате нее повышается общий тонус организма и увеличивается митотическая активность клеток, подобно эффекту гетерозиса, проявляющегося при обычной гибридизации.

Некоторые исследователи придерживаются гипотезы, согласно которой радиостимуляция рассматривается в качестве защитной реакции растения на повреждающее действие ионизирующей радиации даже в малых дозах [33, 54, 190, 194].

В последние годы все большее признание находит объяснение механизмов радиостимуляции растений в рамках структурно-метаболической теории биологического действия ионизирующей радиации [101, 102]. Согласно этим представлениям, в семенах, облученных небольшими дозами, образуются и длительное время сохраняются свободные радикалы, которые приводят к увеличению проницаемости биологических мембран, убыстрению поступления воды, растворов электролитов, кислорода и тем самым ускоряют прохождение начальных этапов развития прорастающего семени. Основным же фактором радиостимуляции считается появление и включение в работу пусковых механизмов генетического аппарата клеток семени в виде неспецифических и специфических триггер-эффекторов. Последние снимают состояние физиологического покоя за счет депрессии генов и последующей активации синтеза ферментов, позволяющей клеткам начать активный обмен веществ при пробуждении семени. Можно предполагать, что ускорение синтеза ферментов в результате облучения семян в малых дозах приводит и к активации синтеза репарирующих ферментов, которые восстанавливают возникающие при этом генетические повреждения [164]. Таким образом, малые дозы ионизирующей радиации, не повреждая генетического аппарата растений, приводят к радиостимуляции самых начальных этапов развития прорастающего семени, которая за-

Таблица 59

Влияние облучения рентгеновскими лучами сухих, набухших и надземной части (*I*, г) и число цветов (*II*, среднее, %)

Доза облучения, Гр	Сухие		Набухшие	
	I	II	I	II
Контроль	70,0 (100)*	1,46 (100)	70,0 (100)	1,46 (100)
1,0	—	—	76,0 (108)	1,83 (125)
2,5	—	—	81,0 (116)	1,90 (130)
5,0	83,0 (118)	1,57 (108)	70,0 (100)	1,68 (115)
10,0	76,0 (108)	1,44 (97)	63,0 (90)	1,33 (91)
50,0	76,0 (108)	2,24 (151)	65,0 (93)	0,25 (17)
100,0	76,0 (108)	1,91 (130)	—	—
200,0	62,0 (88)	1,53 (105)	—	—

*В скобках — % контроля.

тем сказывается на некотором ускорении прохождения фаз вегетирующих растений и в конечном итоге — повышении урожая.

По материалам работ Е. И. Преображенской, изучавшей сравнительную радиочувствительность семян разных видов и сортов растений [174], показано, что стимулирующие дозы облучения имеют тенденцию повышаться от радиочувствительных видов к радиоустойчивым, однако строгой корреляции установить не удалось. Это, по-видимому, обусловлено разными причинами, вызывающими, с одной стороны, радиостимуляцию роста и развития растений, а с другой — их гибель [101].

Основная часть опытов по радиостимуляции растений, проводившихся под руководством Н. В. Тимофеева-Ресовского, велась с предпосевным замачиванием семян в водных растворах осколочных радионуклидов [173, 224]. Эти опыты на 15 видах культурных растений (горохе, конских бобах, вике, фасоли, клевере, люцерне, пшенице, ячмене, овсе, просе, льне, гречихе, турнепсе, сахарной свекле, томатах) показали, что замачивание семян в концентрациях радионуклидов (9,25—185 МБк/л) приводит к стимуляции роста, развития и повышению урожая по сравнению с контролем до 40 %. Аналогичные результаты получены и в опытах с экспериментальными фитоценозами, состоящими из 30 видов растений [108]. Замачивание семян в растворах α-излучателей, эквивалентных по дозам излучения растворам β-излучателей, дает даже при самых малых концентрациях не стимуляцию, а угнетение. Детальный цитологический анализ митозов корешков контрольных, стимулированных и подавленных растений показал, что у стимулированных растений увеличена митотическая активность, у подавленных заметно повышена доля ненормальных митозов, у растений, подвергавшихся воздействию α-частицами, не наблюдается повышение митотической активности, но при этом быстро возрастает с дозой число

проросших семян гороха на массу

Проросшие	
I	II
70,0 (100)	1,46 (100)
61,0 (87)	1,93 (132)
58,0 (83)	0,82 (56)
35,0 (50)	0,21 (14)
0 (0)	0 (0)
0 (0)	0 (0)
0 (0)	0 (0)
0 (0)	0 (0)

ненормальных митозов. Все эти факты подтверждают, что радиостимуляция сопровождается повышением темпов клеточного деления под воздействием слабых доз β- и γ-излучений и незначительным увеличением ненормальных митозов.

Как известно, в процессе набухания и прорастания семян радиочувствительность возрастает и эффект радиостимуляции проявляется при меньших дозах облучения [20, 21, 29]. Это подтверждается и результатами опытов по облучению рентгеновскими лучами сухих, набухших и проросших семян гороха (табл. 59) [173]. Максимальная радиостимуляция при облучении сухих семян соответствует дозе 5 Гр, набухших семян — 1—2,5 Гр; проростки являются еще более радиочувствительными, поэтому стимуляция у них не проявилась даже при самых низких дозах облучения. Лишь число цветов на растениях превысило контроль на 30 % при облучении в дозе 1 Гр.

Весьма интересными оказались результаты наших опытов с томатами (сорт Грунтовый Грибовский) по предпосевному облучению семян γ-лучами кобальта-60 [109].

Уже через месяц после посева семян (к моменту пикировки рассады) число растений на единицу площади в вариантах с облучением в дозах от 2,5 до 10 Гр было несколько больше, чем в контроле (табл. 60). Средняя высота облученных растений при высадке в грунт достоверно превышала высоту контрольных растений. Подсчет числа цветущих растений в начале цветения показал, что в облученных вариантах в день подсчета их было в 3—4 раза больше, чем в контроле. В фазе массового цветения и завязывания плодов на первой кисти число растений с цветами и завязями в вариантах с облучением также было значительно больше, чем на контрольных делянках. Следовательно, растения, выросшие из семян, подвергнутых облучению, с самого начала развивались дружнее и быстрее, чем контрольные.

Положительное действие облучения сказалось и на результатах уборки урожая. Средняя масса и число плодов на одной делянке, а также средняя масса одного плода диаметром больше 3 см оказались в облученных вариантах выше, чем в контроле. Лишь при облучении в дозе 160 Гр несколько снизилась средняя масса одного плода. Число созревающих (желтых) плодов в облученных вариантах в 2—2,5 раза превышало таковое на контрольных делянках. Поскольку при уборке урожая зрею-

Таблица 60

Действие предпосевного облучения семян γ-лучами ^{60}Co на развитие и урожай томатов сорта Грунтовый Грибовский (средние данные из 12 повторностей)

Доза облучения, Гр	Число растений к моменту пикировки	Средняя высота рассады при высадке в грунт, см	Число цветущих растений на 28.VI	Число растений с завязями на первой кисти на 12.VII	Средняя масса плодов $d>3$ см на делянке, кг	Число желтых плодов на вариант	Среднее число всех плодов $d>3$ см на делянке	Средняя масса одного плода $d>3$ см, г
Контроль	149	11,5±0,3	11	51	8,2±0,7	16	194±16	42,3
2,5	172	14,6±0,3	33	72	9,5±0,6	37	206±17	46,4
5,0	160	14,8±0,2	42	83	10,0±0,4	36	225±14	44,2
10,0	171	14,9±0,2	43	88	10,1±0,4	40	233±11	43,6
20,0	148	14,2±0,2	40	80	9,5±0,4	47	216±11	44,2
40,0	150	14,5±5,2	34	77	9,8±0,3	33	226±13	43,4
80,0	148	14,6±0,3	31	76	9,3±0,4	31	216±13	43,5
160,0	148	12,8±0,2	28	64	8,9±0,4	22	224±8	39,9

щих плодов было мало, то от каждого варианта мы отобрали по 100 шт. возможно одинаковых и хорошо сформированных зеленых плодов и поставили их в комнатные условия на дозревание. Последующие проверки и подсчеты достигших товарной зрелости плодов показали, что процесс созревания томатов с контрольных растений более растянут во времени, чем с растений от облученных семян. Число зрелых плодов на время подсчета в облученных вариантах было значительно больше, чем в контроле; в последующем эта разница сглаживалась, хотя и в более поздние сроки число зрелых плодов в контроле было меньше, чем в облученных вариантах.

В Болгарии метод предпосевного γ-облучения семян томатов при выращивании в условиях закрытого грунта в настоящее время используется в практике промышленного возделывания этой культуры, поскольку он позволяет ускорить на 10—12 дней сбор урожая томатов, что имеет большое экономическое значение. Этот метод осваивается специалистами сельского хозяйства в Израиле, развиваются опытные работы в Индии, Германии и других странах [66, 101, 104].

Проведенные нами эксперименты по предпосевному γ-облучению семян белокочанной капусты (сорт Слава Московская), редиса (сорт Сакса) и кормовой капусты (сорт Мозговая красная) также подтвердили стимулирующее действие ионизирующей радиации. При облучении семян белокочанной капусты максимальная стимуляция проявилась в диапазоне доз от 2,5 до 20 Гр (по выходу рассады с единицы площади — до 16 %

превышения над контролем, средней массы одного рассадочного растения — на 10—40 % и средней массы одного кочана при уборке урожая — на 10—30 %).

Для кормовой капусты оптимальными оказались дозы облучения от 5 до 40 Гр. Превышение над контрольными растениями по выходу рассады с единицы площади составило до 30 %, а по массе надземной части — от 10 до 20 %. Облучение семян редиса в дозах от 2,5 до 20 Гр вызвало незначительное превышение над контролем средней массы корнеплодов и листьев; облучение в дозах свыше 40 Гр приводило к угнетению растений, что хорошо согласуется с результатами других экспериментов [27].

Принято считать, что эффект радиостимуляции лучше проявляется в том случае, если семена высеваются сразу после облучения. С увеличением сроков пострадиационного хранения семян до их высева стимулирующее действие облучения снижается [27]. Однако из этого правила имеются, по-видимому, исключения. Например, наши опыты с семенами томатов показали, что стимулирующее действие может сохраняться по крайней мере в течение одного года с момента облучения. При этом в случае высева семян сразу после облучения стимулирующее действие оказали дозы от 2,5 до 10 Гр, эффект от дозы 20 Гр был значительно ниже, а дозы в 40 и 80 Гр уже подавляли развитие растений. При высеве семян на следующий год после облучения оптимально стимулирующий эффект смещался в диапазон доз от 5 до 40 Гр, а дозы 80 и 160 Гр не оказали подавляющего действия [109, 112]. Можно полагать, что хранение облученных семян томатов в течение года частично нейтрализует эффекты, вызванные ионизирующей радиацией. Проявление эффекта радиостимуляции зависит также от условий пострадиационного хранения семян и выращивания растений. Благоприятная температура хранения семян, погодные условия и высокий агрофон выращивания растений способствуют более полному проявлению радиостимуляции [27].

Наряду с предпосевным облучением семян для радиостимуляции используется γ-облучение вегетирующих растений [24]. Этот метод способствует не только повышению продуктивности растений, но и возрастанию устойчивости их к неблагоприятным факторам среды, например к почвенной засухе [195]. Локальное облучение верхушек растений вызывает уменьшение апикального доминирования и увеличение числа цветков и боковых побегов, что находит применение при выращивании декоративных растений [194].

Однократное облучение черенков некоторых декоративных кустарников (сирени, боярышника и др.) в дозе 5 Гр приводит к стимуляции корнеобразования, развития корневой системы и надземных частей растений. В результате этого количество цветков на растениях возрастает почти на 30 % по сравнению с необлученным контролем [210]. Значительная стимуляция от-

мечена при разовом облучении в дозе 30 Гр вегетирующих розеток садовой земляники. Урожай ягод увеличивался до 228 % по сравнению с контрольными растениями [143].

В качестве основного аргумента противников использования ионизирующей радиации для стимуляции растений обычно приводится опасение последствий облучения за посевные качества и сортовую чистоту семян в результате мутагенных эффектов в последующих поколениях (194). В связи с этим проведены специальные опыты по изучению влияния однократного γ-облучения семян гороха посевного на рост, развитие и формирование урожая растений после лучевого воздействия [216].

Семена гороха (сорт Чишминский мелкосемянный) в воздушно-сухом состоянии облучали перед посевом на γ-установке типа «Игур-1» при мощности дозы 1,6 сГр/с в дозах 5,25 и 100 Гр, после чего высевали в вегетационные сосуды с почвой. В качестве контроля служили необлученные семена, высеянные в такие же вегетационные сосуды. В процессе вегетации проводили визуальные наблюдения за ростом и развитием растений, а в конце сезона, при разборке опыта, измеряли высоту растений, учитывали число бобов и горошин, определяли массу 1000 семян. В дальнейшем семена каждого из вариантов опыта урожая предшествующего года пересевали в трех повторностях в вегетационные сосуды с почвой в течение пяти лет без дополнительного облучения и проводили анализ показателей роста, развития и урожая растений в F_1, F_2, F_3, F_4 и F_5 поколениях после однократного облучения.

Результаты шестилетнего эксперимента представлены на рис. 42 в виде отклонений изучавшихся показателей от контроля в процентах. В первый год после облучения семян (P) в дозах 5 и 25 Гр не отмечено существенных отклонений от контроля ни по одному из изучавшихся показателей. Семена, облученные в 100 Гр, по данным визуальных наблюдений, взошли на 2-е сут позднее, и всхожесть их не превышала 80 %. Растения в этом варианте по высоте отличались большой вариабельностью. Часть растений (55 %) была в 3 раза ниже контрольных и несла явные признаки лучевого поражения (морщинистость листьев и хлорозные пятна на листьях первых двух ярусов). Среди угнетенных растений в течение сезона вегетации отмечается отпад, а некоторые особи не погибали, но и не достигали генеративной стадии. Другая часть растений либо не отличалась от контрольных, либо была даже выше и мощнее. Среди выживших в этом варианте отмечено два растения, высота которых в конце сезона в 1,5 раза превышала контрольную, на этих растениях сформировалось в 3 раза больше бобов и горошин, а масса 1000 семян на 20 % превышала контроль. При этом растения зацвели на неделю позднее и цвели до конца вегетационного сезона. Появление таких растений-гигантов при облучении в большой дозе, по-видимому, связано как с изреживанием посева и улучшением

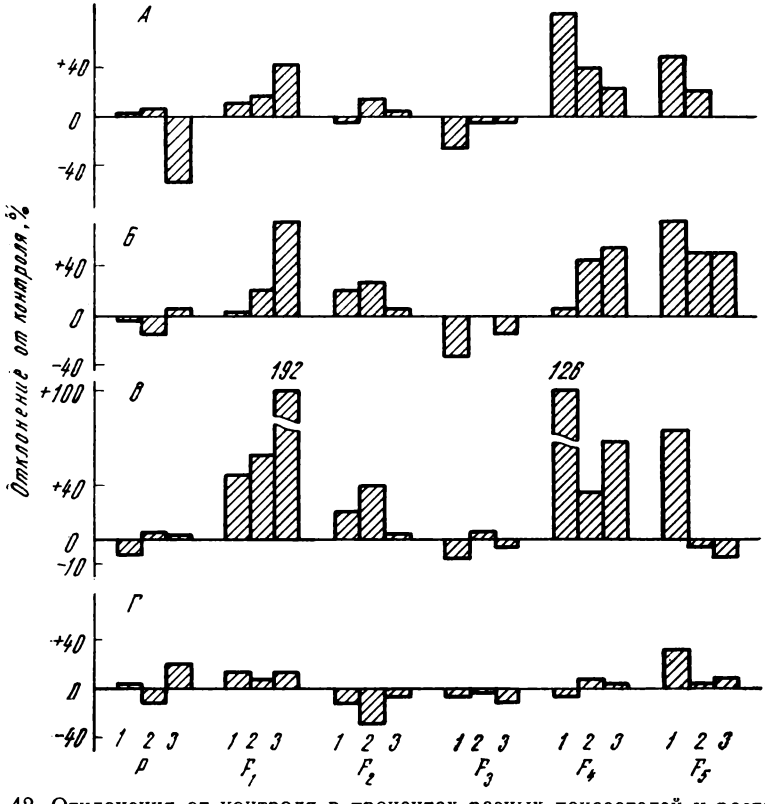


Рис. 42. Отклонения от контроля в процентах разных показателей у растений гороха в поколениях P, F_1 — F_5.

А — высота растений, см, *Б* — число бобов, *В* — число горошин, *Г* — масса 1000 семян, г. *1—3* — доза предпосевного облучения семян, Гр: *1* — 5; *2* — 25; *3* — 100.

в связи с этим эдафических условий, так и с нарушением физиологических процессов в их онтогенезе [194].

В следующем поколении (F_1) при облучении родительских семян в дозе 5 Гр растения не имели отличий от контроля, кроме показателя семенной продуктивности — числа горошин ($P \leqslant 0{,}05$). При облучении в дозах 25 и 100 Гр отмечена статистически достоверная стимуляция по высоте растений ($P \leqslant 0{,}01$), числу бобов ($P \leqslant 0{,}05$) и горошин ($P \leqslant 0{,}01$). Интегральный показатель качества семян (масса 1000 семян) ни в одном из последующих поколений не дал статистически достоверных различий от контроля.

Растения в F_2, F_4 и F_5 поколениях при всех дозах облучения дали достоверные положительные отклонения от контроля по основным показателям. Лишь при дозе 100 Гр в F_5 имело место отрицательное отклонение по числу горошин на одно растение, однако оно оказалось статистически недостоверным.

Растения в F_3 поколении по всем исследовавшимся показателям не отличались от контроля, что может быть связано с резкими колебаниями температуры среды в течение первого месяца после посева семян (от —5 до +30 °С). На такую зависимость проявления эффекта радиостимуляции растений от неблагоприятных условий погоды после посева и прорастания семян указывается в работе [9].

Следовательно, анализ результатов вегетационных опытов показывает, что однократное облучение семян гороха в дозах от 5 до 100 Гр проявляется в последующих пяти поколениях преимущественно в виде некоторой стимуляции роста растений и урожая семян. При этом посевные качества семян не ухудшаются. Аналогичные данные были получены ранее в работах с предпосевным облучением семян ржи, пшеницы, ячменя, гороха и люцерны [29, 173, 222]. Это свидетельствует о том, что лучевые повреждения, вызванные в семенах облучением в стимулирующих и даже в повреждающих дозах, полностью восстанавливаются в первый же год после облучения, в процессе онтогенеза растений. Поэтому семена, сформировавшиеся на растениях в первый год после облучения, оказываются к моменту их созревания без видимых или установимых признаков лучевого поражения.

5.5. РАДИОЗАЩИТНОЕ ДЕЙСТВИЕ ПРЕДВАРИТЕЛЬНОГО ОБЛУЧЕНИЯ СЕМЯН В МАЛЫХ ДОЗАХ И РАДИОАДАПТАЦИЯ

Длительное время считалось, что любая доза ионизирующих излучений оказывает на живые объекты в той или иной степени повреждающее действие. Однако при фракционировании большой дозы на равные доли отмечали снижение повреждающего действия радиации по сравнению с одномоментным облучением в той же дозе. Обьяснение этого эффекта сводилось к тому, что в промежутках между фракциями облучения организмы успевают частично восстанавливаться от лучевых повреждений [367]. Затем стали появляться данные о том, что при фракционировании дозы на неравные доли, когда первая фракция составляет около 10 % или несколько менее от общей дозы, повреждающее действие радиации также снижается. Такая реакция на уровне организма и целостной клетки на малые дозы отмечалась на животных, высших растениях, дрожжах и бактериях. Механизм радиозащитного действия предварительного облучения в малых дозах связывали у млекопитающих с иммунобиологическими реакциями и усилением регенеративных способностей гемопоэтической ткани [16], у икры и личинок рыб, а также растений — с явлениями радиостимуляции [122, 215], а на клеточном уровне у бактерий — с адаптацией к повышенному фону радиации [83].

В связи с этим была проведена серия экспериментов на семенах гороха посевного (*Pisum sativum* L.) и получены результаты, свидетельствующие о повышении радиоустойчивости генетических структур зародышевых клеток семян (по выходу хромосомных аберраций) в ответ на предварительное облучение в малых дозах [11, 115а, 116, 162, 163].

В первых опытах покоящиеся семена гороха (сорт Капитал) при влажности 12 % предварительно облучали γ-лучами ^{60}Co в дозах 0,5; 1,0; 2,5; 5,0; 10,0 Гр (мощность дозы 0,22 Гр/мин). Повторному облучению в дозе 25,0 Гр эти семена подвергали в набухшем состоянии после оптимального 24-часового намачивания в воде при комнатной температуре 22—24 °С. Выбор дозы для повторного облучения обусловлен тем, что при ней, как показали предварительные опыты, в зародышевой меристеме проростков гороха к концу первого пострадиационного митоза количество клеток с хромосомными аберрациями при анафазном анализе составляет 40—50 %.

В последующих опытах покоящиеся семена гороха предварительно облучали лишь в дозе 1,0 Гр, а при повторном облучении — в дозах 5,0; 10,0; 15,0; 20,0; 25,0; 30,0; 35,0 и 50,0 Гр после 24-часового намачивания. Контролем в тех и других опытах служили семена, не подвергавшиеся облучению, а также в первом случае предварительно облученные в покоящемся состоянии в дозе 1,0 Гр, но без повторного облучения, во втором — облученные в набухшем состоянии в разных дозах, но без предварительного облучения в малой дозе.

Во всех опытах проростки фиксировали в смеси этилового спирта с уксусной кислотой (3 : 1). В качестве критерия радиобиологической реакции учитывали клетки с хромосомными аберрациями в корневой меристеме прорастающих семян на давленных препаратах, окрашенных ацетолакмоидом. При этом клетку считали поврежденной, если в ней содержалась хотя бы одна из хромосомных аберраций типа «мост» или «фрагмент». Объем выборок составлял 4—30 корешков на одну экспериментальную точку с просчетом в каждом корешке по 50 делящихся клеток на стадии анафазы.

При статистической обработке применяли дисперсионный анализ, а также проводили попарное сравнение отдельных значений, средних по вариантам, используя критерий Стьюдента. За уровень значимости принимали $P \leqslant 0{,}05$.

В контрольном (необлученном) варианте и при облучении семян в дозе 1,0 Гр (без повторного облучения) число клеток с хромосомными аберрациями составляет соответственно 2,8 и 3,2 %, т. е. практически одинаково (табл. 61). Из этого следует, что облучение покоящихся семян гороха в дозе 1,0 Гр не вызывает видимых изменений генетических структур зародышевых клеток. Вместе с тем при облучении набухших семян в дозе 25 Гр (без предварительного облучения) число клеток с хромо-

Таблица 61

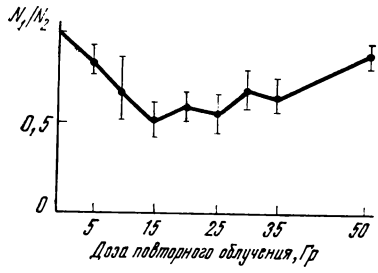
Выход клеток с хромосомными аберрациями в зависимости от дозы предварительного γ-облучения покоящихся семян при последующем их облучении в стадии набухания в дозе 25 Гр

Доза предварительного облучения, Гр	Число исследованных клеток	Колич. клеток с хромосомными аберрациями, %	Число поврежденных клеток на 1 Гр
0,0	200	34,5±7,3	2,7
0,5	200	16,5±4,2	1,3
1,0	250	14,0±3,4	1,3
2,5	250	25,6±4,7	2,3
5,0	200	38,5±4,3	2,5
10,0	200	54,0±8,1	3,0
1,0—без повторного облучения	250	3,2±0,83	—
Контроль необлученный	250	2,8±0,95	—

сомными аберрациями достигает 34,5 %. Если же семена облучали предварительно в дозах 0,5 и 1,0 Гр, то число поврежденных клеток снижалось вдвое ($t=5{,}4$, $P\leqslant 0{,}01$). Предварительное облучение в дозах 2,5 и 5,0 Гр не оказывает статистически достоверного радиозащитного действия к последующему облучению, а при дозе 10,0 Гр намечается усиление лучевого поражения.

Проведены опыты по изучению зависимости радиозащитного действия предварительного облучения в дозе 1,0 Гр от дозы повторного облучения (рис. 43). Легко заметить, что число клеток с хромосомными аберрациями в вариантах с предварительным облучением семян при всех дозах повторного облучения меньше, чем в вариантах без предварительного облучения. В наибольшей степени радиозащитный эффект проявляется при повторном облучении в дозах от 15,0 до 25,0 Гр. Он частично сохраняется и при больших дозах, что свидетельствует о достаточно высокой устойчивости механизма, лежащего в основе радиозащитного действия, индуцированного предварительным облучением покоящихся семян в малой дозе.

Можно предположить, что повышение радиоустойчивости зародышевых клеток семян в результате предварительного облучения связано со сдвигом фаз первого митотического цикла. Однако результаты опытов не подтвердили этого. Предварительное облучение в дозе 1,0 Гр не вызывает заметных сдвигов ни во времени появления первых делящихся клеток, ни в абсолютных величинах митотической активности, а поэтому — и в прохождении отдельных фаз митотического цикла (рис. 44). Да и трудно ожидать, чтобы столь малые дозы, как 0,5 и 1,0 Гр, при облучении покоящихся семян с их крайне замедленным метаболизмом могли изменить прохождение фаз первого митоза. Поэтому была высказана рабочая гипотеза, что радиозащитное



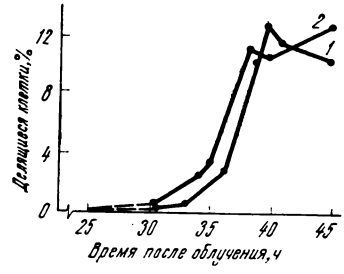


Рис. 43 Изменение числа клеток с хромосомными аберрациями в корневой меристеме прорастающих семян гороха в зависимости от дозы повторного γ-облучения при предварительном облучении семян в дозе 1 Гр.

N_1 — число клеток с хромосомными аберрациями при предварительном облучении в дозе 1 Гр, N_2 — число поврежденных клеток без предварительного облучения.

Рис. 44. Митотическая активность корневой меристемы прорастающих семян в вариантах без предварительного облучения (*1*) и с предварительным облучением в дозе 1 Гр (*2*).

Основное облучение семян после 24-часового намачивания в обоих вариантах — в дозе 15 Гр (*пунктиром* обозначены единичные делящиеся клетки).

действие предварительного облучения семян в малых дозах объясняется активацией процессов восстановления цитогенетических повреждений, вызываемых повторным облучением в больших дозах [11, 162].

Для проверки этой гипотезы проведены специальные опыты по следующей методике. В одном случае покоящиеся семена предварительно облучали в дозе 1,0 Гр, а затем в набухшем состоянии дополнительно — в дозе 15,0 Гр. Контролем для них служили семена, облученные в набухшем состоянии в большой дозе, но без предварительного облучения. В другом, облучение провели по такой же схеме, но семена перед облучением в большой дозе намачивали в водном растворе акрифлавина — одного из ингибиторов внутриклеточного восстановления генетических повреждений, концентрацией 13 мг/л. Последняя, не нарушая прохождения первого пострадиационного митоза зародышевых клеток семени, блокирует действие репарирующих

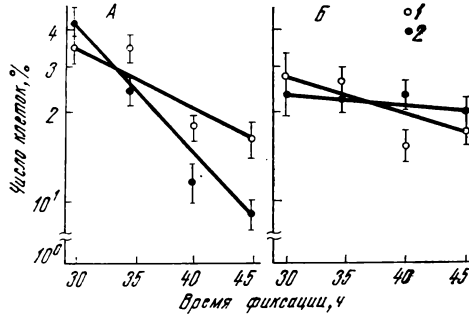


Рис. 45. Число клеток с хромосомными аберрациями в зависимости от интервала времени между основным облучением (проведено через 24 ч после намачивания) и фиксацией проростков.

А — без ингибитора, *Б* — с ингибитором (акрифлавин). *1* — облучение набухших семян в основной дозе 15 Гр, без предварительного облучения; *2* — предварительное облучение семян в дозе 1 Гр и повторное облучение в дозе 15 Гр.

ферментов, поскольку ДНК в генетических структурах становится для них недоступной [69, 200].

В опытах без применения акрифлавина число клеток с хромосомными аберрациями уменьшается с увеличением времени между облучением в большой дозе и фиксацией проростков (рис. 45). Регрессионный анализ экспериментальных данных показал, что коэффициент регрессии достоверно отличается от нуля ($P \leqslant 0{,}05$). Это свидетельствует о том, что после облучения идут процессы восстановления хромосомных повреждений в зародышевых клетках. При этом в варианте с предварительным облучением в малой дозе клетки восстанавливаются быстрее, чем без него. После обработки семян акрифлавином наклон кривых зависимости числа поврежденных клеток от времени фиксации проростков существенно выравнивается. Это свидетельствует о блокировке акрифлавином репарирующих ферментных систем, отвечающих за восстановление лучевых повреждений [13]. Коэффициенты регрессии в этом случае не отличаются от нуля. Сравнение коэффициентов регрессии по результатам опыта с обработкой семян акрифлавином и без таковой показывает, что разница между этими вариантами высоко достоверна ($P \leqslant 0{,}002$).

Следовательно, результаты наших опытов подтверждают, что повышение радиоустойчивости генетических структур зародышевых клеток семян растений, индуцированное предварительным γ-облучением в малых дозах, в значительной степени определяется активацией работы внутриклеточных репарирующих ферментов.

Учитывая неспецифичность действия ионизирующей радиации на биологические объекты, можно предположить, что предпосевное облучение семян в малых дозах наряду с радиостимуляцией растений и повышением устойчивости растительных клеток к последующему лучевому воздействию вызывают и возрастание их устойчивости к другим мутагенным факторам. В частности, на это косвенно указывают работы по изучению радиоадаптационных явлений в популяциях травянистых растений, длительное время произрастающих в условиях повышенного фона ионизирующей радиации [248, 249]. В них отмечается, что повышение радиоустойчивости растений по выходу хромосомных аберраций в клетках меристемы листьев к провокационному дополнительному облучению сопровождается увеличением резистентности к действию химических мутагенов. Весьма вероятно, что радиоадаптация, приводящая к повышению радиоустойчивости травяных растений и хлореллы в условиях хронического облучения в малых дозах [255], также связана с активацией в этих условиях работы внутриклеточных репарирующих ферментов. Механизм естественного отбора в этом случае вряд ли способен привести к повышению радиоустойчивости исходных популяций, поскольку хроническое облучение в сравнительно малых дозах не приводит к гибели облучаемых растительных объектов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В работе рассмотрены два главных аспекта радиоэкологии почвенно-растительного покрова: биогеохимический и радиобиологический. Первый включает в себя изучение миграции и распределения радионуклидов в основных биогеоценотических звеньях «почва — раствор», «почва — растение» и «почва — растительный покров естественных биогеоценозов», а второй объединяет исследования биологического действия на растения и их сообщества ионизирующей радиации от внешних источников и при радиоактивном загрязнении почвенно-растительного покрова непосредственно.

Исследования в системе «почва — раствор» показали, что скорость и полнота поглощения микроколичеств ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce, а также ^{226}Ra, ^{232}Th и ^{238}U в почве из водных растворов определяются (при прочих равных условиях) химической природой радионуклидов и мало зависят от свойств почвы. Это обусловлено тем, что емкость поглощения изучавшихся разновидностей почв достаточно велика для фиксации сорбционно способных форм микроколичеств радионуклидов, остающихся в растворе. Изменение pH от 3 до 10 не влияет на поглощение радионуклидов ^{60}Co, ^{90}Sr почвой, тогда как поглощение ^{59}Fe, и ^{144}Ce с повышением pH заметно снижается. Последнее объясняется тем, что в щелочной среде железо и церий переходят в коллоидные формы, плохо сорбируемые почвой. Показано, что поглощение ^{60}Co, ^{91}Y и ^{144}Ce почвой зависит также от содержания в растворе стабильных изотопов железа и алюминия; оно снижается тем резче, чем выше концентрация этих элементов в исходном растворе. Механизм такого снижения можно связать с процессами сорбции радионуклидов на коллоидах гидроокиси железа и алюминия.

Опытами с искусственными комплексонами установлено, что в закомплексованной форме большинство радуонуклидов слабо поглощается почвой, а эффективность комплексов находится в прямой зависимости от прочности внутрикомплексных соединений, характеризующихся константами устойчивости. Водные экстракты из растительного опада также повышают подвижность с системе «почва — раствор» всех изучавшихся радионуклидов, за исключением ^{137}Cs. Такое действие растительных экстрактов, с одной стороны, объясняется наличием в них органических ве-

ществ, способных переводить соответствующие радионуклиды (химические элементы) в устойчивые, растворимые в воде внутрикомплексные соединения, а с другой — повышенной концентрацией в них других катионов (особенно макроэлементов), способных вытеснять радионуклиды из почвы в раствор.

Из числа искусственных радионуклидов наиболее прочно во всех исследованных почвах фиксируются ^{59}Fe и ^{137}Cs, остальные по прочности фиксации в почвах можно расположить в ряду: $^{91}Y > ^{144}Ce > ^{60}Co > ^{90}Sr$. Из естественных радионуклидов наименее прочно связывается ^{226}Ra, а затем идут ^{238}U и ^{232}Th. Почвы по прочности фиксации в них радионуклидов изменяются в ряду: дерново - луговая > чернозем > краснозем > дерново - подзолистая. Поскольку они примерно в той же последовательности отличаются друг от друга по содержанию гумуса и илистой фракции, предполагается, что органическое вещество и дисперсные илистые частицы способны снижать подвижность радионуклидов в почве. Специальные опыты с лишенными органического вещества почвами подтвердили, что прочность фиксации в них радионуклидов значительно ниже, чем в нативных почвах. Увеличение времени взаимодействия с нативной почвой как искусственных, так и естественных радионуклидов приводит к снижению их подвижности в системе «почва — раствор» за счет дополнительного перехода в прочно закрепленные формы (эффект «старения»).

Среди различных катионов, применявшихся в экспериментах в качестве десорбентов, для некоторых радионуклидов выделены так называемые специфические вытеснители. Для ^{59}Fe таким вытеснителем является алюминий, для ^{91}Y — медь и железо, для ^{144}Ce — железо. Десорбирующее действие катионов относительно ^{60}Co и ^{90}Sr увеличивается с возрастанием их атомной массы и валентности. Последнее свидетельствует о преобладании ионно-обменного механизма поглощения этих радионуклидов в почве. Сильное десорбирующее действие специфических вытеснителей объясняется тем, что в почве они вступают преимущественно в такие же соединения, как и вытесняемые ими радионуклиды. Следовательно, катионы — специфические вытеснители — можно рассматривать в почве в качестве неизотопных носителей соответствующих радионуклидов.

С повышением обводненности почвы общее содержание всех изучавшихся радионуклидов в жидкой фазе увеличивается. В результате, если судить о степени подвижности разных радионуклидов в почве по их общему содержанию в жидкой фазе, во влажной почве подвижность ^{90}Sr превышает таковую остальных радионуклидов в десятки и сотни раз. При переходе же к почвенным суспензиям эти различия заметно сглаживаются под влиянием выделяемых из почвы водно-растворимых веществ органической и минеральной природы.

Опыты с почвенными колонками подтвердили повышенную

миграционную способность ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{238}U и ^{232}Th при разных режимах почвенного увлажнения. Различия в вертикальной миграции между ^{90}Sr и ^{137}Cs сохраняются и в опытах с почвенными колонками с внесением на поверхность почвы измельченного опада хвои сосны, листьев осины и березы. Разница между ^{90}Sr и ^{137}Cs отмечена также на участках естественных лесных биогеоценозов с растительным опадом.

Данные вегетационных опытов в общем достаточно хорошо согласуются с основными результатами, полученными при изучении подвижности радионуклидов в системе «почва — раствор». Так, большей подвижности в этой системе ^{90}Sr, обусловленной относительно слабой фиксацией его в почве, соответствует более высокое поступление этого нуклида из почвы в растения. Соответствие результатов лабораторных и вегетационных опытов дает основание считать, что поступление радионуклидов из почвы в растения в значительной мере зависит от степени их подвижности в более простой системе «почва — раствор». Последний параметр в свою очередь определяется химической природой радионуклидов, формой, в которой они находятся в почвенном растворе, а также свойствами почвы. Поступление радионуклидов в растения частично зависит и от биологических особенностей растений.

Почвы с высоким содержанием гумуса и илистой фракции прочнее фиксируют радионуклиды, вследствие чего из тяжелых по механическому составу почв с повышенным содержанием гумуса поступление радионуклидов в растения снижается. С повышением увлажненности почвы от уровня влажности завядания до полной влагоемкости общий вынос радионуклидов растениями увеличивается. Однако это увеличение обусловлено лишь возрастанием биомассы растений на более увлажненной почве, а не изменением концентрации радионуклидов в растениях, которая остается практически одинаковой при всех изучавшихся режимах увлажнения. В соответствии с этим и коэффициенты дискриминации ^{90}Sr относительно его макроаналога Ca, а также ^{137}Cs относительно K при поступлении их из почвы в растения не зависят от уровня увлажненности почвы. Отмечено некоторое возрастание поступления ^{59}Fe в растения с повышением температуры поливной воды от $+2$ до $+50\,°C$.

Установлено значительное увеличение поступления в растения ^{59}Fe, ^{60}Co и ^{91}Y при внесении этих радионуклидов в почву в форме внутрикомплексных соединений с искусственным комплексом ЭДТА. В этом случае также отмечено хорошее соответствие между результатами лабораторных и вегетационных опытов. В первых комплексон, снижая сорбцию радионуклидов в почве, увеличивает их подвижность в системе «почва — раствор», а в вегетационных опытах этот механизм приводит к увеличению поступления радионуклидов в растения. На подвижность радионуклидов стронция, цезия и церия комплексон не оказы-

вает существенного влияния, поскольку комплексные соединения этих радионуклидов в почве недостаточно устойчивы к процессам химического и биологического разрушения. С увеличением избыточных концентраций комплексона в среде (почве, питательном растворе) отмечается снижение накопления ^{60}Co растениями. Предполагается, что такое снижение связано с образованием при избытке комплексона его соединений с другими катионами, которые вступают в конкурентные отношения при поступлении их из внешней среды в растения. Отмеченную особенность необходимо учитывать, в частности, при использовании комплексных соединений в качестве микроудобрений, так как избыток комплексона по отношению к микроэлементу в исходном препарате снижает эффективность микроудобрения.

В опытах с шахтными водами, содержащими повышенные концентрации естественных радионуклидов (^{226}Ra, ^{210}Pb и ^{210}Po), показано, что накопление их в растениях существенно зависит от способа полива растений. При поливе дождеванием в надземных частях растений удерживается в 2—3 раза больше радионуклидов, чем при поливе напуском. Основное же количество нуклидов, а также ионов натрия и хлора, поступающих с поливной шахтной водой, задерживается в почве, что может со временем привести к радиоактивному загрязнению почвенно-растительного покрова и к ухудшению водно-физических свойств почвы за счет накопления в ней ионов-загрязнителей Na и Cl.

Дополнительное внесение в почву фосфорных удобрений снижает поступление в растения ^{238}U, что особенно отчетливо проявляется на обедненной фосфором дерново-подзолистой почве. В связи с этим в работе рассматриваются различные способы снижения поступления радионуклидов в растения, чтобы обеспечить на загрязненных почвах получение сельскохозяйственной продукции с минимальным содержанием радионуклидов.

Следует подчеркнуть, что основные результаты серии опытов, проведенных на участках естественных биогеоценозов, тоже достаточно хорошо согласуются с результатами лабораторных и вегетационных опытов. В естественных условиях наиболее подвижными в почве проявили себя ^{59}Fe и ^{144}Ce. Это обусловлено физико-химическим состоянием указанных радионуклидов в почвенном растворе, поскольку лабораторными опытами в системе «почва — раствор» показано, что при pH 6—8, характерных для исследуемых почв, радионуклиды железа и церия переходят в коллоидные формы, плохо сорбируемые почвой.

По сравнению с другими радионуклидами ^{90}Sr в естественных условиях оказался менее подвижным в почве, чем можно было ожидать по данным лабораторных и вегетационных опытов. Это связано как с переходом ^{90}Sr со временем в необменное состояние в результате изоморфного замещения кальция в почвенных минералах — эффект «старения», так и с выравниванием скоростей миграции разных радионуклидов под влиянием сезон-

ных колебаний режима увлажнения почвы и температуры. Повышенную миграцию ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr в этих опытах можно объяснить большей продолжительностью проведения эксперимента с радиоактивным цезием, что подтверждается специальными опытами по изучению сравнительной миграции указанных радионуклидов за одинаковые промежутки времени. Проведенные нами опыты на сопряженных по стоку естественных участках горно-лесного ландшафта Южного Урала и на участках тундрового ландшафта в условиях Крайнего Севера показали, что при прочих равных условиях ^{90}Sr обладает более высокой миграционной способностью по сравнению с ^{137}Cs как непосредственно в почвенно-растительном покрове, так и в ландшафте в целом. Об этом же свидетельствуют результаты сравнительного изучения миграции и распределения указанных радионуклидов в почвенно-растительном покрове и по элементам ландшафта, попавших туда с глобальными радиоактивными выпадениями из атмосферы и в результате эксплуатации атомной электростанции. При этом отмечается, что в таких условиях мхи и лишайники удерживают в себе больше ^{137}Cs, чем ^{90}Sr, поскольку радиоактивный цезий прочнее удерживается в тканях растений, чем ^{90}Sr.

В зоне Белоярской АЭС радиоактивное загрязнение окружающей природной среды связано в основном с жидкими промышленными сбросами, которые поступают в течение более трех десятилетий (с момента начала эксплуатации этой станции) в примыкающую к АЭС болотно-речную экосистему. Основными загрязнителями этой экосистемы являются ^{3}H и ^{137}Cs, за ними в порядке убывания следуют ^{60}Co и ^{90}Sr. Прибрежные болотистые образования экосистемы (донные отложения, растительность) служат своеобразным природным экраном на пути миграции радионуклидов к береговой зоне и к окружающему болото почвенно-растительному покрову. В результате этого на прибрежных участках почвы и наземной растительности дополнительно задерживается лишь ^{137}Cs в периоды весеннего затопления этих участков и с ветровым переносом. На расстоянии свыше 300—500 м от берега содержание этого радионуклида в почвенно-растительном покрове не превышает фонового уровня. То же подтвердили и специальные исследования содержания долгоживущих радионуклидов в доминирующих видах травянистых растений, съедобных грибах, а также во мхах и лишайниках, произрастающих в окрестностях АЭС. Последние рассматриваются в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова.

Необходимо отметить, что принятый нами методологический подход в сравнительном изучении миграционной способности радионуклидов в основных биогеоценотических звеньях «почва — раствор», «почва — растение» и «почва — растительный покров естественных биогеоценозов» оказался вполне оправданным. Как

показали результаты выполненных исследований, он позволил не только дать общую сравнительно-феноменологическую характеристику поведения изучавшихся радионуклидов в системах различной сложности, но и вскрыть в отдельных случаях конкретные физико-химические и экологические механизмы, регулирующие подвижность радионуклидов в этих системах. Исследования подтвердили, что вопросы радиоактивного загрязнения, а также миграции и распределения радионуклидов в компонентах почвенно-растительного покрова тесно связаны с другой весьма важной задачей радиоэкологии — изучением биологического действия радиоактивных веществ и их излучений.

Следует признать, что наши данные сравнительной радиочувствительности разных видов растений в зависимости от ряда сопутствующих факторов, хотя и дают общее представление о наиболее уязвимых звеньях почвенно-растительного покрова при облучении от внешних источников и радиоактивном загрязнении, оказываются неполными для составления более детальной картины и научно обоснованных прогнозов экологических последствий лучевых воздействий. В связи с этим необходимо и впредь вовлекать в сферу радиоэкологических исследований все новые виды растений, изучая их радиочувствительность с учетом стадий развития, физиологического состояния, изменения факторов внешней среды и режима облучения. Поскольку в естественных условиях обитания растительные организмы представлены в виде более или менее сложных сообществ растений (фитоценозов), наряду с изучением радиочувствительности отдельных видов растений на организменном уровне необходимо всемерно развивать работы по исследованию радиочувствительности на уровне растительных популяций и фитоценозов. Критериями радиочувствительности при этом являются данные по численности популяции, ее возрастной структуре, воспроизводительной способности и смертности отдельных видов, биомассе, перестройке в составе и структуре растительных сообществ и другие параметры, используемые при описании биологических систем надорганизменных уровней. Как показано в настоящей работе, под влиянием радиационного фактора за счет вторичных изменений в составе и структуре перенаселенных сообществ растений могут наблюдаться явления псевдорадиоугнетения при относительно малых дозах лучевого воздействия и ложной радиостимуляции при весьма высоких дозах облучения. Изучению комбинированного действия ионизирующей радиации в сочетании с другими факторами внешней среды, количественной оценке значения отдельных факторов в лучевом поражении растительного покрова должно уделяться в радиоэкологических исследованиях все большее внимание.

В заключительных разделах нашей работы рассматриваются вопросы радиостимуляции растений, радиозащитного действия предварительного облучения семян в сравнительно малых дозах

по отношению к последующему повреждающему лучевому воздействию и связанных с радиозащитным действием явлений радиоадаптации.

Лучевые повреждения, вызываемые в семенах облучением в стимулирующих и частично даже в повреждающих дозах, полностью восстанавливаются в первый же год после облучения, в процессе онтогенеза растений. Поэтому новые семена, сформировавшиеся на растениях к концу первой вегетации после облучения, оказываются к моменту их созревания без видимых или установимых признаков лучевого поражения, что сохраняется и в последующих поколениях растений. Кроме того, установлено, что предпосевное облучение семян гороха в диапазоне стимулирующих доз приводит к радиозащитному эффекту на уровне генетических структур зародышевых клеток (хромосомные аберрации) по отношению к последующему облучению в повреждающих дозах. Это связано, как нам представляется, с активацией работы внутриклеточных репарирующих ферментных систем в результате предварительного облучения семян в относительно малых дозах.

Такое радиозащитное действие малых доз γ-излучения подкрепляет правомерность использования метода предпосевного облучения семян для радиостимуляции растений и повышения их продуктивности, открывает также новые подходы к оценке концепции беспороговой линейной зависимости «доза — эффект» в радиобиологии. Учитывая неспецифичность действия ионизирующей радиации на биологические объекты, можно ожидать, что предпосевное облучение семян в малых дозах, наряду с радиостимуляцией растений и повышением устойчивости генетических структур клеток к последующему облучению, будет вызывать повышение устойчивости растений к другим повреждающим мутагенным факторам.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агрохимические методы исследования почв / Отв. ред. А. В. Соколов. М.: Наука, 1975.

2. Александрова Л. Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. Л.: Наука, 1980.

3. Алексахин Р. М. Актуальные проблемы современной радиоэкологии в свете изучения проблемы миграции радионуклидов и действия радиации на природные биогеоценозы // Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976.

4. Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: Изд-во АН СССР, 1963.

5. Алексахин Р. М. Ядерная энергия и биосфера. М.: Энергоиздат, 1982.

6. Алексахин Р. М., Гинзбург Л. Р., Медник И. Т., Прохоров В. М. Модель круговорота Sr^{90} в лесном биогеоценозе // Экология. 1976. № 3.

7. Алексахин Р. М., Нарышкин М. А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977.

8. Алексахин Р. М., Тихомиров Ф. А., Куликов Н. В. Состояние и задачи лесной радиоэкологии // Экология. 1970. № 1.

9. Алексеева Е. С. Использование радиации в селекции гречихи // Материалы первой научно-практической конференции по применению изотопов и ионизирующих излучений в сельском хозяйстве. Кишинев, 1970.

10. Альшиц Л. К. Связь изменения радиочувствительности семян гороха в процессе набухания и прорастания с пострадиационным восстановлением: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1969.

11. Альшиц Л. К., Бернер Н. Г., Позолотин А. А. О возможности стимуляции системы восстановления малыми дозами ионизирующего излучения // Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975.

12. Альшиц Л. К., Куликов Н. В. Влияние влажности семян на цитогенетические эффекты в разных условиях лучевого воздействия // Действие ионизирующих излучений на растения. Свердловск, 1985.

13. Альшиц Л. К., Куликов Н. В., Шевченко В. А., Юшков П. И. Изменение радиочувствительности семян гороха под влиянием малых доз радиации // Радиобиология. 1981. Т. 21, № 3.

14. Андреев В. С. Генетический механизм радиостимуляции растений // Предпосевное облучение семян сельскохозяйственных культур / Под общ. ред. А. М. Кузина. М.: Изд-во АН СССР, 1963.

15. Антипов-Каратаев И. Н., Цюрупа И. Г. О формах и условиях миграции веществ в почвенном профиле // Почвоведение. 1961. № 8.

16. Арбузов С. Я., Ломонос П. И. О приобретенной радиорезистентности // Радиобиология. 1962. Т. 2, № 4.

17. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1970.

18. Архипов Н. П., Егоров А. В., Клечковский В. М. К оценке размеров поступления стронция-90 из почвы в растения и его накопление в урожае // Докл. ВАСХНИЛ. 1969. № 1.

19. Архипов Н. П., Тюменцева Л. М., Февралева Л. Т. и др. Поведение естественных радиоактивных нуклидов техногенного происхождения в почвах // Экология. 1982. № 1.

20. Атабекова А. И. Действие рентгеновских лучей на семена и проростки // Биол. журн. 1936. Т. 5, № 1.
21. Афанасьева А. С. Действие рентгеновских лучей на воздушно-сухое, увлажненное и проросшее зерно пшеницы // Бюл. МОИП. 1939. Т. 48.
22. Багдалов Н. Б., Мулинов М. М., Мулинов Т. М. Гамма-спектр естественной радиации растений // Тр. Самарканд. ун-та. Нов. серия. 1972. Вып. 223.
23. Баранов В. И. Об усвоении радиоактивных элементов растениями // ДАН СССР. 1939. Т. 24, № 9.
24. Батыгин Н. Ф., Савин В. И. Использование ионизирующих излучений в растениеводстве. Л.: Колос, 1966.
25. Бердников А. И., Орешко В. Ф. Влияние pH на сорбцию ^{60}Co торфом // Радиохимия. 1963. Т. 5, вып. 3.
26. Бердников А. И., Орешко В. Ф. Влияние стабильного кобальта на сорбцию ^{60}Co торфом // Радиохимия. 1965. Т. 7, вып. 4.
27. Березина Н. М. Предпосевное облучение семян сельскохозяйственных растений. М.: Атомиздат, 1964.
28. Бочкарев В. М., Антропова З. Г., Белова Е. И. Миграция стронция-90 и церия-144 в почвах различного механического состава // Почвоведение. 1964. № 9.
29. Бреславец Л. П. Растения и лучи Рентгена. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1946.
30. Бруновский Б. К., Кунашева К. Г. О содержании радия в некоторых растениях // ДАН СССР. Сер. А. 1930. Т. 20.
31. Бурец Л. А., Граковский В. Г. Вынос стронция-90 и цезия-137 из различных почв ежой сборной в модельном опыте // Бюл. Почв. ин-та ВАСХНИЛ. 1979. № 21.
32. Буроземообразование и псевдооподзоливание в почвах Русской равнины / Отв. ред. С. В. Зонн. М.: Наука, 1974.
33. Васильев И. М. Действие ионизирующих излучений на растения. М.: Изд-во АН СССР, 1962.
34. Веригина К. В. К вопросу о подвижности и накоплении железа при почвообразовании // Тр. Почв. ин-та им. Докучаева. 1950. Т. 34.
35. Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1940.
36. Вернадский В. И. Биосфера. Л.: Науч. хим.-техн. изд-во, 1926.
37. Вернадский В. И. О концентрации радия живыми организмами // ДАН СССР. Сер. А 1929. Т. 2.
38. Вернадский В. И. О концентрации радия растительными организмами // ДАН СССР. Сер. А. 1930. Т. 20.
39. Вернадский В. И. О некоторых основных проблемах биогеохимии // Изв. АН СССР. Сер. геол. 1938. Т. 18.
40. Виноградов А. П. Биогеохимические провинции // Труды юбилейной сессии В. В. Докучаева. М.: Изд-во АН СССР, 1946.
41. Виноградов А. П. Геохимия и биохимия // Успехи химии. 1938. № 7.
42. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957.
43. Виноградов А. П. Основные закономерности распределения микроэлементов между растениями и средой // Микроэлементы в жизни растений и животных / Отв. ред. А. П. Виноградов. М.: Изд-во АН СССР, 1952.
44. Возбуцкая А. Е. Химия почвы. М.: Высш. шк., 1968.
45. Воккен Г. Г. Ветеринарная радиобиология. Л.: Колос, 1973.
46. Вопросы радиоэкологии / Под ред. В. И. Баранова. М.: Атомиздат, 1968.
47. Гайлис Я. Я. Влияние ионизирующих излучений на всхожесть семян и выход сеянцев сосны и ели // Ионизирующие излучения в биологии / Отв. ред. А. М. Озол. Рига, 1965.
48. Гиль Т. В. Влияние pH среды на поглощение радия типичной сильноподзолистой почвой (в экспериментальных условиях) // Миграция и биологи-

ческое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. Сыктывкар, 1980.

49. Гладкова К. Ф., Дричко В. Ф., Лисаченко Э. П. и др. Оценка изменения естественной радиоактивности почв в результате внесения фосфорных удобрений // Тр. НИИ по удобрению и инсектофунгицидам. 1983. № 242.

50. Гольцев В. Ф., Алексахин Р. М. К вопросу о сравнительном поведении в почвах и поступлении в сельскохозяйственные растения стронция и кальция // Почвоведение. 1969. № 12.

51. Горбунов Н. И. Минералогия и физическая химия почв. М.: Наука, 1978.

52. Готлиб В. И., Зырянов А. П., Колтик И. И., Фатькин А. Г. Радиационная обстановка в окружающей среде около Белоярской АЭС им. И. В. Курчатова // Радиационная безопасность и защита АЭС / Под ред. Ю. А. Егорова. М., 1982. Вып. 7.

53. Гращенко С. М., Дричко В. Ф., Попов Д. К., Шамов В. П. Нуклиды уранового и ториевого рядов и калий-40 в ноосфере. М.: Атомиздат, 1977.

54. Гродзинский Д. М., Гудков И. Н. Защита растений от лучевого поражения. М.: Атомиздат, 1973.

55. Груздев Б. И. Метод сопряженного анализа некоторых компонентов биогеоценоза при изучении миграции радиоактивных элементов // Методы радиоэкологических исследований / Под. ред. И. Н. Верховской. М., 1971.

56. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Влияние длительного применения удобрений на накопление радиоактивных продуктов деления в урожае овса // Изв. ТСХА. 1959. № 3.

57. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Вопросы агрохимии радиоактивных изотопов стронция, цезия и других продуктов деления // Изв. ТСХА. 1958. № 1.

58. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Поступление в растения продуктов деления и накопление их в урожае при внесении в почву извести, перегноя и калийных удобрений // Изв. ТСХА. 1957. № 2.

59. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Радиоактивные продукты деления в почве и растениях. М.: Госатомиздат, 1962.

60. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Сельскохозяйственная радиобиология. М.: Колос, 1973.

61. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Левина Э. М. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 и цезия-137 в растения // Агрохимия. 1976. № 2.

62. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Макаревич К. И. Поступление стронция-90 в горох из дерново-подзолистых почв // Агрохимия. 1977. № 4.

63. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Мамонтова Л. А. Влияние фосфатов, извести и торфа на закрепление стронция-90 в почве и накопление его в урожае овса // Агрохимия. 1976. № 3.

64. Гусев Д. И., Марей А. Н., Гнеушева Г. И. и др. Гигиеническая оценка водоемов-охладителей атомных электростанций // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978.

65. Дараган А. Ю. О микробиологии глеевого процесса // Почвоведение. 1967. № 2.

66. Даскалов Х., Мальцева С. Исследование радиостимуляционного эффекта у томатов // Радиобиология. 1974. Т. 4, № 2.

67. Долгов С. И. Исследование подвижности почвенной влаги и ее доступности для растений. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1948.

68. Дричко В. Ф. Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов // Итоги науки и техники. Радиационная биология / Под ред. Р. М. Алексахина. М., 1983. Т. 4.

69. Дубинин Н. П. Потенциальные изменения в ДНК и мутации. М.: Наука, 1978.

70. Дубинин Н. П., Шевченко В. А., Померанцева М. Д. Дей-

ствие ионизирующих излучений на популяции (радиационно-гигиенические аспекты) // Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология / Под общ. ред. А. М. Кузина. М., 1971.

71. Задубан М. Необходимость решения проблем радиоэкологии в связи с развитием атомной энергетики // Сборник докладов радиоэкологической конференции. Кошице, 1972. Т. 1.

72. Ильенко А. И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М.: Наука, 1974.

73. Искра А. А., Бахуров В. Г. Естественные радионуклиды в биосфере. М.: Энергоиздат, 1981.

74. Калакуцкий Л. В., Дуда В. И. О роли микроорганизмов в процессах восстановления железа в почве // Науч. докл. высш. шк. 1961. № 1.

75. Карабань Р. Т. Влияние гамма-облучения на рост и развитие сеянцев // Лесн. хоз-во. 1966. № 7.

76. Карабань Р. Т., Тихомиров Ф. А. Влияние радиоактивного загрязнения почвы на сеянцы сосны и ели // Радиобиология. 1967. Т. 7, вып. 2.

77. Карабань Р. Т., Тихомиров Ф. А. Действие излучений ^{90}Sr и ^{137}Cs на семена и сеянцы хвойных при радиоактивном загрязнении почвы // Методы радиоэкологических исследований / Под ред. И. Н. Верховской. М., 1971.

78. Карабань Р. Т., Тихомиров Ф. А. Радиобиологическое действие ^{90}Sr и ^{137}Cs на сеянцы сосны, ели и лиственницы // Лесоведение. 1968. № 2.

79. Караваева Е. Н. Влияние влажности почвы на поведение стронция-90, цезия-137 и церия-144 в системе почва — растение // Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975.

80. Карташова Е. Р. Влияние этилендиаминтетрауксусной кислоты на поступление и перераспределение железа в растении // С.-х. биология. 1963. № 2, вып. 3.

81. Кауричев И. С., Ноздрунова Е. М. Общие черты генезиса почв временного избыточного увлажнения // Новое в теории оподзоливания и осолодения почв / Отв. ред. А. А. Роде. М., 1964.

82. Кауричев И. С., Ноздрунова Е. М., Евсеева Р. П. Водорастворимый алюминий в почвах таежной зоны // Изв. ТСХА. 1968. № 6.

83. Кашкин К. П. Сравнительное изучение биологических особенностей некоторых радиорезистентных вариантов микроорганизмов // Вопросы радиобиологии. 1981. Т. 4.

84. Кашкина Г. Б., Абатуров Ю. Д. К вопросу о пострадиационных изменениях в сообществах почвенных микроорганизмов // Радиобиология. 1968. Т. 8, вып. 6.

85. Кварацхелиа Н. Т., Арнаутов Г. Н. Влияние некоторых свойств почв на вынос радиостронция ячменем // Сообщ. АН ГССР. 1964. № 3, вып. 36.

86. Кварацхелиа Н. Т., Гамазова Е. К., Сихарулидзе В. В. Влияние Ca и Mg на поступление радиоактивного стронция в растения // Почвоведение. 1974. № 4.

87. Клечковский В. М., Гулякин И. В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония // Почвоведение. 1958. № 3.

88. Клечковский В. М., Соколова Л. Н., Целищева Г. Н. Сорбция микроколичеств стронция и цезия почвами // Труды Второй Международной конференции по мирному использованию атомной энергии. Женева, 1958. Вена, 1958. Т. 18.

89. Клечковский В. М., Федоров Е. А., Архипов Н. П. и др. Закономерности почвенного и аэрального поступления радиоактивного стронция в сельскохозяйственные растения // Почвоведение. 1973. № 5.

90. Ковалевский А. Л. О поглощении радия различными видами растений // Изв. СО АН СССР. Сер. биол.-мед. наук. 1965. № 4, вып. 1.

91. Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинными минералами. III. Селективность почв и глин по отношению к ^{90}Sr в различных условиях // Радиохимия. 1962. Т. 4, вып. 3.

92. Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф., Лю Цзинчжи, Мао Шици. Сорбция Се-144 почвами // Радиохимия. 1962. Т. 4, вып. 2.
93. Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф., Урбанюк А. П. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинными минералами // Радиохимия. 1961. Т. 3, вып. 2.
94. Кононова М. М. Органическое вещество почвы, его природа, свойства и методы изучения. М.: Изд-во АН СССР, 1963.
95. Корнберг Х., Дэвис Д. Пищевые цепи в пресных водах // Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р. Рассела. М.: Атомиздат, 1971.
96. Корнеев Н. А., Корнеева Н. В. Влияние глубины вспашки на накопление стронция-90 растениями полевого севооборота // Докл. ВАСХНИЛ. 1971. № 7.
97. Корнеев Н. А., Корнеева Н. В., Попова Т. П. Накопление стронция-90 в кормовых культурах при размещении радионуклида в пахотном и подпахотном слоях почвы // Докл. ВАСХНИЛ. 1976. № 2.
98. Корнеев Н. А., Сироткин А. Н., Корнеева Н. В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. М.: Колос, 1977.
99. Криволуцкий Д. А. Радиоэкология сообществ наземных животных. М.: Энергоатомиздат, 1983.
100. Кудрин С. А. Средний состав водно-растворимых соединений в некоторых почвах Европейской части СССР // Почвоведение. 1966. № 5.
101. Кузин А. М. Стимулирующее действие ионизирующего излучения на биологические процессы. М.: Атомиздат, 1977.
102. Кузин А. М. Структурно-метаболическая теория в радиобиологии. М.: Наука, 1986.
103. Кузин А. М., Березина Н. М., Шлыкова О. Н. К вопросу о влиянии мощности дозы на радиобиологический эффект у растений // Биофизика. 1960. Т. 5, вып. 5.
104. Кузин А. М., Каушанский Д. А. Прикладная радиобиология. М.: Энергоиздат, 1981.
105. Кузин А. М., Передельский А. А. Охрана природы и некоторые вопросы радиоактивно-экологических связей // Охрана природы и заповедное дело в СССР / Отв. ред. Г. П. Дементьев. М., 1956. Бюл. 1.
106. Куликов Н. В. Биоиндикация радиоактивного загрязнения внутренних водоемов // Биологические методы оценки природной среды / Отв. ред. В. Е. Соколов. М., 1978.
107. Куликов Н. В. Влияние некоторых комплексонов на сорбцию радиоизотопов почвой // Поведение радиоизотопов в модельных системах наземных и пресноводных биогеоценозов. Свердловск, 1968.
108. Куликов Н. В. Действие осколков урана на биомассу и структуру экспериментального фитоценоза // Бот. журн. 1957. Т. 42, № 3.
109. Куликов Н. В. Действие предпосевного облучения семян гамма-лучами ^{60}Co на развитие и урожай томатов // Бюл. Урал. отд. МОИП. 1958. Вып. 1.
110. Куликов Н. В. Действие Na ЭДТУ на поведение радиокобальта в системе почва — растение // ДАН СССР. 1960. Т. 133, № 3.
111. Куликов Н. В. О влиянии этилендиаминтетрацетата на поведение кобальта в почве и растениях // Почвоведение. 1960. № 12.
112. Куликов Н. В. Повышение урожайности некоторых овощных культур с помощью слабых доз ионизирующих излучений // Бюл. Урал. отд. МОИП. 1958. Вып. 1.
113. Куликов Н. В. Радиоактивные изотопы в модельных системах наземных и пресноводных биогеоценозов: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Свердловск, 1971.
114. Куликов Н. В. Радиоэкология пресноводных растений и животных // Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология / Под общ. ред. А. М. Кузина. М., 1971.
115. Куликов Н. В. Экология и атомная энергетика // Экология. 1981. № 4.

115а. Куликов Н. В., Альшиц Л. К. Повышение радиоустойчивости генетических структур растительных клеток в результате предварительного гамма-облучения семян в малых дозах // Экология. 1989. № 1.

116. Куликов Н. В., Альшиц Л. К., Позолотин А. А., Тарчевская С. В. Изменение радиочувствительности растений в результате предварительного лучевого воздействия // Радиобиология. 1971. Т. 11, № 4.

117. Куликов Н. В., Молчанова-И. В. Континентальная радиоэкология (почвенные и пресноводные экосистемы). М.: Наука, 1975.

118. Куликов Н. В., Пискунов Л. И. Метод количественной оценки влияния растений на вертикальную миграцию некоторых радионуклидов в почве // Методы радиоэкологических исследований / Под ред. И. Н. Верховской. М. 1971.

119. Куликов Н. В., Пискунов Л. И. О роли растений в вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почве // Агрохимия. 1970. № 7.

120. Куликов Н. В., Порядкова Н. А., Агафонова С. В., Тимофеев-Ресовский Н. В. О действии излучателей на фитоценозы и влиянии последних на миграцию и перераспределение радиоизотопов в почве // Сборник работ лаборатории биофизики. Свердловск, 1962. Вып. 22.

121. Куликов Н. В., Тимофеева Н. А. Накопление кобальта растениями в зависимости от содержания и формы его соединений в почве // Почвоведение. 1965. № 4.

122. Куликов Н. В., Тимофеева Н. А., Альшиц Л. К. Снижение радиочувствительности эмбрионов линя (*Tinca tinca* L.) в результате предварительного облучения // Радиобиология. 1969. Т. 9. № 4.

123. Куликов Н. В., Тихомиров Ф. А. Некоторые теоретические и прикладные аспекты радиоэкологии // Экология. 1978. № 3.

124. Лысиков В. Н. Использование ионизирующих излучений в растениеводстве. Кишинев: Штинца, 1975.

125. Маликов В. Г., Перепелятников Г. П., Алексахин Р. М. Влияние качества оросительной воды, режима и способа полива на накопление ^{90}Sr в растениях // Агрохимия. 1983. № 11.

126. Малюга Д. П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. М.: Наука, 1965.

127. Манская С. М., Дроздова Т. В. Геохимия органического вещества М.: Наука. 1964.

128. Манская С. М., Дроздова Т. В. Значение природных органических соединений в концентрировании и миграции микроэлементов // Применение микроэлементов в сельском хозяйстве и медицине / Под ред. Я. В. Пейве. Рига, 1959.

129. Марей А. Н., Бархударов Р. М., Новикова Н. Я. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. М.: Атомиздат, 1974.

130. Методы радиоэкологических исследований / Под ред. И. Н. Верховской. М.: Атомиздат, 1971.

131. Миронов Б. А. Гидрологические особенности лесов Ильменского заповедника // Вопросы развития лесного хозяйства на Урале. Свердловск, 1961.

132. Моисеев А. А., Рамзаев П. В. Цезий-137 в биосфере. М.: Атомиздат, 1975.

133. Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Рерих Л. А. Динамика накопления ^{137}Cs сельскохозяйственными культурами в полевом опыте // Агрохимия. 1986. № 8.

134. Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Рерих Л. А. О влиянии влажности почвы на поступление ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения // Агрохимия. 1974. № 7.

135. Молчанов А. А., Федоров Е. А., Алексахин Р. М. и др. Некоторые закономерности распределения радиоактивных продуктов деления, оседающих в составе глобальных выпадений, в составе лесной растительности // Лесоведение. 1968. № 6.

136. Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Распределение радиоизотопов в системе почва — почвенный раствор — растение в зависимости от влажности почвы // Экология. 1971. № 1.

137. Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в мохово-торфянистых отложениях верхового болота // Экология. 1981. № 5.
138. Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Куликов Н. В. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 в растения // Экология. 1972. № 3.
139. Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Куликов Н. В. Некоторые итоги радиоэкологического изучения природных экосистем в зоне Белоярской АЭС // Экология. 1985. № 5.
140. Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Чеботина М. Я., Куликов Н. В. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по компонентам болотно-речной экосистемы // Экология. 1982. № 2.
141. Молчанова И. В., Куликов Н. В. Радиоактивные изотопы в системе почва — растение. М.: Атомиздат, 1972.
142. Молчанова И. В., Титлянова А. А. К вопросу о поведении микроколичеств иттрия и церия в почве // Радиохимия. 1965. Т. 7, вып. 6.
143. Никитин Б. Л. Влияние предпосевного гамма-облучения розеток на урожай и качество ягод земляники // Материалы II Всесоюзного симпозиума по радиобиологии растений. Ташкент, 1971.
144. Никифорова Е. М. Торий и радий в степных ландшафтах Южного Забайкалья // Вестн. МГУ. Сер. 5, География. 1969. № 2.
145. Николаев Л. В., Ахтямов А. И., Алексеев Ю. В. Концентрация и миграция некоторых естественных радионуклидов в системе удобрение — почва — растение // Токсикологический и радиологический контроль состояния почв и растений в процессе химизации сельского хозяйства. Редколлегия: Л. М. Державин и др. М., 1981.
146. Нифонтова М. Г. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми видами мхов в районе Белоярской атомной электростанции // Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983.
147. Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. О накоплении стронция-90 и цезия-137 лишайниками в природных условиях // Экология. 1977. № 3.
148. Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. О накоплении стронция-90 и цезия-137 некоторыми видами низших растений в окрестностях Белоярской атомной электростанции на Урале // Экология. 1981. № 6.
149. Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. Цезий-137 в растениях окрестностей Белоярской атомной электростанции им. И. В. Курчатова // Экология. 1984. № 5.
150. Нифонтова М. Г., Маковский В. И., Куликов Н. В. ^{90}Sr и ^{137}Cs в торфяных отложениях низинного болота в зоне влияния Белоярской АЭС // Экология. 1986. № 3.
151. Овченков В. Я., Титаева Н. А., Павлоцкая Ф. И. Некоторые аспекты миграции радия-226 в почвах // Вопросы радиоэкологии наземных биогеоценозов. Сыктывкар, 1974.
152. Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974.
153. Павлоцкая Ф. И. Формы нахождения и миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах: Автореф. дис. ... докт. хим. наук. М., 1981.
154. Павлоцкая Ф. И., Зацепина А. Н., Тюрюканова Э. Б., Баранов В. И. О подвижности и формах нахождения ^{90}Sr, стабильного стронция и кальция в дерново-подзолистой и черноземной почвах // Радиоактивность почв и методы ее определения / Отв. ред. И. Н. Антипов-Каратаев. М., 1966.
155. Пашнева Г. Е., Славина Г. П., Серебренников В. В. О взаимосвязи между содержанием железа и некоторых микроэлементов в почвах // Тр. Томск. ун-та. 1968. Вып. 192.
156. Передельский А. А. Основания и задачи радиоэкологии // Журн. общ. биологии. 1957. Т. 18, № 1.
157. Перельман А. И. Геохимия ландшафта. М.: Географгиз, 1961.
158. Перцов Л. А. Ионизирующие излучения биосферы. М.: Атомиздат, 1973.

159. Пискунов Л. И., Русов Ю. Л., Трейгер С. И. и др. Обоснование цели и задач инженерно-радиоэкологических изысканий в районах размещения атомно-энергетических объектов / Свердловский гос. мед. ин-т. Свердловск. 1986. 11 с. Рукопись деп. в ВИНИТИ 14.04.86, № 2665 — В.

160. Плэтт Р. Б. Экологическое действие ионизирующей радиации на организмы, сообщества и экосистемы // Вопросы радиоэкологии / Под ред. В. И. Баранова. М., 1968.

161. Погодин Р. И., Полякова Э. А. О механизме взаимодействия радиоактивных изотопов стронция-90 и цезия-137 с почвой // Моделирование поведения и токсического действия радионуклидов. Свердловск, 1978.

162. Позолотин А. А., Альшиц Л. К. Изменение радиочувствительности семян гороха под влиянием малых доз гамма-облучения // Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975.

163. Позолотин А. А., Альшиц Л. К. К вопросу о влиянии предварительного γ-облучения на последующую радиочувствительность семян гороха // Радиобиология. 1974. Т. 14, № 1.

164. Позолотин А. А., Альшиц Л. К., Куликов Н. В. К вопросу о стимуляции систем восстановления лучевого повреждения // Материалы I Всесоюзного симпозиума по молекулярной и прикладной биофизике растений. Краснодар, 1974.

165. Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М.: Атомиздат, 1964.

166. Полынов Б. Б. Избранные труды. М.: Изд-во АН СССР, 1956.

167. Пономарева В. В. Жизнь леса // Наука и жизнь. 1976. № 7.

168. Пономарева В. В. О реакциях взаимодействия группы креновой и апокреновой кислот с гидроокислами оснований // Почвоведение. 1949. № 11.

169. Пономарева В. В. Теория подзолообразовательного процесса, М.: Наука, 1964.

170. Порозова О. А. Зависимость лучевого поражения семян сосны обыкновенной от условий пострадиационного хранения // Действие ионизирующих излучений на растения. Свердловск, 1985.

171. Порозова О. А. Развитие лучевого эффекта в семенах сосны разной влажности при длительном хранении // Модификация лучевого поражения растений. Свердловск, 1983.

172. Порядкова Н. А. Кривые время — эффект при облучении покоящихся семян разной влажности // Радиобиология. 1964. Т. 4, вып. 1.

173. Порядкова Н. А., Макаров Н. М., Куликов Н. В. Опыты по радиостимуляции культурных растений // Тр. Ин-та биологии УФАН СССР. Свердловск. 1960. Вып. 13.

174. Преображенская Е. И. Радиоустойчивость семян растений. М.: Атомиздат, 1971.

175. Привалов Г. Ф. Чувствительность семян некоторых видов древесных растений к ионизирующим лучам // Радиобиология. 1963. Т. 3, вып. 5.

176. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981.

177. Прохоров В. М., Москевич Л. П., Кудряшов В. А. Влияние свойств почвы на сорбцию кобальта // Почвоведение. 1979. № 3.

178. Прохоров В. М., Фрид А. С. Адсорбция стронция-90 влажными почвами // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. Л., 1969.

179. Пушкарев В. В. Сорбция радиоактивных изотопов гидроокисью железа // Журн. неорган. химии. 1956. Т. 1, № 1.

180. Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р. Рассела. М.: Атомиздат, 1971.

181. Радиоактивность почв и методы ее определения / Отв. ред. И. Н. Антипов-Каратаев. М.: Наука, 1966.

182. Радиоактивные загрязнения биосферы и меры борьбы с ними / Отв. ред. В. Н. Петри. Свердловск, 1962. (Тр. Ин-та биологии УФАН СССР; Вып. 22).

183. Радиоэкологические исследования в зоне АЭС / Отв. ред. Н. В. Куликов, М. Я. Чеботина. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

184. Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах / Отв. ред. И. Н. Верховская. М.: Наука, 1972.

185. Радиоэкология орошаемого земледелия / Р. М. Алексахин, О. И. Бу-фатин, В. Г. Маликов и др.; Под ред. Р. М. Алексахина. М.: Энергоатомиздат, 1985.

186. Рассел Р. Поведение радионуклидов в почве // Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р. Рассела. М., 1971.

187. Рачинский В. В., Ленский А. А. Исследование взаимодействия меченой тритием воды с почвами. I. Изотопные эффекты при сорбции почвами меченой тритием воды // Изв. ТСХА. 1965. № 1.

188. Ремезов Н. П., Быкова Л. Н., Смирнова К. М. Потребление и круговорот азота и зольных элементов в лесах Европейской части СССР. М.: Изд-во МГУ, 1959.

189. Рерих В. И., Зырин Н. Г., Тихомиров Ф. А. О формах кобальта в почвах // Вестн. МГУ. 1975, № 3.

190. Рик Г. Ф. К вопросу о механизме действия ионизирующей радиации на растения // Предпосевное облучение семян сельскохозяйственных растений / Под общ. ред. А. М. Кузина. М., 1973.

191. Роде А. А. Основы учения о почвенной влаге. Т. 1. Л.: Гидрометеоиздат, 1965.

192. Романов Г. Н. Поведение в окружающей среде и биологическое действие трития // Итоги науки и техники. Радиационная биология. Т. 4 / Под ред. Р. М. Алексахина. М., 1983.

193. Росянов С. П., Виноградова В. К., Гедеонов Л. И. О миграции стронция-90 по профилю почв // Почвоведение. 1971. № 6.

194. Савин В. Н. Действие ионизирующего излучения на целостный растительный организм. М.: Энергоиздат, 1981.

195. Савин В. Н., Степаненко О. Г. Влияние гамма-лучей ^{60}Co на водный режим и засухоустойчивость растений мяты перечной // Физиология растений. 1968. Т. 15, вып. 3.

196. Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. Поступление ^{22}Na, ^{32}P, ^{65}Zn, ^{90}Sr, ^{95}Zr и ^{106}Ru в сельскохозяйственные растения // Почвоведение. 1982. № 9.

197. Сатклифф Д. Ф. Поглощение минеральных солей растениями. М.: Мир, 1964.

198. Семенов Д. И., Трегубенко И. П. Влияние комплексонов на поведение металлов и излучателей в организме // Тр. Ин-та биологии УФАН СССР. Свердловск. 1957. Вып. 9.

199. Семенов Д. И., Трегубенко И. П. Комплексоны в биологии и медицине. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1984.

200. Семенова Е. Г., Жестяников В. Д. Подавление кофеином и акрифлавином стимулированного облучением и спонтанного внепланового синтеза ДНК в клетках *Hela* Ж-63 // Функциональная морфология, генетика и биохимия клетки. М., 1974. Вып. 16.

201. Скрынникова И. Н. Почвенные растворы и их роль в почвообразовании // Современные почвенные процессы в лесной зоне европейской части СССР / Отв. ред. А. А. Роде. М., 1959.

202. Смирнов Е. Г., Тихомиров Ф. А. Накопление ^{90}Sr растениями травянистого яруса в березовом лесу // Экология. 1975. № 2.

203. Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология / Под общ. ред. А. М. Кузина. М.: Атомиздат, 1971.

204. Спэрроу А. Х., Вудвелл Д. М. Чувствительность растений к хроническому γ-облучению // Вопросы радиоэкологии / Под ред. В. И. Баранова. М., 1968.

205. Спэрроу А. Х., Шейрер Л. А., Вудвелл Д. М. Радиоустойчивость сосны (*Pinus rigida*) в условиях 10-летнего хронического облучения ^{60}Co // Вопросы радиоэкологии / Под ред. В. И. Баранова. М., 1968.

206. Старик И. Е. Основы радиохимии. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1960.

207. Сукачев В. Н. Основные понятия о биогеоценозах и общее направление их изучения // Программа и методика биогеоценологических исследований. М., 1966.

208. Сукачев В. Н. Основы теории биогеоценологии // 30 лет Великой Октябрьской социалистической революции. Юбилейный сборник. Изд-во АН СССР, 1947.
209. Сукачев В. Н. Соотношение понятий «биогеоценоз», «экосистема» и «фация» // Почвоведение. 1960. № 6.
210. Сыроватко Е. Е. Влияние лучей Рентгена и электрического поля УВЧ на регенерацию декоративных кустарников // Материалы I Всесоюзного симпозиума по радиобиологии растительного организма. Киев, 1970.
211. Сыромятников Н. П. Миграция изотопов урана, радия и тория и интерпретация радиоактивных аномалий. Алма-Ата: Изд. АН Каз ССР, 1961.
212. Сытник К. М., Книга Н. М., Мусатенко А. И. Физиология корня. Киев: Наук. думка, 1972.
213. Тархова Т. Н. О влиянии почвенных факторов на развитие мхов // Экология. 1970. № 4.
214. Тарчевская С. В. Влияние гамма-лучей кобальта-60 на семена некоторых видов хвойных растений // Тр. Ин-та экологии растений и животных УФАН СССР. Свердловск, 1970. Вып. 74.
215. Тарчевская С. В., Куликов Н. В. О радиозащитном действии предварительного облучения на семена сосны обыкновенной // Механизмы биологического действия ионизирующих излучений. Львов, 1969.
216. Тарчевская С. В., Порозова О. А., Юлдашева Н. В. Влияние однократного предпосевного гамма-облучения на развитие растений и посевные качества семян гороха в последующих поколениях // Действие ионизирующих излучений на вегетирующие растения. Свердловск, 1988.
217. Тарчевская С. В., Юшков П. И. Влияние предпосевного облучения семян на развитие сеянцев сосны обыкновенной // Тр. Ин-та экологии растений и животных УФАН СССР. Свердловск, 1970. Вып. 74.
218. Тарчевская С. В., Юшков П. И., Каширо Ю. П. Зависимость всхожести семян сосны от условий пострадиационного хранения // Радиоустойчивость семян растений и ее изменчивость. Свердловск, 1980.
219. Таскаев А. И. Характер распределения и миграции изотопов уранового и ториевого семейств в почвенно-растительном покрове территорий с естественно повышенной радиоактивностью // Радиация как экологический фактор при антропогенном загрязнении. Сыктывкар, 1984.
220. Тимофеев-Ресовский Н. В. Биофизическая интерпретация явлений радиостимуляции растений // Биофизика. 1956. Т. 1, вып. 7.
221. Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии: Доклад для защиты ученой степени доктора биологических наук. Свердловск, 1962.
222. Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Бот. журн. 1957. Т. 42, вып. 2.
223. Тимофеев-Ресовский Н. В., Лучник Н. В. Цитологические и биофизические основы радиостимуляции растений // Тр. Ин-та биологии УФАН СССР. Свердловск. 1960. Вып. 13.
224. Тимофеев-Ресовский Н. В., Порядкова Н. А. О радиостимуляции растений // Бот. журн. 1956. Т. 41, вып. 11.
225. Тимофеев-Ресовский Н. В., Титлянова А. А., Тимофеева Н. А. и др. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва — раствор // Радиоактивность почв и методы ее определения / Отв. ред. И. Н. Антипов-Каратаев. М., 1966.
226. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск: УФАН СССР, 1963.
227. Титаева Н. А., Таскаев А. И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. Л.: Наука, 1983.
228. Титлянова А. А. Поведение цезия в почвах и слоистых минералах и накопление его растениями: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1963.
229. Титлянова А. А., Тимофеева Н. А. Сорбция радиоактивных изотопов почвой // Тр. Ин-та биологии УФАН СССР. Свердловск, 1962. Вып. 22.

230. Титлянова А. А., Тюрюканов А. Н., Махонина Г. И. О десорбирующем действии природных экстрактов // ДАН СССР. 1959. Т. 126, № 6.

231. Тихомиров Ф. А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М.: Атомиздат, 1972.

232. Тихомиров Ф. А., Моисеев И. Т., Алексахин Р. М. Основные закономерности поведения ^{137}Cs в почвах и его перехода в сельскохозяйственные растения // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1981. № 1.

233. Трубецкова О. М. Влияние концентрации наружного раствора на поступление минеральных веществ в растение // Изв. Биологического НИИ при Перм. гос. ун-те. 1972. Т. 5.

234. Тюрюканова Э. Б. О биологических циклах радионуклидов // Современные задачи и проблемы биогеохимии. М., 1979. (Тр. биогеохимической лаборатории; Т. XVII).

235. Тюрюканова Э. Б. Экология стронция-90 в почвах. М.: Атомиздат, 1976.

236. Тюрюканова Э. Б., Беляева Л. И., Левкина Н. И., Емельянова В. В. Ландшафтно-геохимические аспекты поведения стронция-90 в лесных и пойменных биогеоценозах полесий. М.: Гос. комитет по использованию атомной энергии СССР. 1973.

237. Тюрюканова Э. Б., Калугина В. А. О поведении тория в почвах // Экология. 1971. № 5.

238. Тюрюканова Э. Б., Павлоцкая Ф. И., Тюрюканов А. Н., Баранов В. И. Особенности распределения ^{90}Sr в различных типах почв европейской части СССР в 1961 г. // Радиоактивность почв и методы ее определения / Отв. ред. И. Н. Антипов-Каратаев. М., 1966.

239. Фирсова В. П., Павлова Т. С. Зольный состав растений северо-таежных лесов Урала // Экология. 1975. № 3.

240. Харитонов Л. П. Поведение стронция-90 в сосновом древостое северной тайги // Материалы Всесоюзного симпозиума «Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации». Сыктывкар, 1973.

241. Харчук А. И., Абатуров Ю. Д. Влияние влажности почвы на величину накопления радионуклидов серы, стронция и цезия горохом // Тезисы докладов IV Всесоюзного делегатского съезда почвоведов. Алма-Ата, 1970. Кн. 2, ч. 2. № 515.

242. Царапкин Л. С. Количественные закономерности действия радиации на хромосомы в покоящихся семенах гороха: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Киев, 1974.

243. Чеботина М. Я. Влияние водно-растворимого вещества лесной подстилки на поглощение радиоактивных изотопов в почве // Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975а.

244. Чеботина М. Я. Влияние водных экстрактов из растительного материала на подвижность радиоизотопов в почве: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1968.

245. Чеботина М. Я. Десорбция железа-59, кобальта-60, стронция-90 из почвы растительными экстрактами в условиях динамических опытов // Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975б.

246. Чеботина М. Я., Куликов Н. В. Влияние водно-растворимых продуктов разложения травянистых растений на поглощение радиоизотопов в почве // Экология. 1973. № 1.

247. Чеботина М. Я., Титлянова А. А. К вопросу о поведении кобальта в почве // Тр. Ин-та биологии УФАН СССР. Свердловск, 1965. Т. 7, вып. 45.

248. Чережанова Л. В., Алексахин Р. М. О биологическом действии повышенного фона ионизирующих излучений и процессах радиоадаптации в популяциях травянистых растений // Журн. общ. биологич. 1975. Т. 36, № 2.

249. Чережанова Л. В., Алексахин Р. М., Смирнов Е. Г. О цитогенетической адаптации растений при хроническом воздействии ионизирующей радиации // Генетика. 1971. Т. 7, № 4.

250. Чувелева Э. А., Назаров П. П., Чмутов К. В. Изучение ионообменной сорбции радиоэлементов почвами. I. Сорбция радиоцерия черноземом // Журн. физ. химии. 1962а. Т. 36, вып. 4.
251. Чувелева Э. А., Назаров П. П., Чмутов К. В. Изучение ионообменной сорбции радиоэлементов почвами. IV. К вопросу о комплексообразовании некоторых ионов металлов с гуминовой кислотой // Журн. физ. химии. 1962б. Т. 36, вып. 4.
252. Чухров Ф. Р. Коллоиды в земной коре. М.: Изд-во АН СССР, 1955.
253. Шагалова Э. Д. Сорбция микроколичеств цезия некоторыми почвами Белоруссии // Почвоведение. 1982. № 11.
254. Шагалова Э. Д. Специфика сорбции цезия дерново-подзолистыми почвами и торфом из растворов разной концентрации // Почвы БССР и пути повышения их плодородия. Минск, 1977.
255. Шевченко В. А. Радиационная генетика одноклеточных водорослей. М.: Наука, 1979.
256. Шевчук А. И. Накопление и распределение радиоактивных элементов в естественных фитоценозах высокогорья Украинских Карпат: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1972.
257. Ширшова Р. А. Почвенные условия поступления цезия-137 в растения и влияние соединений калия и кальция на накопление его в урожае // Тр. Дарвин. гос. заповедника. 1973. Вып. 13.
258. Шуктомова И. И. Миграция и формы нахождения изотопов тория в почвенно-растительном покрове северо-востока европейской части СССР. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1986.
259. Шульц М. Круглогодовое орошение теплыми водами. М.: Сельхозгиз, 1965.
260. Юдинцева Е. В., Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968.
261. Юдинцева Е. В., Гулякин И. В., Панов В. З. Накопление в растениях стронция-90 из различных почв // Агрохимия. 1969. № 1.
262. Юдинцева Е. В., Левина Э. М., Кожемякина Т. А. К вопросу прогнозирования уровня загрязнения урожая цезием-137 // Агрохимия. 1981. № 12.
263. Юдинцева Е. В., Филипас Н. А., Ратников А. Н., Вострикова О. А. Влияние свойств почв на поведение ^{60}Co и ^{115}Cd в системе почва — растение // Агрохимия. 1984. № 5.
264. Юшков П. И. Влияние хронического гамма-облучения на распределение меченых ассимилятов в сеянцах сосны обыкновенной // Тр. Ин-та экологии растений и животных УФАН СССР. Свердловск, 1970. Вып. 74.
265. Юшков П. И., Куликов Н. В. Действие хронического гамма-облучения на молодые сеянцы *P. silvestris* // Информ. бюл. Радиобиология. 1967. Вып. 10.
266. Юшков П. И., Раков В. С., Караваева Е. Н., Миронова Н. В. Влияние хронического гамма-облучения на формирование и рост сеянцев сосны обыкновенной // Тр. Ин-та экологии растений и животных УФАН СССР. Свердловск, 1970. Вып. 74.
267. Юшков П. И., Тарчевская С. В., Куликов Н. В. Биологическое действие стронция-90 на сеянцы сосны в зависимости от вертикального распределения радионуклида в почве // Тр. Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР. Свердловск, 1975. Вып. 95.
268. Юшков П. И., Чуева Т. А. Изменение радиочувствительности семян *Salix pentandra* L. в зависимости от длительности их намачивания // Действие ионизирующих излучений на растения. Свердловск, 1985.
269. Ярмолинский Е. А. Орошение теплообменными водами. М.: Колос, 1976.
270. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда / Бабаев Н. С., Демин В. Ф., Ильин Л. А. и др; Под ред. А. П. Александрова. М.: Энергоиздат, 1981.
271. Atkinson H. J., Wright J. R. Chelation ability of soil, organic matter // Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 1957. V. 21, N 4.

272. Atkinson H. J., Wright J. R. Chelation and the vertical movement of soil constituents // Soil Sci. 1957. V. 84, N 1.
273. Auerbach S. J. Contributions of radioecology to AEC mission programs // Radionuclides in Ecosystems: Proc. Third National Symposium on Radioecology. U. S. Oak Ridge, Tennessee, 1971.
274. Barber D. A. Influence of soil organic matter on the entry of caesium-137 into plants // Nature, 1964. V. 204, N 4965.
275. Beckwith R. S. Effects of EDMA on the uptake of micronutrient metal by oats from an organic soil // Austral. J. Agric. Res. 1958. V. 9, N 1.
276. Benes P., Kucera J. Interaction between tracer of ittrium and iron (III) in aqueous solutions. I.// J. Inorg. Nucl. Chem. 1971. V. 33.
277. Bjerrum J., Schwarzenbach G., Sillen L. G. Stability constants. 1. Organic ligands. L.: Chem. Soc. Burlington House, 1957.
278. Bloomfield C., Kelso W. L., Pruden G. Reactions between metals and humifeld organic matter // J. Soil Sci. 1976. V. 27, N 1.
279. Browman M. G., Splanding B. P. Reduction of radiostrontium mobility in acid soils by carbonate treatment // J. Environ. Qual. 1984. V. 13, N 1.
280. Cardenale A., Fritelli L., Lembo G. et. al. Studies of the natural backgraund radiation in Italy // Health Phys. 1971. V. 20, N 3.
281. De Kock P. C., Mitchell R. L. Uptake of chelated metals by plants // Soil Sci. 1967. V. 84, N 1.
282. Delmals I., Grauby A., Disdier R. E. Studies experimentales sur le transfert dans les cultures de quelques radionucleides presents dans les effluents des centrales electro-nuclearies // Environmental Behaviour Radionuclides Releasedin. Nuclear Industry. Vienna, 1973.
283. Emmert F. H. Water utilization and calcium-strontium uptake in Phaseolus vulgaris // Plant. Physiol. 1964. V. 17, N 3.
284. Essington E. H., Nishita H. Effect of chelates on the movement of fission products through soil columns // Plant and Soil. 1966. V. 24, N 1.
285. Essington E. H., Nishita H., Wallace A. Effect of chelating agents on the uptake of Y-91, Ru-106, Ce-144 and Pm-147 by beans grown in calcareous soil // Soil Sci. 1963. V. 95, N 5.
286. Essington E. H., Nishita H., Wallace A. Influence of chelates on availability of fission products to plants grown in contaminated soil // Soil Sci. 1962. V. 94, N 2.
287. Evans E. J., Dekker A. J. Fixation and plant recovery of ^{137}Cs // Soil Sci. 1969. V. 107, N 3.
288. Evans E. J., Dekker A. J. Fixation and release of Cs-137 and soil separates // Canad. J. Soil Sci. 1966. V. 46, N 3.
289. Evans E. J., Dekker A. J. The effects of soil organic matter content on the caesium-137 concentration in crops // Canad. J. Soil Sci. 1967. V. 47, N 4.
290. Filipovic Z., Stankovic B., Dusic Z. Distribution of Cu, Pb, Zn, Ni, Co in soil in relation to soil pH changes // Soil Sci. 1961. V. 91, N 2.
291. Förstel H., Steffens W. Influence of aging effects on the soil-plant radionuclide transfer after application of carrier-free Sr-90, Cs-137, Co-60 and Mn-54 to the soil // Radiat.-Risk — Protect. 6 th Int. Congr. Berlin (West). 7—12 May, 1984. Köln, 1984. V. 1.
292. Fraley L. Ir., Whicker F. W. Response of short-grass plains vegetation to gamma radiation. I. Chronic irradiation // Radiat. Bot. 1973. V. 13, N 6.
293. Gracham E. R., Killion D. D. Soil colloids as a factors in the uptake of cobalt, cesium, strontium by plants // Soil Sci. Soc. America Proc. 1962. V. 26, N 6.
294. Heine K., Wiechen A. Erste Ergebnisse der γ-spektrometrischen Überwaschung der Radioaktivität des Bewuchses mit Ge(Li)-spektrometern in der Umgebung von Kernkraftwerken // Kiel. Milchwirt. Forschungsber. 1977. V. 29, N 3.

295. Herbst W. Der Einflusses des Waldes auf die Feinverteilung radioaktiver atmosphärischer Beimengungen // Schweiz. Z. Forstwesen. 1961. N 10/11.
296. Himes F. L., Barker S. A. Chelating ability of soil organic matter // Soil Sci Soc. America Proc. 1957. V. 21, N 4.
297. Himes F. L., Shufeldt R. Influence of some organic compounds on the movement of ^{90}Sr in soils // Symposium Internazional Radioecologie. Ca darache, 1969. V. 1.
298. Jacobs D. C. Sorption of caesium by Canasauge shale // Health Phys. 1960. V. 4, N 2.
299. Kalbasi M., Racz G. J., Loewen-Rudgers L. A. Mechanism of zinc adsorption by iron and aluminium oxides // Soil Sci. 1978. V. 125, N 3.
300. Kevin G., Tiller, Hodgson J. F., Peech M. Specific sorption of cobalt by soil clays // Soil Sci. 1963. V. 95, N 6.
301. King H. G. C., Bloomfield C. The effects of drying of tree leaves on the ability of their aqueous extracts to dissolve ferris oxide // J. Soil. Sci. 1968. V. 19, N 1.
302. Kinniburgh D. G., Syers J. K., Jackson M. L. Specific adsorption of trace amounts of calcium and strontium by hydrous oxides of iron and aluminium // Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 1975. V. 39, N 3.
303. Krischnamoorthy T. M., Iyengar T. S., Soman S. D. et al. Behaviour of tritium in the plants domain // Behaviour Tritium Environment. Proceedings International Symposium. San Francisko, 1978. Vienna, 1979.
304. Kubota J. Cobalt status of soil of Southeasern United Stats. I. Cobalt its distribution and relationship to iron and clay in five selected soils // Soil Sci. 1958. V. 85, N 3 .
305. Kubota J., Lemon E. R., Allaway W. N. The effect of soil moisture content upon the uptake of molybdenum; copper and cobalt by alsike clover // Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 1963. V. 27, N 6.
306. Liden K., Gustafsson M. Relationship and seasonal variation of ^{317}Cs in lichen, reindeer and man in northen Sweden 1961—1965 // Radioecological Concentration Processes. L., 1967.
307. Mattsson S. Radionuclides in lichen, reindeer and man. Lund Sweden, 1972.
308. Mattsson S., Liden K. ^{137}Cs in carpets of the forest moss Pleurozium schreberi, 1961—73 // Oikos. 1975. V. 26, N 3.
309. Menzel R. G., Heald W. R. Strontium and calcium contents of crop plants in relation to exchangeable strontium and calcium of the soil // Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 1959. V. 23, N 2.
310. Miettinen J. K. Transfer and uptake mechanism of tritium in soil // Behaviour Tritium Environment. Proceedings International Symposium. San-Francisco, 1978. Vienna, 1979.
311. Moreira-Nordemann L. M. Distribution of uranium in soil proiles of Bahia state Brazil // Soil Sci. 1979. V. 127, N 5.
312. Muir J. W., Logan J., Bown C. J. The mobilization of iron by aqueous extracts of plants. II. Capacites of the amino-acid and organic-acid fractions of a pine-needle extract to maintain iron in solution // J. Soil Sci. 1964. V. 15, N 2.
313. Nightinlage H. J., Smith R. L. Evidence for the presence of calcium-organic complexes in sodic soil // Soil Sci. 1967. V. 103, N 4.
314. Nishita H., Essington E. H. Effect of chelating agents on the movement of fission products in soils // Soil Sci. 1967. V. 103, N 3.
315. Nishita H., Hawthorne H. A. Effect of moisture tension on the concentration of tracer Sr-85 in expressed soil solution // Soil Sci. 1967. V. 103, N 5.
316. Nishita H., Kowalewsky B. W., Steen A. J., Larson K. H. Fixation and extretability of fission products contaminating various soils and clays // Soil Sci. 1956. V. 81, N 4.
317. Nishita H., Romney E. M., Alexander G. V., Larson K. H. Influence of K and Cs on release of Cs-137 from three soils // Soil Sci. 1960. V. 89, N 3.

318. Nishita H., Taylor P., Alexander G. V., Larson K. H. Influence of stable Ca and K on the reactions of Cs-137 and K-42 in soils and clay minerals // Soil Sci. 1962. V. 94, N 3.
319. Oborn Eugens T., Hem John D. Chemistry of iron in natural water. Microbiological factors in the solution and transport of iron // Geol. Surv. Water Supply Paper. 1961. N. 1459-H.
320. Odum E. P. Ecology and the atomic age // Assoc. S. E. Biol. Bull. 1957. V. 4, N 2.
321. Odum E. P. Radiation ecology // Fundamentals of ecology. Philadelphia, 1971.
322. Olson J. S., Grossley D. A. Tracer studies of the break-down of forest litter // Radioecology. Reinhold; N. Y., 1963.
323. Olsen O. R., Larsen L., Custhall N. H. et al. Reactor released radionuclides in Susquenanna river sediments // Nature. 1981. V. 294, N 5838.
324. Radiation and Terrestrial Ecosystems: Proceedings of the Hanford Symposium held in Washington, May, 1965 // Health. Phys. 1965. V. 11.
325. Radioactive fallout, soils, plants, foods, man. Amsterdam; London; New York: Elsevier Publ., Co., 1965.
326. Radioecological concentration processes // Proceedings International Symposium Stockholm, 25—29 April 1966. L., 1967.
327. Radionuclides in Ecosystems // Proceedings of the Third National Symposium on Radioecology. May, 1971. U. S. Oak Ridge, Tennessee, 1971.
328. Ragsdale H. L., Shure D. J. Food plain transfer and accumulation of ^{137}Cs from a reactor effluent stream // Environmental Behaviour Radionuclides Released in the Nuclear Industry. Vienna, 1973.
329. Rhoads D. W. The effect of pH on the uptake of radioactive isotopes from solution by a soil // Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 1957. V. 21, N 4.
330. Robinson W. O., Bastron H., Murata K. J. Boigeochemistry of the rare-earth elements with particular reference to hickory trees // Geochim et Cosmochim Acta. 1958. V. 14, N 1, 2.
331. Romney E. M., Alexander G. V., Nishita H., Larson K. H. Influence of Ca and Sr amendments on ^{90}Sr uptake by Ladino clover upon prolonged cropping // Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 1961. V. 25, N 4.
332. Romney E. M., Alexander G. V., Rhoads W. A., Larson K. H. Influence of calcium on plant uptake of Sr^{-90} and stable strontium // Soil Sci. 1959. V. 87, N 3.
333. Russel S. R., Ellis F. B. The movement of strontium-90 through food chains // Soil and Fertilizers. 1958. V. 21, N 5.
334. Russel R. S., Garner W. Y. Uptake of strontium by pasture plants and its possible significance in relation to the fallout of strontium-90 // Nature. 1959. V. 183, N 4678.
335. Schmidl W. E., Gerloff G. C. A naturally occuring chelate of iron in xylem exudate // Plant Physiol. 1961. V. 36, N 2.
336. Schnitzer M. Interaction of iron with rainfall leachates // J. Soil Sci. 1959. V. 10, N 3.
337. Schnitzer M. Reactions between organic matter and inorganic soil constituents // 9-th Internationale Congress Soil Science Trans Continental Adelaide, 1968. Sydney, 1968. V. 1.
338. Schulz R. K., Overstreet R., Barshad I. On the soil chemistry of ceasium-137 // Soil Sci. 1960. V. 89, N 1.
339. Sparrow A. H. Uses of large sources of ionizing radiation in botanical research and some possible practical applications. Vienna, 1960.
340. Sparrow A. H., Cuany R. L., Miksche I. P., Schairer L. A. Some factors affecting the responses of plants to acute and chronic radiation exposure // Radiat. Bot. 1961. V. 1, N 2.
341. Sparrow A. H., Rogers A. F., Schwemmer S. S. Radiosensitivity studies with woody plants. I. Acute gamma irradiation survival data for 28 species and predictions for 190 species // Radiat. Bot. 1968. V. 8, N 2.
342. Sparrow A. H., Schairer L. A., Sparrow R. C. Relationship

between nuclear volumes, chromosome numbers and relative radiosensitivities // Science. 1963. V. 141, N 3576.
343. Sparrow A. H., Schwemmer S. S., Bottino P. I. The effects of external gamma radiation from radioactive fallout on plants with special reference to crop production // Radiat. Bot. 1971. V. 11, N 2.
344. Sparrow A. H., Woodwell G. M. Prediction of the sensitivity of plants to chronic gamma irradiation // Radiat. Bot. 1962. V. 2, N 1.
345. Spenser W. F., Giesekiug J. E. Cobalt adsorption and release in cation exchange systems // Soil Sci. 1954. V. 78, N 4.
346. Stewart J. D., Hungate F. P. Effect of soil moisture on uptake and translocation of cecium-137, potassium, calcium-45 and strontium-85 // Radioecological Concentration Processes. L., 1967.
347. Svensson G. K. The increasing ^{137}Cs level in forest moss in relation to the total ^{137}Cs fallout from 1961 through 1965 // Radioecological Concentration Processes. L., 1967.
348. Svensson G. K., Liden K. The quantitative accumulation of ^{95}Zr+^{95}Nb and ^{149}Ba+^{140}La in carpets of forest moss// Health. Phys. 1965. V. 11, N 10.
349. Symposium on Radioecology // Proceedings of the second national symposium held at Annual Arbor, Michigan, May 15—17, 1967. Virgina, 1969.
350. Tamm C. O. Growth Hylocomium splendens in relation to tree canopy // Bryologist. 1964, N 4.
351. Thornthwaite C. W., Mather J. R., Nakamura J. K. Movement of radiostrontium in soils // Science. 1960. V. 131, N 3406.
352. Tiffin L. O. Iron translocation I. Plant culture, exudate sampling. iron-citrate analysis. II. Citrate / Iron ratios in plant stem exudates // Plant Physiol. 1966. V. 41, N 3.
353. Tiffin L. O., Brown J. C. Iron chelates in soybean exudates // Science. 1962. V. 135, N 3500.
354. Tiffin L. O. Translocation of manganese, iron, cobalt and zinc in tomato // Plant Physiol. 1967. V. 42, N 10.
355. Todorovic Z., Filip A. Movement of complex compounds through different soil types // Isotope and Radiation Technques in Soil Physis and Irrigation Studies. Vienna. 1967.
356. Van Wijk H. F., Braams R. Incorporation of caesium-137 from nuclear debris into the biosphere // Nature. 1960. V. 188, N 4754.
357. Wallace A., Mueller R. F., Lunt O. R. et al. Comparison of five chelating agents in soils in nutrient solutions and plant responses // Soil Sci. 1955. V. 80, N 2.
358. Wallace A., North C. P., Mueller R. F. et al. Behaviour of chelating agents in plants // Proc. Amer. Hortic. 1955. V. 65.
359. Wallace A., Shannon L. M., Lunt O. R., Impey R. L. Some aspects of the use of metal chelates as micronutrient fertilizer sources // Soil Sci. 1957. V. 84, N 1.
360. Whicker F. W., Schultz V. Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. V. I—II. Florida, 1982.
361. Whitehead N. E., Brooks R. R., Coote C. R. Camma-radiation of some plants and soil from an uraniferous area in New Zealand // N. Z. J Science. 1971. V. 14, N 1.
362. Witkamp M., Frank M. L. First year of movement, distribution and availability of ^{137}Cs in the forest floor under tagged tulip poplar // Radiat. Bot, 1964. V. 4, N 4.
363. Witkamp M., Frank M. L. Petention and loss of cesium-137 by components of the groundcover in a pine (Pinus virginiana L.) stand // Health Phys. 1963. V. 13, N 9.
364. Woodwell G. M. Radiation and Patterns of nature //Brockhaven Lecture Series, Brockhaven Nat. Lab. Upton. N. Y. 1965. N 45.
365. Woodwell G. M., Oosting J. K. Effects of chronic gamma irradiation on the devolepment of old field plant commuities // Radiat. Bot. 1965. V. 5, N 3.

366. Woodwell G. M., Sparrow A. H. Predicted an observed effects of chronic gamma radiation on a near-climax forest ecosystem // Radiat. Bot. 1963. V. 3, N 3.

367. Wolff S. Mechanisms of dose-rate effects: insights obtained from intensity and fractionation studies on chromosome aberration induction // Jpan J. Genetics. 1965. V. 40, N 2.

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ 3

Глава 1
ПОГЛОЩЕНИЕ И ПРОЧНОСТЬ ФИКСАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ 8

1.1. Поглощение радионуклидов в разных почвах . . 8
1.2. Влияние pH раствора и концентрации стабильных носителей на поглощение радионуклидов почвой . . . 11
1.3. Роль искусственных комплексонов и экстрактов из растительного опада в поглощении радионуклидов почвой 16
1.4. Влияние различных катионов на переход радионуклидов из почвы в раствор 21
1.5. Влияние pH и температуры десорбирующего раствора на переход радионуклидов из почв в раствор . . . 24
1.6. Прочность закрепления радионуклидов в почвах 28
1.7. Роль режима почвенного увлажнения и водных экстрактов из растительного опада в десорбции радионуклидов из почв 31
1.8. Поведение тяжелых естественных радионуклидов в системе «почва — раствор» 39

Глава 2
ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ 43

2.1. Зависимость вертикальной миграции радионуклидов в почвах от режима почвенного увлажнения 44
2.2. Роль некоторых категорий почвенной влаги в вертикальном перемещении радионуклидов в почве . . . 48
2.3. Вертикальная миграция трития в почве 52
2.4. Роль растительного опада и условий его разложения в вертикальной миграции радионуклидов в почве 54

Глава 3
ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ 61

3.1. Накопление радионуклидов растениями в зависимости от свойств почв и степени их увлажнения . . . 62
3.2. Влияние изотопных и неизотопных носителей на поступление радионуклидов в растения 69
3.3. Влияние комплексона ЭДТА на поглощение радионуклидов растениями из почвы 73
3.4. Влияние температурных условий на поглощение радионуклидов растениями из почвы 75
3.5. Влияние условий полива на поступление тяжелых

естественных радионуклидов из почвы в растения . . 77
3.6. Влияние удобрений на поступление радионуклидов в растения 80
3.7. Способы снижения поступления радионуклидов в растения 83

Глава 4
МИГРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ 86

4.1. Экспериментальное изучение миграции и распределение радионуклидов в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов 86
4.2. ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов . . . 93
4.3. Мхи как накопители радионуклидов 102
4.4. Радионуклиды в почвенно-растительном покрове природных экосистем, прилегающих к промышленным АЭС 106
4.5. Биоиндикация радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова 115

Глава 5
ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ НА РАСТЕНИЯ И ИХ СООБЩЕСТВА 120

5.1. Радиочувствительность растений при облучении от внешних источников 123
5.2. Радиочувствительность растений при радиоактивном загрязнении почвы 120
5.3. Радиочувствительность сообществ растений . . . 130
5.4. Радиостимуляция растений 134
5.5. Радиозащитное действие предварительного облучения семян в малых дозах и радиоадаптация 142

ЗАКЛЮЧЕНИЕ . 147

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ 154

Николай Васильевич Куликов
Инна Владимировна Молчанова
Елена Николаевна Караваева

РАДИОЭКОЛОГИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

Рекомендовано к изданию ученым советом Института экологии растений и животных и НИСО Уральского отделения Академии наук СССР по плану выпуска 1990 г.

Редактор А. И. Пономарева
Художник М. Н. Гарипов
Технический редактор Н. Р. Рабинович
Корректоры Г. Н. Старкова, Н. В. Каткова

НИСО № 89(88)—1608
Сдано в набор 26.03.90. Подписано в печать 20.02.91. Формат 60×90 1/16. Бумага типографская № 2. Гарнитура литературная. Печать высокая. Усл. печ. л. 11. Уч.-изд. л. 12. Тираж 600. Цена 1 р. 80 к. Заказ № 103.

Институт экологии растений и животных.
620008, Свердловск, ГСП-219, ул. 8 Марта, 202.
Типография изд-ва «Уральский рабочий».
Свердловск, пр. Ленина, 49.