Международный Союз Радиоэкологов
Российская Экологическая Академия
Институт экологии растений и животных УрО РАН
ГУДП НИКИЭТ "Техноцентр "ЛТ"

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 4

Под редакцией
А.В.Трапезникова и С.М.Вовка

г. Заречный, 2001

РЕТРОСПЕКТИВНЫЙ ОБЗОР ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева

ВВЕДЕНИЕ

История становления и развития радиоэкологии в нашей стране неотделима от общей истории естествознания. Особую роль в ее формировании играют труды В. И. Вернадского. Разработанное им учение о живом веществе и биосфере Земли имело колоссальное мировозренческое значение (Вернадский, 1926). Идея об организованности биосферы получила блестящее развитие в трудах В. Н. Сукачева о биогеоценозах как элементарных единицах биосферы (Сукачев, 1947), а оценка результатов геохимической деятельности живых организмов легла в основу учения о биогеохимии и геохимии ландшафтов (Виноградов, 1952, 1957; Полынов, 1956; Перельман, 1961). В основе этих научных концепций лежит генетическое почвоведение, созданное трудами В. В. Докучаева. В науке о почве В. В. Докучаев подчеркивал среди прочих факторов почвообразования, значение фактора времени, участвующего в создании особого естественно-исторического тела природы.

Заслуга в синтезе и подведении итога периоду развития Докучаевской школы естествознания принадлежит Н. В. Тимофееву-Ресовскому. Он первый подчеркнул единую позицию этих естествоиспытателей в понимании природы и задач общего естествознания.

Широкомасштабные работы, развернувшиеся в мире в середине 50-х годов по созданию ядерного оружия, обусловили поступление в биосферу огромного количества искусственных делящихся материалов. Мировому научному сообществу стало ясно, что фактически сформировался новый, глобально действующий фактор, - искусственные радионуклиды и порождаемые ими ионизирующие излучения. Осознание

важности проблемы взаимодействия живых организмов друг с другом и со средой обитания в условиях радиоактивного загрязнения и повышенного фона радиации привело к созданию новой научной дисциплины – радиационной биогеоценологии или, как ее впоследствии стали называть, радиоэкологии. Название этой дисциплины, постановка основных целей и задач появились практически одновременно и независимо друг от друга в работах русских и американских исследователей (Тимофеев-Ресовский, 1957; Передельский, 1957; Odum, 1971; Platt, 1957). Радиационная биогеоценология или радиоэкология замыкала широкий круг исследований, изучающих действие радиации на биологические объекты. В ней выделялись два взаимосвязанных направления: изучение закономерностей миграции, накопления и перераспределения радионуклидов в природных биогеоценозах и изучение влияния ионизирующих излучений на популяции, сообщества и экосистемы. Эти задачи легли в основу исследований, начатых Н. В. Тимофеевым-Ресовским в 1947 г. в лаборатории "Б" предприятия п/я 0215 и продолженных с 1955 г. в Институте биологии УФАН СССР. С этого времени Институт биологии, в настоящее время Институт экологии растений и животных УрО РАН, стал одним из признанных центров, где Н. В. Тимофеевым-Ресовским была создана научная школа и где до настоящего времени проводятся радиоэкологические исследования. Пропагандируя идеи В. В. Докучаева, В. И. Вернадского, В. Н. Сукачева, Б. Б. Полынова, а также учитывая опыт вековых наблюдений за губительными воздействиями на окружающую среду промышленных отходов, Н. В. Тимофеев-Ресовский в те годы ставит весьма серьезную проблему быстрого и полного изучения всех вопросов, связанных с возможностью воздействия на биосферу интенсивно развивающейся атомной промышленности. При этом он подчеркивает, что "любая, достаточно широкая проблема о воздействии человека и его промышленной деятельности на окружающую природу должна в настоящее время ставиться на основе созданного В. И. Вернадским общего

учения о биосфере и биогеоценотических идей В. Н. Сукачева" (Тимофеев-Ресовский, 1962).

На первом этапе этих исследований под руководством Н.В. Тимофеева-Ресовского, работавшего азартно, оптимистично, всеохватно, были проведены многочисленные экспериментальные работы, в которых радионуклиды рассматривались как "меченые" атомы для изучения судьбы химических элементов в биогеоценозах, а ионизирующая радиация - в качестве удобного и легко дозируемого фактора воздействия на организмы и их сообщества. Основной базой для проведения работ служила биофизическая станция "Миассово", расположенная на территории Ильменского заповедника в Челябинской области.

В те годы многочисленные работы по изучению поведения радионуклидов преимущественно проводились на упрощенных системах раствор-почва-раствор, вода-грунт, вода-гидробионты. В основу этих исследований был положен принцип аналитического редукционизма, состоящий в сознательном расчленении сложных природных систем на ряд более простых. Рассмотрение таких простых систем начиналось с выделения и изучения в них причинно-следственных связей. В простой системе их число невелико, они в ней легче проявляются и более доступны для изучения. Результаты таких исследований позволили провести классификацию радионуклидов по типу их поведения в первичных экологических звеньях и выявить основные факторы и механизмы, управляющие миграционной способностью радионуклидов ("Радиоактивность почв...", 1966). В работах этого периода существенное место отводилось изучению роли живых организмов в накоплении радионуклидов и их перераспределении по основным компонентам биогеоценозов. Для количественного сравнения накопительной способности организмов широко использовалось понятие коэффициента накопления- величины, равной отношению концентраций данного радионуклида в организме и окружающей среде при установлении равновесия. Было показано,

что пределы накопления радионуклидов чрезвычайно широки как для разных видов, так и для разных радионуклидов (Тимофеева-Ресовская, 1963). Практически по каждому изученному нуклиду 2-х десятков химических элементов были выделены виды живых организмов с особенно высокими и низкими коэффициентами накопления. Виды, характеризующиеся наиболее высокими коэффициентами накопления, были названы специфическими накопителями, а для их вычленения был предложен объективный формальный критерий – отклонение коэффициента накопления более, чем на 4 сигмы от среднего значения, установленного для соответствующего вариационного ряда. В плане поиска и выделения таких специфических накопителей особенно подчеркивалась роль организмов-пионеров образования коры выветривания и формирования первичных почв - бактерий, грибов, водорослей, лишайников. В последующем такие организмы - специфические накопители того или иного радионуклида - стали использовать в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения окружающей среды. К числу наиболее удобных видов-индикаторов загрязнения почвенно-растительного покрова были отнесены представители мхов, лишайников, хвоя сосны и других хвойных пород. Впоследствии на фундаменте и идеологии этих исследований сформировалось оригинальное научное направление – лихено- и бриоиндикация окружающей среды, призванное проводить мониторинговые исследования

Огромный аналитический материал, полученный в 50-60-е годы в лаборатории Н. В. Тимофеева-Ресовского, был им проанализирован концептуально, что позволило создать общую платформу радиоэкологии и очертить круг ее задач. Их можно свести к изучению закономерностей миграции, распределения и биологического действия радиоактивных веществ в различных биогеоценозах (экосистемах), созданию научных основ прогнозирования последствий радиоактивного загрязнения биосферы, экологического нормирования этих загрязнений в компонентах природной среды и ослабления их

вредных воздействий.

Осенью 1957 г. в результате аварии, названной впоследствии Кыштымской, на ПО " Маяк" в окружающую среду было выброшено около 2 млн Ки ($74x10^{15}$Бк) радиоактивных веществ. В связи с этой ситуацией в 1958 г. была организована Опытная научно-исследовательская станция (ОНИС) химкомбината "Маяк". Бессменным координатором работ, проводившихся на этой станции, являлся В. М. Клечковский. За работы, выполненные в зоне воздействия ядерной аварии группе исследователей во главе с В. М. Клечковским в 1974 г. была присуждена Государственная премия. К сожалению, информация о радиационной ситуации на Урале долго оставалась секретной и фактически только после аварии на Чернобыльской АЭС она стала достоянием общественности и радиоэкологической науки ("Итоги"..., ред. А. И. Бурназян, 1990).

Политическая ситуация в нашей стране складывалась так, что Н. В. Тимофеев-Ресовский не был привлечен к этим работам. Однако, предвидя возможность локальных и в пределе глобальных масштабных загрязнений окружающей среды, "готовя фундамент для будущих дел" он в общей проблеме воздействия атомной промышленности на биосферу выделяет три наиболее важных вопроса: 1. Изучение судьбы радионуклидов, попадающих в различные биогеоценозы, а именно путей и "размерностей" их миграции из центров загрязнений. 2. Изучение действия ионизирующих излучений и, что особенно важно 3. Разработку различных мероприятий по борьбе с вредными радиоактивными загрязнениями. При этом он ясно показывает, что "вся проблема защиты биосферы и все вопросы по разработке частных мероприятий по охране природы являются проблемой биогеоценологической. Для ее решения необходимо внедрять, особенно в промышленно-технические круги, современные представления о биосфере нашей планеты и о биогеохимических процессах" (Тимофеев-Ресовский, 1962).

Грандиозный биогеохимический круговорот веществ, в который включаются и поступающие в биосферу радионуклиды, обусловлен как взаимодействиями живых организмов между собой и косными компонентами среды, так и взаимодействиями между собой живых сообществ, более или менее самостоятельных объектов природной среды. Такими объектами, согласно концепции Н. В. Тимофеева-Ресовского об уровнях организации жизни, являются биогеоценозы - элементарные единицы современной биосферы (Тимофеев-Ресовский, Тюрюканов, 1966).

В исследовании природных систем, состоящих из нескольких взаимодействующих между собой объектов-биогеоценозов, как бы дополняя редукционно аналитический принцип, находит широкое применение системный подход. Системный анализ исходит из того факта, что рассматриваемая совокупность объектов, обладая известной независимостью, определенным образом связана между собой. Эта связь может осуществляться, например, через геохимический сток веществ. С этой точки зрения Н.В.Тимофеев-Ресовский рассматривал миграцию веществ в цепях биогеоценозов, как серию сопряженных процессов рассеивания и концентрирования веществ в организмах, почвах, водах, грунтах, атмосфере (Тимофеев-Ресовский и др., 1966). В дальнейшем на этой основе были разработаны принципы и методы радиоэкологических ландшафтно-геохимических исследований (Тюрюканова, 1968).

На основе фундамента, заложенного Н. В. Тимофеевым-Ресовским, с использованием обширного экспериментального материала была сформулирована концепция континентальной радиоэкологии как радиоэкологии наземных экосистем и внутренних водоемов (Куликов, Молчанова, 1975; Алексахин, 1982; Куликов, Чеботина, 1988; Чеботина и др., 1992). При этом было подчеркнуто, что природную среду нельзя рассматривать в качестве пассивного разбавителя радиоактивных загрязнений. В силу структурно-функциональных особенностей экологические системы способны перераспределять радио-

активные вещества по составляющим их компонентам. В результате чего концентрации радионуклидов в отдельных звеньях могут оказаться весьма высокими.

В комплексе работ по континентальной радиоэкологии существенное место отводится радиоэкологическим исследованиям почвенно-растительного покрова, поскольку именно почвенно-растительный покров биосферы является первым экраном на пути поступления радиоактивных веществ из атмосферы на земную поверхность. Через него, как через глобальную биокосную мембрану, идет радионуклидный обмен между атмосферой и гидросферой. При этом почвы, в которых совершаются процессы вторичного синтеза и деструкции огромного количества веществ биогенной природы, а также различного рода биогеохимические и биоэнергетические превращения, становятся основным депо радионуклидов в наземной природной среде. Эта тонкая, наиболее насыщенная жизнью оболочка биосферы, является вместе с тем и наиболее чувствительной к повреждающим лучевым воздействиям в случае радиоактивного загрязнения (Добровольский, 1981; Криволуцкий и др., 1988; Розанов, 1988).

Развитие атомной промышленности и энергетики, осложненное рядом аварийных ситуаций и катастроф, сопровождалось вовлечением в радиоэкологические исследования широкого набора наведенных нейтронами радионуклидов, а так же естественных и трансурановых радионуклидов, сопутствующих ядерному топливному циклу. При этом увеличился масштаб проводимых исследований в местах расположения штатно-работающих АЭС и зонах ядерных аварий. Так, опыт и методология работ, накопленные радиоэкологами, были реализованы в многолетних комплексных исследованиях в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа, в пойме р. Течи и в 30-км зоне аварии на ЧАЭС. Глобальный характер Чернобыльской аварии обусловил беспрецедентную открытость радиоэкологических исследований и масштабность международного научного

сотрудничества (UNSCEAR, 1988; "Comparative assessment...", 1991). Кооперация специалистов из разных стран обогатила методологию радиоэкологических исследований, внесла вклад в фундаментальную радиоэкологию и позволила выйти на новый уровень оценки проблем радиационного воздействия на окружающую среду.

В целом радиоэкологические исследования, у истоков которых стоял Н. В. Тимофеев-Ресовский, способствуют как более глубокому познанию структурно-функциональной организации экологических систем, так и решению проблем по созданию рациональных взаимоотношений между развивающейся промышленностью и биологическими продуктивными силами Земли. Эти проблемы, в основе своей, являются биогеоценологическими и стратегия их решения строится на основе современных представлений о биосфере и биологических процессах.

В настоящей работе дается ретроспективная оценка комплексу экспериментальных исследований почвенно-растительного покрова, проводившихся в Отделе континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН под руководством и при непосредственном участии Н. В. Тимофеева-Ресовского, а также его ученика и последователя Н. В. Куликова.

Экспериментальное изучение поведения радионуклидов в почвенно-растительном покрове модельных и природных экосистем

Поступление радионуклидов из почвы в растения, темпы их включения в экологические звенья и пищевые цепи в значительной мере зависят от характера взаимодействия излучателей с почвой и миграционной способности в ней. В такой сложной и многофазной системе, какой является почва, миграцию радионуклидов рассматривают как непрерывно повторяющийся ряд процессов поглощения (сорбции) и обратного перехода в раствор (десорбции), приводящих под

влиянием различных факторов к векторному перемещению нуклидов, рассеиванию или концентрированию. Подобными факторами являются химические свойства нуклидов, их физико-химическое состояние и концентрация, свойства почвы, pH среды, наличие в растворе разнообразных ионов, миграционноспособных коллоидов органического вещества и ряд других.

Поглощение и прочность фиксации радионуклидов в почвах

В 50-60-е годы в рамках радиационной биоценологии и радиоэкологии были проведены многочисленные экспериментальные исследования в системе раствор-почва-раствор по изучению полноты поглощения и прочности фиксации искусственных и естественных радионуклидов в почвах в зависимости от ряда факторов. Эти опыты проводились в статических, равновесных условиях на почвенных суспензиях при соотношении жидкой и твердой фаз, равном 20. В них был использован широкий набор почвенных образцов, различающихся по своим физико-химическим свойствам. Результаты определения полноты поглощения радионуклидов ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs, и ^{144}Ce приведены в табл. 1. 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 статистически недостоверными (P=0,05). 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.

Таблица 1

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

Радионуклид	Почва			
	Дерново-луговая	Чернозем	Краснозем	Дерново-подзолистая
^{59}Fe	40 ± 15	27 ± 7	29 ±10	23 ± 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
^{137}Cs	98 ± 1	98 ± 3	96 ± 2	98 ±1
^{144}Ce	94 ± 3	83 ± 10	92 ± 4	90 ± 5

Многочисленные данные, полученные в лабораторных исследованиях, позволили классифицировать радионуклиды по типу поведения в системе раствор-почва (Тимофеев-Ресовский и др., 1966). На основании этой классификации изученные элементы попадают в различные классификационные группы. Так, ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce относятся к группе многоформных гидролизующихся элементов. Подвижность их определяется количественным соотношением сорбируемых и несорбируемых форм, равновесие между которыми сдвигается под действием таких факторов, как концентрация элемента - изотопного носителя радионуклида, pH раствора, присутствие мигрирующих коллоидов, посторонних катионов и др. Миграционноспособной формой для многоформных элементов, наряду с ионной, могут быть тонкодисперсные коллоиды гидроксидов, которые, как правило, заряжены отрицательно и в общем случае поглощаются почвой в меньшей степени, чем катионы. Так, железо в широкой области нейтральных и щелочных значений pH образует в растворе плохосорбируемые коллоиды. Именно при этих условиях ^{59}Fe оказывается наиболее подвижным в системе раствор-почва. В тоже время максимальная подвижность коллоидных форм ^{144}Ce установлена при щелочных значениях pH раствора.

Присутствие в растворе стабильных изотопов железа и алюминия, неизотопных носителей для ^{91}Y и ^{144}Ce, снижает сорбцию в почве этих радионуклидов. Способностью увеличивать подвижность ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce в системе раствор-почва обладают также искусственные и продуцирующиеся в процессе разложения растительного опада разнообразные водно-растворимые органические соединения. Механизмом воздействия таких веществ может быть образование простых и комплексных солей или внутрикомплексных соединений (Манская, Дроздова, 1964; Пономарева, 1964; Nightinlage, Smith, 1967; Schnitzer, 1968).

Радионуклид Sr-90 относится к группе элементов, характеризующихся обменным типом поведения в системе раствор-почва. Наиболее важным фактором, увеличивающим его подвижность, является наличие в растворе 2-х валентных катионов, например, Ca^{++} и Mg^{++} - неизотопных носителей ^{90}Sr. Этим, в частности, объясняется мобилизирующее действие в отношении ^{90}Sr продуктов разложения растительного опада (Титлянова и др., 1959; Чеботина, Куликов, 1973; Himes, Shufeldt, 1969).

В отличие от ^{90}Sr, ^{60}Co принадлежит к группе необменных элементов: он преимущественно закрепляется в почве в результате адсорбции минералами и образования комплексных соединений с органическими и органоминеральными веществами. Заметное снижение сорбции ^{60}Co почвой отмечено под влиянием водно-растворимых веществ растительного происхождения и искусственных комплексонов (Чеботина, 1975).

Механизмом поглощения микроколичеств ^{137}Cs в почве в основном является необменная сорбция по типу закрепления в "ловушках" слоистых минералов (Титлянова, 1963). Вероятно, поэтому на поведение ^{137}Cs в системе раствор-почва практически не влияет ни pH раствора, ни присутствие в нем веществ типа лигандов. Установленным фактом, однако, являются конкурентные взаимоотношения ^{137}Cs с его химическим

макроаналогом К.

О прочности фиксации радионуклидов в почве судят по переходу их из твердой фазы в жидкую, т.е. по степени десорбции под влиянием различных десорбирующих агентов. По количеству радионуклидов, вытесненному из почвы водой, их можно расположить в следующий ряд: $^{137}Cs < ^{91}Y < ^{60}Co < ^{144}Ce < ^{90}Sr < ^{59}Fe$. Этот ряд сохраняется в широком диапазоне изменения pH десорбирующего раствора.

В сложном комплексе физико-химических процессов, протекающих в почве, значительная роль принадлежит реакциям ионного обмена. Вытесняющая способность катионов, участвующих в этих реакциях, нарастает с увеличением их атомного веса и валентности. В отношении ^{90}Sr и отчасти ^{60}Co вытесняющая способность одно-двух и трехвалентных катионов достаточно хорошо соответствует таковой при ионообменных реакциях. В отношении ^{59}Fe, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce, напротив, отсутствует какая-либо зависимость десорбирующего действия катионов от их атомного веса и валентности. Можно полагать, что микроколичества этих радионуклидов практически не вступают в реакции ионного обмена. Взаимодействуя с почвой, они включаются в какие-то другие реакции и соединения, из которых могут быть вытеснены только определенными катионами-"специфическими вытеснителями". Таковыми почти на всех почвах для ^{59}Fe- является алюминий, для ^{91}Y- медь и железо, а для ^{144}Ce - железо.

Прочность фиксации радионуклидов зависит от физико - химических свойств почв (Клечковский, Гулякин, 1958; Кокотов, Попова, 1962; Юдинцева, Гулякин, 1968). Как правило, в почвах, обладающих высоким содержанием гумуса, обменных оснований и илистых частиц, радионуклиды фиксируются прочнее. Удаление из почв органического вещества приводит к заметному снижению прочности закрепления ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce (Молчанова, Куликов, 1972). Для ^{59}Fe на образцах почв без органического вещества 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 последнего в кристаллических структурах глинистых минералов.

В отношении ^{91}Y и ^{144}Ce десорбирующее действие катионов на прокаленной почве соответствует нарастанию их вытесняющей способности при ионообменных реакциях. Отсюда следует, что минеральной фракцией почв значительная часть радионуклидов ^{91}Y и ^{144}Ce поглощается по типу ионного обмена.

Прочность закрепления радионуклидов в почве (если судить о ней по относительной величине десорбции, выраженной в процентах) в пределах широкого диапазона микроконцентраций остается постоянной (Schulz et al, 1960; Чеботина, Титлянова, 1965). Для иллюстрации в табл. 2 приведены результаты десорбции ^{60}Co из почвы раствором сернокислого цинка. Прочность фиксации радионуклидов фактически не зависит и от того, в какой форме ионной или коллоидной они поглощены почвой.

Для оценки подвижности радионуклидов в системе почва-раствор в зависимости от температуры была проведена десорбция ^{59}Fe ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs из почвы 0,1 н растворами солей одно – (KCl), двух – ($CaCl_2$) и трехвалентных $Al_2(SO_4)_3$ катионов, температуру которых поддерживали на уровне 2, 20 и 50^0. Переход ^{60}Co ^{90}Sr из почвы в раствор практически не зависит от его температуры и определяется только валентностью десорбирующего катиона. Подвижность ^{59}Fe увеличивается в 5-10 раз при повышении температуры от 2 до 50^0. Некоторое увеличение десорбции отмечается и для ^{137}Cs. Как уже отмечалось, микроколичества ^{59}Fe и ^{137}Cs в почве включаются в специфические соединения с минеральной и органической ее компонентами. Опыты подтвердили, что вытеснение ^{59}Fe и ^{137}Cs из таких соединений является эндотермическим процессом, требующим затраты дополнительной энергии.

Таблица 2

Десорбция ^{60}Co 0,05 н раствором $ZnSO_4$ при разных концентрациях его в почве, % от сорбированного количества (Чеботина, Титлянова, 1965)

pH исходного раствора	Концентрация, моль/г почвы			
	$2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-5}$
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	-

Прочность закрепления радионуклидов, а следовательно, их подвижность в системе почва-раствор - почва в значительной степени зависят от количественного соотношения твердой и жидкой фаз. Имеются данные, свидетельствующие о том, что параметры перехода отдельных радионуклидов в раствор во влажных почвах существенно иные, чем в почвенных суспензиях (Прохоров, Фрид, 1969; Молчанова, Караваева, 1971; Молчанова и др., 1972; Караваева, 1973).

В естественной обстановке влажность почв варьирует в довольно широких пределах, что связано прежде всего с метеорологическими условиями и сезонными явлениями. В соответствии с этим водный фактор может играть значительную роль в процессах перераспределения радиоактивных элементов в почвах.

Нами были проведены систематические исследования по сравнительному изучению распределения радионуклидов стронция, цезия и церия в системе почва-раствор при изменении соотношений объема и массы жидкой и твердой

фаз (коэффициентов обводненности – КО) в диапазоне от 0,2 до 20. О подвижности излучателей судили по величине коэффициентов распределения (КР), которые вычисляли как отношение концентраций радионуклида в почве и равновесном растворе. На рис.1 приведены значения КР изучавшихся радионуклидов во влажной почве и почвенных суспензиях. Судя по величине КР во влажной почве (КО - 0,2) подвижность радионуклидов изменяется в ряду: ^{90}Sr>> ^{137}Cs >^{144}Ce. При переходе к почвенной суспензии (КО -2,0) подвижность ^{90}Sr снижается (КР возрастают), а подвижность ^{137}Cs и ^{144}Ce соответственно увеличивается (КР уменьшаются). В результате ^{137}Cs по подвижности приближается к ^{90}Sr. Подвижность ^{144}Ce также заметно увеличивается. Как показали результаты специальных опытов, увеличение миграционной способности цезия и церия происходит под действием водно–растворимого органического вещества почвы, которое наиболее интенсивно переходит в жидкую фазу при КО -1-2. Анализ имеющегося материала показал, что, что величина коэффициента распределения отражает относительную подвижность радионуклидов лишь в условиях одинаковой увлажненности. При разных режимах увлажнения подвижность радионуклидов в системе почва-раствор целесообразно выражать величиной той части их общего содержания, которая удерживается в жидкой фазе. Именно эта часть радионуклидов с наибольшей вероятностью может мигрировать по почвенному профилю и поглощаться корневыми системами растений.

Общее количество радионуклидов в растворе в значительной степени зависит от увлажнения почв, причем у разных радионуклидов эта зависимость проявляется по-своему (табл. 3).

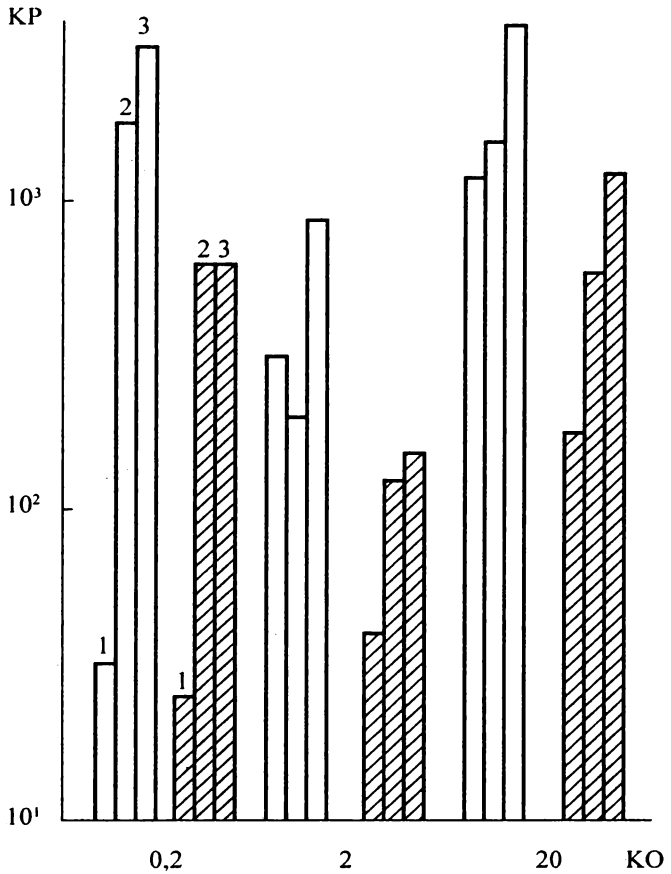

Рис.1 Коэффициенты распределения радионуклидов в зависимости от обводненности дерново-подзолистой (заштриховано) и дерново-луговой почв. 1 - ^{90}Sr , 2-^{137}Cs, 3 - ^{144}Ce.

Таблица 3

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

Коэф. обвод.	Дерново-луговая почва			Дерново-подзолистая почва		
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
0,1	0,4	0,007	0,003	1,2	0,02	0,02
0,2	0,5	0,011	0,004	0,8	0,03	0,03
0,3	0,3	0,020	0,007	0,9	0,04	0,06
0,5	0,2	0,130	0,040	1,4	0,18	0,18
1,0	0,4	0,430	0,100	2,1	0,38	0,30
2,0	0,6	0,910	0,220	4,0	1,20	1,10
5,0	1,0	1,250	0,280	7,0	1,50	1,55
10,0	1,7	1,250	0,450	11,1	2,50	2,08
20,0	1.4	1.370	0.400	11.4	3.00	1.88

Характерно, что 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 КО, эти различия заметно сглаживаются. Следовательно, в переувлажненных почвах ^{137}Cs и ^{144}Ce по подвижности приближаются к ^{90}Sr, а при малых увлажнениях, наоборот, ^{90}Sr проявляет значительно большую подвижность, чем ^{137}Cs и ^{144}Ce.

Таким образом, миграционная способность радионуклидов существенно зависит от водного режима почв. От него, в свою очередь, зависит скорость разложения растительного опада, качественный и количественный состав образующихся при этом веществ. В связи с этим представляло интерес оценить влияние таких веществ на подвижность радионуклидов в почвах с различным уровнем увлажнения. Проведенные исследования показали, что водно-растворимые продукты разложения хвои сосны и листьев осины увеличивают подвижность ^{90}Sr и ^{144}Ce по мере увеличения обводненности почв, а подвижность ^{60}Co под действием экстрактов из

растительного опада возрастает лишь в разбавленных почвенных суспензиях (КО >1). В отношении ^{137}Cs продукты разложения растительного опада производят иммобилизующий эффект.

Наряду с искусственными радионуклидами значительное количество радиоэкологических исследований было проведено с группой тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН) (Искра, Бахуров, 1981; Архипов и др., 1982; Дричко, 1983; Титаева, Таскаев, 1983). Интерес к этой группе элементов определялся массированным поступлением ТЕРН в биосферу на начальных этапах ЯТЦ в условиях широкого развития атомной промышленности и энергетики.

Изучение поведения указанных элементов в модельной системе раствор-почва показало, что поглощение микроколичеств урана различными типами почв достигает 98-99%, а тория-82-93%. Радий, относящийся по своим химическим свойствам к щелочно-земельным элементам, также достаточно полно (на 93%) поглощается почвами. Поглощенные ТЕРН практически не вымываются из почвы 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%.

В 70-е годы пристальное внимание радиоэкологов привлекает группа трансурановых радионуклидов, оказавшихся к тому времени в числе наименее изученных искусственных радиоактивных веществ, поступающих в природную среду в результате техногенной деятельности человека. К трансурановым радиоактивным элементам в частности относится плутоний, имеющий 15 радиоизотопов. Большинство из них ($^{238-242}Pu$) имеют длительный период полураспада и обладают высокой токсичностью. Последнее делает Pu одним из наиболее биологически и радиологически значимых радионуклидов. Почвенная химия плутония является значительно более сложной, чем у других трансурановых элементов. Pu в растворе имеет разную валентность,

изменяющуюся от 111 до У1. Различная степень окисления, способность к диспропорционированию, гидролизу и комплексообразованию являются основными факторами, определяющими поведение Pu в почвах ("Трансурановые элементы...", 1985). Распределение Pu между твердой и жидкой фазами почвы в наибольшей степени зависит от физико-химических характеристик твердой фазы, Eh и pH почвенного раствора, от дисперсности и знака заряда почвенных коллоидов, присутствия органических лигандов и т. д. Плутоний в четырехвалентном состоянии плохо растворим в воде при отсутствии комплексообразователей; в растворах со значениями pH, близкими к нейтральным, практически нельзя обнаружить его мономерные соединения. Величина коэффициентов распределения Pu(1У) в 10-100 раз в зависимости от состава твердой фазы выше, чем Pu(У1). Максимальная сорбция Pu (У1) наблюдается при pH–5,5. При pH 8 имеет место существенное увеличение концентрации Pu в растворе, что связано с вероятным диспергированием полимерных и гидроксильных соединений (Rhodes, 1957; Prout, 1958; Rogers, 1975; Nishita, 1978).

В почвах плутоний обнаружен в разных формах (Павлоцкая, Горяченкова, 1987; Горяченкова и др., 1993). По данным этих авторов основная доля плутония (до 98%) входит в состав аморфных органических и неорганических соединений. Содержание плутония в водно-растворимой форме составляет 0,2-0,6%, при этом до 88% Pu в водной вытяжке находится в виде мелкодисперсных коллоидных частиц. Считается, что основным механизмом миграции Pu в почвах является перенос его в составе тонкодисперсных коллоидов и диффузия. Растворимые комплексные соединения низкомолекулярных и фульфокислот обусловливают быстрый перенос плутония в почах. Медленный перенос его в пределах почвенного профиля происходит в составе малорастворимых гуминовых кислот и гидроксидов (Горяченкова, 1995).

Итак, поведение радионуклидов в стационарной,

равновесной системе почва-раствор, их полнота поглощения и прочность закрепления зависят как от химических свойств самих излучателей, 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.

Вертикальная миграция радионуклидов в почве

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 аналогии с перемещением химических элементов по хроматографической колонке (цит. по Thornthwaite et al., 1960). Предлагалась также модель процессов миграции радионуклидов, в которой авторы допускают, что из почвы вымывается постоянная часть ионов с каждым объемом фильтрующейся воды (Thornthwaite et al., 1960). В исследованиях, выполненных В.М. Прохоровым с сотрудниками, вертикальная миграция радионуклидов, в особенности стронция-90, связывается с диффузионными процессами, а 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 (Прохоров, 1981). 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 (Wijk, Braams, 1960; Росянов и др., 1971). Важную роль в перемещении радионуклидов в почвенном профиле играют механический состав и физико-химические свойства почвы, водный режим, наличие на поверхности растительного опада и условий его разложения.

В настоящем разделе излагаются результаты экспериментов по изучению перемещения радионуклидов в почвах в зависимости от разных факторов. Эта серия опытов была проведена в динамических условиях с использованием насыпных почвенных образцов, которые помещали в металлические колонки (h-30см; d-18см), имеющие сток. В условиях таких экспериментов, прежде всего, была оценена зависимость вертикальной миграции радионуклидов в почвах от режима почвенного увлажнения. Результаты проведенных исследований с использованием метки показали, что вертикальная миграция ^{90}Sr в почве возрастает, а ^{137}Cs и ^{144}Ce - практически не меняется с повышением ее обводненности от 60% от ПВ до условий полного затопления. При этом вертикальное распределение радионуклидов в почвенном растворе хорошо коррелирует с таковым в почве. Так, при низкой влажности ^{90}Sr, 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 имеет место разбавление почвенного раствора и перемещение ^{90}Sr в более глубокие слои. В отличие от ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{144}Ce преимущественно удерживаются в твердой фазе, слабо переходят в раствор и незначительно перемещаются даже при наличии гравитационной влаги.

Известно, что вода в почве неоднородна и обладает различными физическими свойствами, воплощающими

важнейшие проявления сил, под влиянием которых она удерживается и передвигается в почвенном профиле. К основным категориям почвенной влаги относят прочносвязанную, рыхлосвязанную и свободную (Долгов, 1948; Роде, 1965). 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 собой переходную форму, поведение которой определяется участием капиллярных и сорбционных сил. Свободная вода в почве перемещается преимущественно под влиянием гравитационных сил и является наиболее подвижной.

Для сравнительной оценки участия различных категорий почвенной влаги в процессах миграции радионуклидов, из почвы были выделены свободная гравитационная вода, прошедшая через толщу почвенной колонки (фильтрат) и, с помощью центрифугирования - капиллярно-сорбционная влага (почвенный раствор) (табл. 4).

Таблица 4

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

Почва	Коэф. обвод.	Объем, мл		^{90}Sr		^{137}Cs	
		Ф	ПР	Ф	ПР	Ф	ПР
Дерново-подзолистая	0,3	17	80	9	91	1	99
	1,0	300	75	84	16	2	98
Дерново-луговая	0,3	12	110	5	95	1	99
	1,0	240	130	76	24	9	91

Полученные данные показали, что при избыточном увлажнении почвы основное количество водно-растворимого ^{90}Sr содержится в гравитационной влаге. С уменьшением объема фильтрующейся воды наблюдается относительное обогащение стронцием-90 раствора, удерживаемого почвой. В то же время, независимо от уровня увлажнения почв, большая часть цезия-137, перешедшего в раствор, находится в капиллярно-сорбционной влаге.

В природных условиях интенсивность вертикальной 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, недоступном для корневых систем. Лишь по мере гумификации и минерализации подстилки происходит высвобождение радионуклидов и их перевод непосредственно в почву. Как правило, этот процесс сопровождается образованием мобильных металло-органических комплексов, способных мигрировать по почвенному профилю. Состав этих комплексов чрезвычайно разнообразен и зависит от характера разлагающегося опада, населяющей его микрофлоры, температуры, степени увлажнения и т.д. 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 (Кауричев, Ноздрунова, 1964; King, Bloomfield, 1968).

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 были проведены длительные опыты с долгоживущими радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs. В одном из них дерново-луговую почву размещали в металлических колонках (h -30;d -18см) в траншее под

открытым небом. Радионуклиды вносили в поверхностный (1см) слой почвы, на который помещали по 500 г измельченного опада хвои сосны, листьев осины и березы. Контрольный вариант оставляли без растительного опада.

Параллельно проводили опыт в трех типах естественных биогеоценозов: сосняке мертвопокровном (дерново-луговая почва), березняке и осиннике разнотравном (бурая лесная почва). В ходе этого эксперимента с экспериментальных площадок размером 30х30см весной снимали подстилку и слой почвы (1см). В эту почву фракционированным поливом вносили радионуклиды, после чего почву и подстилку укладывали на прежние места. В контрольном варианте площадки оставляли без подстилки, для чего в течение эксперимента вновь поступающий листовой опад с них регулярно убирали. Длительность опытов в колонках составляла 2 года, а в естественных условиях - 4 года. По окончании опытов почву в колонках и на экспериментальных участках отбирали по 1см слоям и подвергали радиометрическому анализу.

Результаты "колоночного" опыта показали, что наличие слоя разлагающегося опада на поверхности почвы способствует увеличению миграции в ней ^{90}Sr (рис. 2). Вынос радионуклида из зоны первоначального внесения в контроле составил 15-20%, тогда как в вариантах с опадом 34-50% от внесенного в почву количества. При этом в контрольном варианте содержание ^{90}Sr с глубиной снижалось более резко, чем в вариантах с растительным опадом. Опад листьев березы оказывает большее влияние на миграционную способность радионуклидов, чем листьев осины и хвои сосны. Последнее находится в соответствии с большей скоростью разложения листьев березы по сравнению с таковыми осины и хвоей сосны. Как следует из рис. 2, растительный опад не оказывает мобилизующего действия на ^{137}Cs и даже несколько снижает подвижность этого радионуклида.

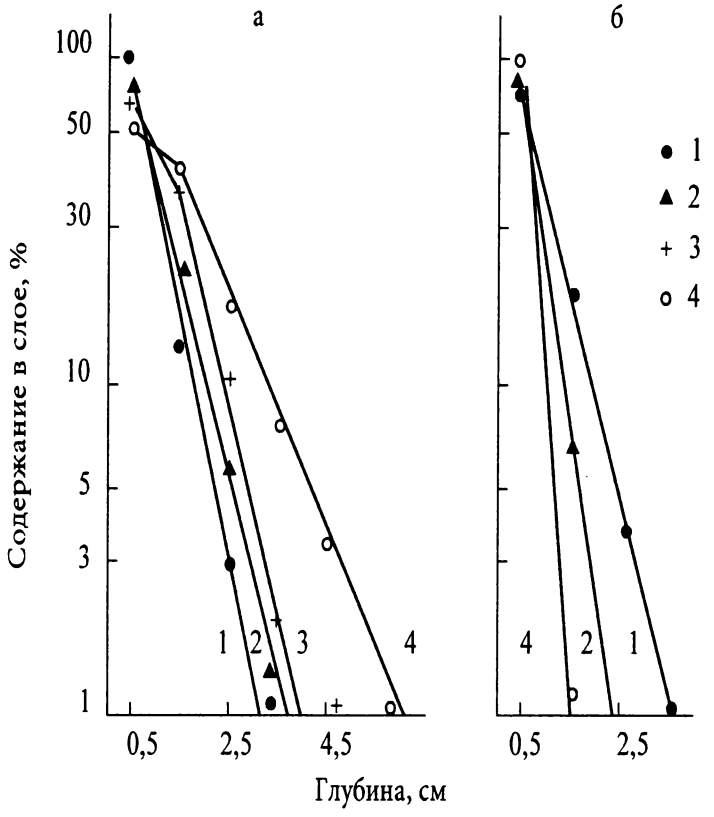

Рис.2. Распределение ^{90}Sr(а) и - ^{137}Cs(б) по профилю почвенных колонок. Варианты: 1 – без опада, 2 – хвоя сосны, 3 - листья осины, 4 – листья березы

Влияние растительного опада на подвижность изучавшихся радионуклидов в естественных условиях выражено слабее, чем в модельных системах. В естественных условиях имеет место лишь небольшое увеличение вертикальной миграции ^{90}Sr в березняке разнотравном и уменьшение подвижности ^{137}Cs под постилкой сосняка мертвопокровного. В остальных случаях вынос радионуклидов из слоя внесения и распределение их по профилю почв в вариантах с опадом практически не отличаются от контроля. Менее выраженное влияние растительного опада на подвижность радионуклидов в естественных условиях по сравнению с динамическими опытами в колонках 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. 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 большую часть удерживают в древостое в течение длительного времени. Это также способствует снижению вертикальной миграции радионуклидов в природных условиях.

Поступление радионуклидов из почвы в растения

Существуют 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 при выпадении из атмосферы, зависит от их физико-химических свойств, биологических особенностей и фазы развития растений, величины проективного покрытия и т.д. (Корнеев, Корнеева, 1971;

Рассел, 1971). Размеры корневого поглощения нуклидов определяются свойствами почв и процессами, протекающими в них. Почва, как правило, полно и прочно сорбирует микроколичества радионуклидов, поэтому способность разных радионуклидов поглощаться растениями тесно связана с их возможностью переходить из почвы в раствор. Различные сочетания таких факторов, как pH среды, концентрация элемента, влажность почвы, присутствие в растворе других катионов, коллоидов и водно-растворимых веществ могут либо благоприятствовать увеличению миграционной способности и повышению поступления радионуклидов в растения, либо снижать его.

В ряде работ показана более прочная фиксация радионуклидов в дерново-луговых почвах, по сравнению с подзолами (Nishita et al., 1956; Кокотов, Попова, 1962). В соответствии с этим из подзолов растения поглощают радионуклиды в больших количествах, чем из дерново-луговых почв (Gracham, Killion, 1962; Кварацхелиа, Арнаутов, 1964; Юдинцева, Гулякин, 1968). Подтверждением этому служат и полученные нами в серии вегетационных опытов величины коэффициентов накопления (КН), представляющие собой отношение концентраций радионуклидов в надземной массе растений и почве (табл. 5).

Таблица 5

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	0,20	0,20	3,67	0,23	0,14	0,20

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 с повышением влажности почв (Kubota et al. 1963; Emmert, 1964; Сатклифф, 1964; Nishita, Hawthorne, 1967; Бурец, Граковский, 1979; Санжарова, Алексахин, 1982). Авторы некоторых работ указывают на отсутствие какой-либо зависимости между концентрацией радионуклидов в растениях и степенью увлажнения почвы (Stewart, Hungate, 1967; Гулякин и др., 1976; Моисеев и др., 1974; Харчук, Абатуров, 1970). 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 указанного фактора на подвижность радионуклидов в системе почва-растение во многом определяется свойствами почв и биологическими особенностями растений.

Результаты сравнительного изучения накопления шести радионуклидов растениями гороха и ячменя из дерново-луговой почвы при разных режимах ее увлажнения представлены в табл. 6.

Таблица 6

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

Коэф. обвод.	^{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
Коэф. обвод.	^{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

Видно, что величина коэффициентов накопления, а, следовательно, и концентрация этих нуклидов в растениях практически не зависит от влажности почвы. Однако общий вынос всех изучавшихся радионуклидов растениями с повышением увлажненности возрастает за счет увеличения биомассы растений на более влажной почве (табл. 7). Аналогичные данные были получены с одним из представителей группы ТЕРН ^{226}Ra (Шехурина, Караваева, 1988).

Таблица 7

Надземная масса растений, и общее содержание в ней радионуклидов, % от внесенного количества в зависимости от влажности дерново- луговой почвы (числитель - горох, знаменатель - ячмень.)

Коэф обвод	Масса сухих растений	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
0,1	2,20	0,14	0,030	0,98	0,010	0,120	0,008
	1,25	0,02	0,003	0,10	-	0,018	0,002
0,2	3,51	0,16	0,060	1,93	0,030	0,230	0,012
	1,67	0,03	0,010	0,13	0,003	0,020	0,003
0,3	4,15	0,19	0,060	2,18	0,040	0,230	0,014
	2,09	0,05	0,007	0,18	0,004	0,018	0,005

Известно, что наиболее доступной для растений является та часть имеющихся в почве химических элементов, которая находится в почвенном растворе. В свою очередь, концентрация элементов минерального питания в жидкой фазе почвы и соотношение между ними в значительной мере определяются степенью почвенного увлажнения (Возбуцкая, 1968).

Полученные данные показали, что концентрация ^{90}Sr и ^{226}Ra в почвенном растворе находится в обратной зависимости от уровня почвенного увлажнения. В результате величина коэффициентов поступления, выраженная в виде отношения концентраций радионуклидов в сухом веществе растений и в почвенном растворе, возрастает с увеличением влажности

почвы. Отмеченный факт можно объяснить тем, что источником поступления радионуклидов для растения является не только почвенный раствор, но и непосредственно почва, как основное депо химических элементов в системе почва - раствор-растение. Ниже для примера приводятся концентрация ^{90}Sr в почвенном растворе и коэффициенты поступления для надземной массы растений при разной влажности почвы:

Коэф. обвод.	^{90}Sr в растворе, Бк/мл	Коэффициент 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

Учитывая то обстоятельство, что степень влияния влажности почвы на подвижность радионуклидов может зависеть от биологических особенностей растений, провели опыт с дикорастущими травами, которые по требованию к увлажнению в естественных условиях относятся к разным экологическим группам (гигромезофиты, мезофиты и ксеромезофиты). 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. Результаты опытов показали (табл. 8), что независимо от принадлежности растений к той или иной экологической группе по мере повышения влажности почвы вынос радионуклидов надземной массой увеличивается. Это обусловлено возрастанием биомассы растений на более влажной почве, тогда как концентрация и коэффициенты накопления радионуклидов в растениях при всех режимах увлажнения, как правило, не изменяются.

Радионуклиды как новые ингредиенты природной среды 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. Это положение подтверждается результатами опытов по изучению поведения радиоактивного и стабильного изотопов Са.

Таблица 8

Вынос радионуклидов надземной массой растений разных экологических групп в зависимости от влажности дерново-луговой почвы (числитель –10^{-3} % от внесенного количества, знаменатель - кБк/г сухой массы)

Экологическая группа	Коэф. обвод.	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
Гигромезофиты	0,1	9,0/2,1	1,1/1,4	0,2/0,18
	0,2	18,0/2,4	5,3/2,4	0,5/0,18
	0,3	36,0/2,6	3,3/1,2	0,5/0,18
Мезофиты	0,1	26,0/2,5	6,0/3,0	0,3/0,18
	0,2	56,0/2,4	12,0/2,8	0,7/0,11
	0,3	70,0/1,9	11,0/2,3	0,8/0,11
Ксеромезофиты	0,1	10,0/1,9	2,7/1,9	0,4/0,18
	0,2	30,0/2,4	4,0/1,2	0,5/0,18
	0,3	36,0/2,3	-	1,1/0,18

Коэффициенты накопления ^{45}Ca в зависимости от вида растения колеблются от 2,6 до 65,7, а стабильного Са - от 0,05 до 0,98 (табл. 9). Из дерново-луговой почвы горох на единицу массы накапливает стабильного Са несколько больше, а ячмень примерно столько же, что и из дерново-подзолистой почвы. При этом содержание стабильного Са в почвенном растворе, выделенном из дерново-луговой и дерново-подзолистой почв составляет соответственно 0,45 и 0,03 мг/мл. Отсутствие прямой пропорциональной зависимости между содержанием Са в почвенном растворе и в растениях может являться результатом барьерно-регулирующей функции корневых систем, контролирующих поток ионов в растения (Сытник и др., 1972; Трубецкова, 1972). В тоже время поступление ^{45}Ca в растения определяется его способностью переходить из твердой фазы в

почвенный раствор. Так, для дерново-луговой почвы, в которой прочность закрепления ^{45}Ca относительно велика, КН на порядок величин ниже, чем для дерново-подзолистой почвы.

Таблица 9

Концентрация и коэффициенты накопления (КН) радиоактивного и стабильных изотопов Ca для надземной массы растений (числитель - дерново-луговая, знаменатель - дерново-подзолистая почва)

^{45}Ca		Ca	
кБк/г сухой ма ссы	КН	мг/г сухой массы	КН
Горох			
50± 0,6/243±4,0	6,2/65,7	16,0±0,20/11,6±0,27	0,29/0,98
Ячмень			
19± 0,2/113±3,0	2,6/30,0	3,1±0,03/2,8± 0,30	0,05/0,27

Известно, что комплексные соединения радионуклидов слабо поглощаются почвой, вследствие чего может повышаться их доступность растениям (Куликов, 1960; 1968; Essington et al., 1962; 1963; Essington, Nishita, 1966; Nishita, Essington, 1967). В биологических исследованиях в свое время широкое применение получил комплексон ЭДТА $C_{10}H_{16}O_8N_2$ - этилендиаминтетрауксусная кислота. Опыты, проведенные с использованием этого комплексона, показали, что радионуклиды ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{91}Y, внесенные в почву в виде комплексных соединений с ЭДТА, легко десорбируются водой и не разрушаются в почве. Вследствие чего эти радионуклиды в закомплексованной форме накапливаются растениями в значительно большем количестве, чем в виде простых солей. Комплексонаты ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{144}Ce оказались в почве неустойчивыми, в результате их поступление в растения в присутствии ЭДТА не изменялось.

Поведение радионуклидов в почвенно-растительном

покрове определяется, наряду с уже рассмотренными физико-химическими факторами, также и температурными условиями. Показано, например, что процессы вымораживания и перегрева почв влияют на прочность закрепления в них ^{90}Sr и ^{137}Cs (Прохоров, 1981; Шагалова, 1982). Нами в серии вегетационных опытов были изучены особенности поглощения радионуклидов растениями из почв при разной температуре поливной воды. Результаты показали, что концентрация радионуклидов в надземной массе растений незначительно изменяется в разных вариантах опыта (табл. 10). Различия в большинстве случаев статистически не достоверны (P=0,05). Уровни накопления радионуклидов растениями в основном зависят от биологических особенностей изучавшихся видов и типа почвы. Вместе с тем отмечается увеличение поступления ^{59}Fe в надземную массу растений при повышении температуры поливной воды. Это может быть связано с отмеченным выше увеличением подвижности этого радионуклида в системе почва- раствор, так и с более интенсивным включением его в процессы метаболизма растений.

К настоящему времени в большинстве дикорастущих и культурных растений обнаружены и количественно определены практически все изотопы природных радиоактивных семейств (Cardenale et al., 1971; Whitehead et al., 1971; Багдалов и др., 1972). При этом показано, что наибольшей миграционной способностью в системе почва-растение обладает ^{226}Ra; КН его для многих видов растений могут быть >1 (Вернадский, 1929; 1930; Кунашева, 1939; Баранов, 1939; Ковалевский, 1965; Груздев, 1971) Считается, что в биогеохимии урана растениям принадлежит исключительная роль, хотя величины КН этого элемента часто оказываются <1. В целом по доступности для растений из почвы ТЕРН располагаются в ряд: Ra>U>Th (Виноградов, 1957; Сыромятников, 1961; Малюга, 1965; Никифорова, 1969; Moreira-Nordemann, 1979).

Таблица 10

Концентрация радионуклидов в надземной части гороха (1) и ячменя (2) в зависимости от температуры поливной воды, Бк/г сухой массы

Радионуклид	Температура поливной воды	Дерново-луговая почва		Дерново-подзолистая почва	
		1	2	1	2
^{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

Интенсивная хозяйственная деятельность человека и внедрение урановых технологий привели к увеличению масштабов поступления ТЕРН из недр земли на поверхность и вовлечению их в биологический круговорот. Так, сбросные шахтные воды и отходы рудоперерабатывающей промышленности, используемые для орошения, удобрения и мелиорации, содержат повышенные количества U, Th, Ra, Po, Pb, которые могут включаться в биогеоценотические звенья и трофические цепи. Поэтому изучение закономерностей поведения представителей ТЕРН в системе почва-растение привлекает особое внимание.

Была изучена подвижность радионуклидов ^{238}U ^{226}Ra, $^{210}Pb(Po)$ в системе почва-растение при поливе растений высокоминерализованными шахтными водами. В этой серии опытов использовали каштановую почву, наиболее распространенную в почвенном покрове южных областей, где преобладает орошаемое земледелие. Почву помещали в металлические лизиметры размером 100x100x35 см и засевали семенами овса. Полив осуществляли

шахтной и водопроводной (контроль) водой с суммарным содержанием солей 1,56 и 0,18 г/л соответственно. Концентрация радионуклидов в шахтной воде находилась на пределе их обнаружения, что не позволяло за период опыта получить достоверные данные. Поэтому в шахтную воду при поливе добавляли ^{226}Ra и ^{238}U. Растения поливали, начиная с появления всходов, двумя способами: напуском воды на поверхность почвы и дождеванием; норма орошения составляла 3000 м^3/га с тем, чтобы получить 1-2 л лизиметрической воды.

Результаты 3-х летних опытов показали, что концентрация урана в растениях при поливе водопроводной водой была минимальна и не превышала 4 Бк/кг в расчете на сухую массу (табл.11). Концентрация свинца (полония) и радия в зерне овса составила единицы, а в надземной массе и корнях - десятки Бк/кг. В случае полива шахтной водой с добавкой нуклидов содержание $^{210}Pb(Po)$, ^{226}Ra и ^{238}U в растениях на 1-3 порядка величин выше, чем в контроле. Концентрация естественных радионуклидов 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. В корнях растений содержание нуклидов при разных способах полива удерживается на одинаковом уровне.

Таблица 11

Концентрация (Бк/кг) и коэффициенты накопления (КН),(n x·10^{-2}) радионуклидов в растениях

Поливная вода	Способ полива	Части растения	$^{210}Pb(Po)$		^{226}Ra		^{238}U	
			Бк/кг	КН	Бк/кг	КН	Бк/кг	КН
Водопроводная (контроль)	Дождевание	зерно	4	17	2	10	1	-
		листья	7	34	11	43	1	4
		корни	31	140	41	186	4	27
Шахтная (опыт)	Дождевание	зерно	63	13	265	15	4	2
		листья	1520	300	6400	370	180	158
		корни	1660	330	6600	390	1480	1330
	Напуск	зерно	6	1	28	2	1	1
		листья	980	190	2930	230	130	78
		корни	1250	240	5200	400	920	55

В условиях полива водопроводной водой растениями выносится из почвы 0,05-0,17% от общего содержания радионуклидов в лизиметре (табл. 12). Полив загрязненной шахтной водой приводит к увеличению выноса ^{210}Pb и ^{338}U до 0,5-0,7%, а ^{226}Ra - до 0,6-1,4%. Максимальные величины выноса этих элементов отмечены в вариантах с поливом способом дождевания. В этом случае надземная масса растений выносит в 2-3 раза больше радионуклидов, чем при поливе напуском. Содержание в лизиметрических водах на 1-3 порядка величин ниже, чем в растениях. При использовании шахтной воды, обогащенной ^{238}U, ^{226}Ra и продуктами его распада, хотя и имеет место некоторое увеличение выноса водно-растворимых форм радионуклидов, в процентном же выражении эта величина оказывается в 5-10 раз меньше, чем в опыте с поливом водопроводной водой. Очевидно, ^{238}U, ^{226}Ra, $^{210}Pb(Po)$, поступившие в почву, полно поглощаются и прочно закрепляются в ней, вследствие чего переход радионуклидов в лизиметрические воды происходит непропорционально их поступлению с поливной водой.

Таблица 12

Вынос радионуклидов из почвы надземной массой растений (а) и лизиметрическими растворами (б), n x10^{-2} %

Поливная вода	Способ полива	^{210}Pb		^{210}Po	^{226}Ra		^{238}U	
		а	б	б	а	б	а	б
Водопроводная	Дождевание	13	1,80	0,58	17	2,60	5	6,5
Шахтная	То же	74	0,34	0,15	140	0,14	46	0,16
	Напуск	50	0,26	0,16	57	0,08	38	0,20

В числе факторов, влияющих на поступление радионуклидов из почвы в растения, следует отметить действие минеральных и органических удобрений. Как правило, систематическое применение удобрений приводит к снижению перехода излучателей в сельскохозяйственную продукцию. Механизм такого снижения может быть связан с конкурентными

взаимоотношениями с входящими в состав удобрений макроэлементами, прежде всего с неизотопными носителями. Так, 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 (Nishita et al., 1960; 1962; Ширшова, 1973; Корнеев и др., 1977; Моисеев и др., 1986). Вместе с тем снижение поступления в растения слабогидролизующихся элементов, таких как ^{90}Sr и ^{60}Co, под действием кальциевых соединений происходит и за счет нейтрализации почвенной кислотности. Поэтому такой агротехнический прием, как известкование, оказывается наиболее эффективным на кислых ненасыщенных основаниями почвах (Гулякин, Юдинцева, 1957; 1959; Browman, Splanding, 1984). Уменьшение накопления излучателей растениями обеспечивает внесение таких удобрений, с компонентами которых они образуют малорастворимые соединения. Например, фосфорные удобрения способствуют повышению прочности закрепления ряда радионуклидов за счет соосаждения их с труднорастворимыми фосфатами (Гулякин и др., 1976).

Наряду с удобрениями, природные сорбенты (цеолиты, глаукониты, бентонитовые глины, диатомиты, опоки, трепелы и др.) могут влиять на поведение радионуклидов в почвах и поступление их в растения (Кокотов, Попова, 1962; Горнак, 1963). В экспериментальных условиях нами оценено влияние одного из них (глауконита) на подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва-растение. Растения овса выращивали в течение 45 дней на дерново-подзолистой почве, которую предварительно перемешивали с растворами хлористых соединений радионуклидов. В опытном варианте в почву добавляли глауконит в соотношении 8:1. Полученные результаты показали, что внесение в почву сорбента в 2-3 раза снижает поступление радионуклидов в надземную массу растений:

Вариант опыта	Коэффициенты накопления	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Контроль	8,0±1,3	0,6±0,1
Глауконит	4,0±1,6	0,2±0,1

Постепенное снижение доступности радионуклидов растениям со временем происходит также вследствие эффекта "старения", проявляющегося в трансформации их в трудноусвояемые корнями растений химические формы. К числу радионуклидов с высокими темпами "старения" можно отнести ^{137}Cs, ^{226}Ra и ^{232}Th (Погодин, 1973; Forstel, Steffens, 1984). Кроме того, результативными приемами, дающими снижение накопления радионуклидов в растениях, являются также перемещение "загрязненного" горизонта почвы в более глубокие слои и подбор для выращивания на "загрязненных" территориях соответствующих сельскохозяйственных культур.

В заключение отметим, что анализ закономерностей поведения радионуклидов в модельных системах почва-раствор и почва-растение в широком диапазоне физико-химических и экологических факторов среды облегчает поиск путей изменения темпов миграции радионуклидов и разработку способов, обеспечивающих снижение их поступления в растения.

Экспериментальное исследование распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов

Выше были рассмотрены закономерности поведения радионуклидов в зависимости от целого ряда физико-химических факторов, регулирующих их подвижность в относительно простых системах "почва-раствор" и "почва-растение". Показано, хотя и неполное, соответствие в подвижности радионуклидов в моделируемых системах. Для сравнения приводим результаты исследований миграции и распределения радионуклидов в более сложной системе – "почва-растительный покров" естественных биогеоценозов. Эксперименты проводили на Южном и Север-

ном Урале с использованием метода мелкоделяночного моделирования природных биогеоценозов. (Куликов, Молчанова, 1975).

На Южном Урале на территории Ильменского государственного заповедника (Челябинская область) были выбраны два участка. Один из них находился в березняке разнотравно-злаковом, а другой - в сосняке ягодниковом. Почвы на обоих участках горно-лесные, близкие по химическому и механическому составам. На выбранных участках закладывали экспериментальные площадки размером 1х1м. 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 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 массу и корневую части растений, массу лесной подстилки и почвы в слоях по 5см до глубины 30 см. Полученные данные показали, что надземная масса растений выносит на дневную поверхность лишь десятые и сотые доли процента от внесенного количества радионуклидов Этот вынос, очевидно, зависит как от биомассы растений на опытной площадке, так и от их видового состава. Содержание в корнях примерно на один-два порядка величин больше, чем в надземной массе. Существенным компонентом биогеоценоза, задерживающим в себе радионуклиды, 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, возможно, связано с большей массой и сорбционной емкостью подстилки, формирующейся в березняке. В тоже время на двух изученных участках основное количество радионуклидов сосредоточено в верхнем слое почвы (0-5см). При этом все радионуклиды в той или иной степени мигрируют из слоя 0-5 см в более глубокие слои: % :

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	26,0	7,5	8,2	7,7	32,1	22,5
10-15	14,0	4,8	1,9	5,5	7,8	6,5
15-20	8,8	1,8	1,7	5,4	3,7	5,2

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}Fe ^{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 450-500м над ур. м., крутизна склонов 5-10^0), в спелых сосновых древостоях, произрастающих соответственно на примитивно-аккумулятивной, буроземовидной и дерново-подзолистой почвах. В каждую экспериментальную площадку вносили ^{90}Sr и ^{137}Cs. Через 4 года после внесения радионуклидов отбирали образцы почвы и подстилки в виде элементарных объемов 10x10x5см вверх и вниз от места внесения по склону. К моменту завершения опыта содержание ^{90}Sr почти во всех экспериментальных точках оказалось заметно выше, чем ^{137}Cs. Следовательно, в целом в почвенном профиле стронций оказался подвижнее цезия. Об этом же свидетельствуют графики вертикального распределения радионуклидов в почвах (рис. 3).

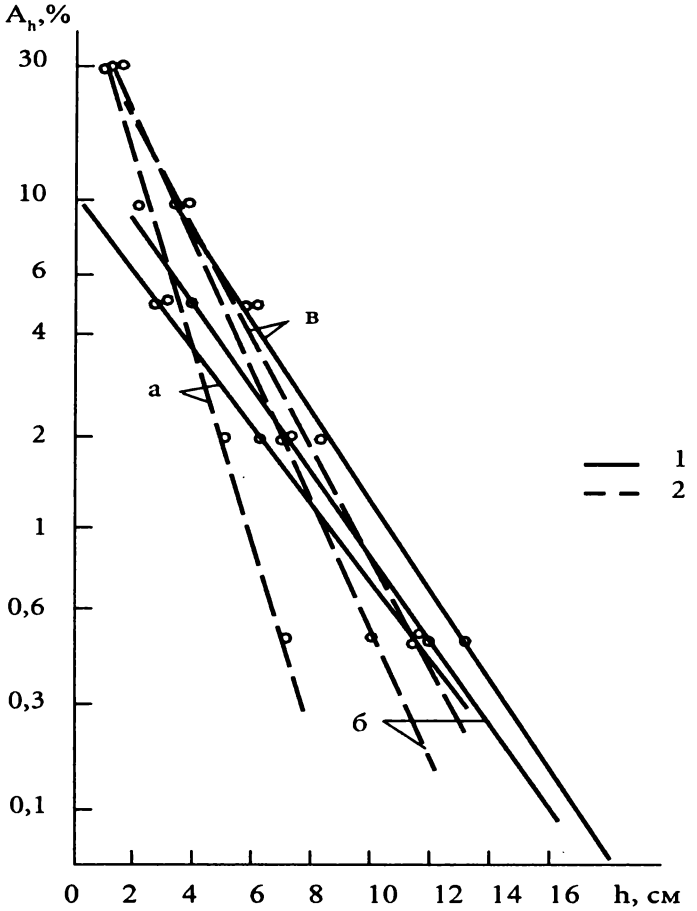

Рис.3. Вертикальное распределение ^{90}Sr(1) и ^{137}Cs(2) в почвах на вершине (а), в средней части (б) и у подножья склона (в).

На всех экспериментальных площадках распределение радионуклидов по глубине почвы достаточно хорошо описывается экспоненциальной зависимостью: $A_h = A_0 \exp(-0{,}693\ h/h_0)$, 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 снижается наполовину (Куликов, Пискунов, 1970; 1971). 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 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
Середина	16	2,3	52	1,4
Подножие	26	2,2	42	1,7

Опыты в естественных условиях показали, что наиболее подвижными радионуклидами в нативных почвах 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 микроколичества железа и церия способны переходить в несорбируемые формы. ^{90}Sr в почвах естественных биогеоценозов оказался менее подвижным, чем можно было ожидать по данным лабораторных и вегетационных опытов. Это может быть связано как с эффектом «старения» и переходом радионуклида со временем в необменное состояние, так и с выравниванием скорости миграции радионуклидов под влиянием сезонных изменений увлажнения почв.

В связи с изложенным представляют интерес результаты опытов со ^{90}Sr на участке тундрового ландшафта на Северном Урале (Тюменская область). Выбранный участок включал вершину моренной гряды, ее склон и подножье склона.

Почвенный покров на вершине и склоне представлен поверхностно-глеевыми тяжелосуглинистыми почвами, характеризующимися кислыми значениями pH солевой вытяжки и низким содержанием гумуса. У подножья склона располагалось сфагново-торфяное болото, в котором под слоем сфагновых мхов имелся хорошо выраженный оторфованный горизонт. Радионуклид вносили в виде водного раствора $^{90}SrCl_2$. Разборку площадок произвели через 1 и 2 года после внесения радионуклида в двух направлениях от места внесения, элементарными объемами 10x10x5см. Независимо от местоположения площадок в пределах изученного геохимического профиля основная часть ^{90}Sr мигрирует в первый же год эксперимента. В последующем темпы миграции радиостронция снижаются. Некоторое увеличение миграции ^{90}Sr отмечено в горизонтальном направлении от места внесения в сфагновом болоте по сравнению с мелкокочкарной тундрой склона. Однако 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. Вертикальное распределение ^{90}Sr (A_h), рассчитанное по осям вертикальной миграции (рис. 4), 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 радионуклидов приобретает конвективный перенос с внутрипочвенным стоком, что со временем приводит к самоочищению биогеоценозов тундры от ^{90}Sr.

Таким образом, изложенные результаты многочисленных опытов, проведенных на этапе становления радиоэкологии, позволили выявить основные закономерности и механизмы миграции радионуклидов в системах различной сложности. Они

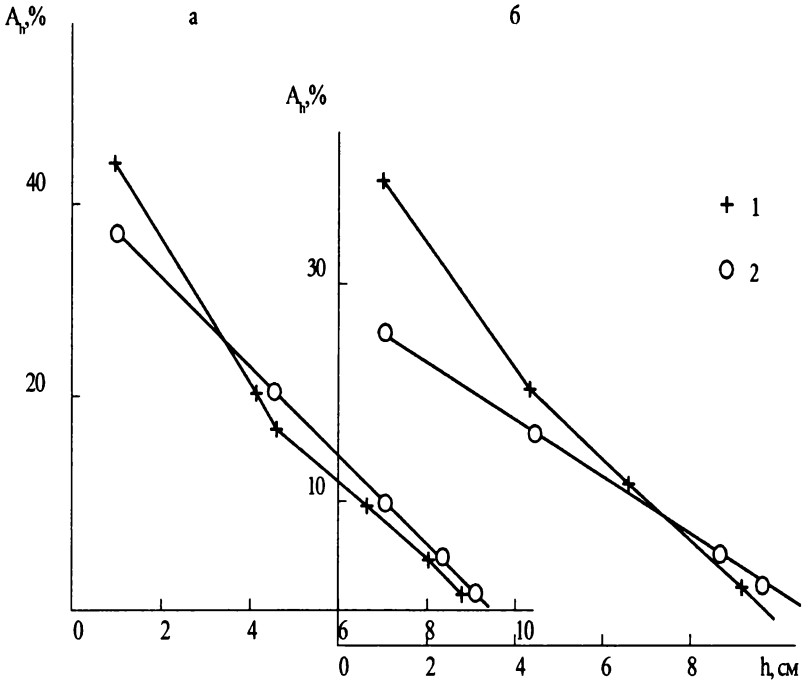

Рис. 4. Вертикальное распределение ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове середины склона (а) и подножья (б) через один (1) и два (2) года после внесения радионуклида

стали отправной точкой для последующего накопления информации о поведении радионуклидов в наземных экосистемах. В дальнейшем нарастающая напряженность радиационного фактора в окружающей среде явилась одной из причин перехода к собственно радиоэкологическим исследованиям, связанным с изучением процессов миграции и биологического действия радионуклидов не только в условиях модельных опытов, но и в реально существующих природных экосистемах, подверженных массированному радионуклидному загрязнению.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Возрастающее воздействие человека на окружающую природную среду и обострение в связи с этим противоречий между развивающейся промышленностью и биологическими продуктивными силами Земли ставит перед современной экологией проблемы исключительной важности. Одна из них непрерывное поступление в биосферу Земли естественных и искусственных радионуклидов. Эти радионуклиды высвобождаются в процессе развития атомной промышленности, энергетики, испытаний ядерного оружия, аварийных ситуаций на атомно-энергетических объектах. В результате происходит непрерывное повышение фона ионизирующей радиации биосферы, воздействующего на живые организмы. Пионерские работы Н. В. Тимофеева-Ресовского и его сотрудников явились отправной точкой для накопления информации о поведении радионуклидов и о действии ионизирующей радиации на наземные и водные экосистемы. Впоследствии радиоэкология, основной задачей которой является обеспечение радиационной безопасности биосферы, включая самого человека, становится важнейшим звеном в ряду научных направлений, способствующих прогрессу атомной науки и техники. При этом общепланетарная роль почвенно-растительного покрова по обеспечению условий проявления жизни на земной поверхности, его высокая управляемость (обработка почв, удобрения, мелиорация) и ранимость придают особое значение самостоятельной области экологии – радиоэкологии почвенно-растительного покрова.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Алексахин Р. М. Ядерная энергия и биосфера. М.: Энергоиздат, 1982. 215 с.

2. Архипов Н. П., Тюменцева Л. М., Февралева Л. Т. и др. Поведение естественных радиоактивных нуклидов техногенного происхождения в почвах // Экология, 1982. N 1.С. 31-38.

3. Багдалов Н. Б., Мулинов М. М., Мулинов Т. М. Гамма – спектр естественной радиации растений // Тр. Самарканд. ун-та., 1972. Вып. 223. С. 174-178.

4. Баранов В. И. Об усвоении радиоактивных элементов растениями // ДАН СССР, 1939. Т. 24. N 9. С. 945-949.

5. 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. N 21. С. 32-43.

6. Вернадский В. И. Биосфера. Л.: Науч. хим.-техн. изд-во, 1926. 146 с.

7. Вернадский В.И. О концентрации радия живыми организмами // ДАН СССР. Сер. А, 1929. Т. 2. С.33-37.

8. Вернадский В.И. О концентрации радия растительными организмами // ДАН СССР Сер. А, 1930. Т. 20. С. 539-542.

9. Виноградов А. П. Основные закономерности распределения микроэлементов между растениями и средой // Микроэлементы в жизни растений и животных М., 1952. С.7-20.

10. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.

11. Возбуцкая А. Е. Химия почвы. М.: Высш. шк., 1968. 427 с.

12. Горнак А. И. Влияние предварительной обработки на обменную емкость глауконита // Ионообмен и сорбция из растворов. Минск, 1963. С. 149.

13. Горяченкова Т. А., Павлоцкая Ф. И., Емельянов В. В Формы нахождения плутония в почвах, загрязненных при аварии на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. С.-П.:

Гидрометеоиздат, 1993. Т. 1. С. 186-191.

14. Горяченкова Т. А. Формы нахождения и миграция плутония в почвах: Афтореф. дис. ... канд. хим. наук. М., 1995.

15. Груздев Б. И. Метод сопряженного анализа некоторых компонентов биогеоценоза при изучении миграции радиоактивных элементов // Методы радиоэкологических исследований / Под. ред. И. Н. Верховской. М., 1971. С. 54-58.

16. 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. N 2. С. 121-140.

17. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Влияние длительного применения удобрений на накопление радиоактивных продуктов деления в урожае овса //Изв, ТСХА. 1959. N3. С. 37-56.

18. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Левина Э. М. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 и цезия-137 в растения // Агрохимия, 1976. N 2. 102-107.

19. Добровольский Г. В. Важнейшие проблемы охраны и рационального использования почв // Проблемы взаимодействия общества и природы. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1981. С. 44-50.

20. Долгов С. И. Исследование подвижности почвенной влаги ее доступности для растений. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1948. 208 с.

21. 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. С. 66-98.

22. Искра А. А., Бахуров В. Г. Естественные радионуклиды в биосфере. М.: Энергоиздат, 1981. 123 с.

23. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А. И. Бурназяна. М.: Энергоатомиздат, 1990. 145 с.

24. Караваева Е. Н. Экспериментальное изучение влияния влажности почвы на поведение радиоизотопов стронция, цезия и церия в модельных системах почва-раствор и почва-растение: Афтореф. дис. ...канд. биол. наук. Свердловск, 1973.

25. 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. С. 45-61.

26. Кварацхелиа Н. Т., Арнаутов Г. Н. Влияние некоторых свойств почв на вынос радиостронция ячменем // Сообщ. АН ГССР, 1964. N 3. Вып. 36. 641-646.

27. Клечковский В. М., Гулякин И. В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония //Почвоведение, 1958. N 3. С. 1-16.

28. Ковалевский А. Л. О поглощении радия различными видами растений // Изв. СО АН СССР. Сер. Биол.-мед. наук, 1965. N 4. Вып. 1. С. 53-61.

29. Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинистыми минералами. III. Селективность почв и глин по отношению к ^{90}Sr в различных условиях // Радиохимия, 1962 . Т. 4. Вып. 3. С. 328-334.

30. Корнеев Н. А., Корнеева Н. В. Влияние глубины вспашки на накопление стронция-90 растениями полевого севооборота // Докл. ВАСХНИЛ, 1971. N7.С. 12-14.

31. Корнеев Н. А., Сироткин А. Н., Корнеева Н. В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. М.: Колос, 1977. 206 с.

32. Криволуцкий Д. А., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А. и др. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука, 1988. 240 с.

33. Куликов Н. В. Действие Na ЭДТУ на поведение радиокобальта в системе почва-растение // ДАН СССР, 1960. Т. 133. N 3. С 698-701.

34. Куликов Н. В. Влияние некоторых комплексонов на сорбцию радиоизотопов почвой // Поведение радиоизотопов в модельных системах наземных и пресноводных биогеоценозов. Свердловск, 1968. С. 21-26.

35. Куликов Н. В., Пискунов Л. И. О роли растений в вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почве // Агрохимия, 1970. N 7. С. 115-122.

36. 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. С. 58-66.

37. Куликов Н. В., Молчанова И. В. Континентальная радиоэкология (почвенные и пресноводные экосистемы). М.: Наука, 1975. 183 с.

38. Куликов Н. В., Чеботина М. Я. Радиоэкология пресноводных экосистем. Свердловск.: УрО АН СССР, 1988. 129 с.

39. Кунашева К. Г. О распределении радия и урана в растении, выращенном в среде с различной концентрацией этих элементов // Тр. Биогеохимической лаборатории АН СССР. М., 1939. Т. 5. С. 197-200.

40. Малюга Д. П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. М.: Наука, 1965. 260 с.

41. Манская С. М., Дроздова Т. В. Геохимия органического вещества. М.: Наука, 1964. 315 с.

42. Моисеев А. А., Тихомиров А. Ф., Рерих Л. А. О влиянии влажности почвы на поступление ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения // Агрохимия, 1974. N 7. С. 124-127.

43. Моисеев А. А., Тихомиров А. Ф., Рерих Л. А. Динамика накопления ^{137}Cs сельскохозяйственными культурами в полевом опыте // Агрохимия, 1986. N 8. С. 92-95.

44. Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Распределение радиоизотопов в системе почва-почвенный раствор-растение в зависимости от влажности почвы // Экология, 1971. N 1. С. 107-109.

45. Молчанова И. В, Куликов Н. В. Радиоактивные изотопы в системе почва-растение. М.: Атомиздат, 1972. 84.с.

46. Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Куликов Н. В. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 в растения. // Экология, 1972. N3. С. 78-80.

47. Никифорова Е. М. Торий и радий в степных ландшафтах Южного Забайкалья // Вестн. МГУ. Сер. 5, 1969. N 2. С. 48-56.

48. Павлоцкая Ф. И., Горяченкова Т. А. Распределение плутония по компонентам природных органических веществ и их роль в его миграции в почвах // Радиохимия, 1987. Т. 29. N 1. С. 99-106.

49. Передельский А. А. Основания и задачи радиоэкологии // Журн. общ. биологии, 1957. Т. 18. N 1. С. 17-30.

50. Перельман А. И. Геохимия ландшафта. М.: Географгиз, 1961. 496 с.

51. Погодин Р. И. Физико-химические процессы, обусловливающие миграцию и биологическую доступность изотопов цезия-137 и стронция-90 в почвенных системах // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующего излучения. Сыктывкар, 1973. С. 20.

52. Полынов Б. Б. Избранные труды / Отв. ред. И. В. Тюрин, А. П. Сауков. М.: Изд-во АН СССР, 1956. 751 с.

53. Пономарева В. В Теория подзолообразовательного процесса. М.: Наука, 1964. 390 с.

54. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981. 96 с.

55. Прохоров В. М., Фрид А. С. Адсорбция стронция-90 влажными почвами. // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. Л., 1969. С. 32-34.

56. Радиоактивность почв и методы ее определения / Отв. ред. И. Н. Антипов-Каратаев. М.: Наука, 1966. 258 с.

57. Рассел Р. Поведение радионуклидов в почве // Радиоактивность и пища человека М., 1971. С. 84-100.

58. Роде А. А. Основы учения о почвенной влаге. Т.1. Л.: Гидрометеоиздат, 1965. 663 с.

59. Розанов Б.Г. Геомембрана: мембранная функция почвы в планетарной геосферной системе Земли // Почвоведение, 1988. N 7. С. 54-58.

60. Росянов С. П., Виноградова В. К., Гедеонов Л. И. О миграции стронция-90 по профилю почв // Почвоведение, 1971. N 6. С. 29-34.

61. 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. N9. С. 59-65.

62. Сатклифф Д.Ф. Поглощение минеральных солей растениями. М.: Мир, 1964. 221с.

63. Сукачев В. Н. Основы теории биогеоценологии // 30 лет Великой Октябрьской социалистической революции. Юбилейный сборник. Изд-во АН СССР, 1947.С. 283-304.

64. Сыромятников Н.П. Миграция изотопов урана, радия и тория и интерпретация радиоактивных аномалий. – Алма-Ата: Изд-во АН Каз. ССР, 1961. 79 с.

65. Сытник К. М., Книга Н. М., Мусатенко А. И. Физиология корня. Киев: Наук. Думка, 1972. 356 с.

66. Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Бот. журн., 1957. Т. 42. N2. С. 161-194.

67. Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии. Докл. ... докт. биол. наук. Свердловск, 1962. 53 с.

68. Тимофеев-Ресовский Н. В., Титлянова А. А., Махонина Г. И., Молчанова И.В., Тимофеева Н. А., Чеботина М. Я. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва-раствор // Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966, С. 46-80.

69. Тимофеев-Ресовский Н.В., Тюрюканов А. Н. Об элементарных биохорологических подразделениях биосферы // Бюл. МОИП, отд. биологии, 1966. Вып. 1. С. 123-132.

70. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск: УФАН СССР, 1963 78 с.

71. Титаева Н. А., Таскаев А. И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. Л.: Наука, 1983. 232 с.

72. Титлянова А. А. Поведение цезия в почвах и слоистых минералах и накопление его растениями: Афтореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1963.

73. Титлянова А. А., Тюрюканов А. Н., Махонина Г. И. О десорбирующем действии природных экстрактов // ДАН СССР,

1959. Т. 126. N 6. С. 1346-1349.

74. Трансурановые элементы в окружающей среде: Пер с англ. / Под ред. У.С. Хэнсона. М.: Энергоатомиздат, 1985. 342 с.

75. Трубецкова О. М. Влияние концентрации наружного раствора на поступление минеральных веществ в растение // Изв. Биол. НИИ при Перм. Гос. ун-те., 1972. Т. 5. С. 25-31.

76. Тюрюканова Э. Б. К методике исследования поведения радиоактивного стронция в почвах различных геохимических ландшафтов. М., 1968. 25 с.

77. Харчук А. И., Абатуров Ю. Д. Влияние влажности почвы на величину накопления радионуклидов серы, стронция и цезия горохом. IV Всесоюзный съезд почвоведов: Тезисы докл. Алма-Ата, 1970 . Кн. 2. Ч. 2. С. 88-89.

78. Чеботина М. Я. Влияние водно-растворимого вещества лесной подстилки на поглощение радиоактивных изотопов в почве // Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975. С. 21-25.

79. Чеботина М. Я., Трапезников А. В., Трапезникова В. Н., Куликов Н. В. Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища. Свердловск: УрО АН СССР, 1992. 80 с.

80. 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. С.85-89.

81. Чеботина М. Я., Куликов Н. В. Влияние водно-растворимых продуктов разложения травянистых растений на поглощение радиоизотопов в почве // Экология, 1973. N 1. С. 102-103.

82. Шагалова Э. Д. Сорбция микроколичеств цезия некоторыми почвами Белорусии // Почвоведение, 1982. N 11. С. 26-33.

83. Шехурина Н. И., Караваева Е. Н. Накопление ^{226}Ra растениями в зависимости от влажности почвы. // Радиоэкологические исследования компонентов модельных и природных экосистем. Свердловск, 1988. С. 22-28.

84. 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. С. 103-109.

85. Юдинцева Е. В, Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968. 472 с.

86. Browman M. G., Splanding B. P. Reduction of radiostrontium mobility in acid soils by carbonate treatment // J. Environ. Qual., 1984. V. 13. N 1. P.17-23.

87. Cardenale A., Fritelli L., Gera F.. Lembo G., Hari O. Studies of the natural background radiation in Italy //Health Phys., 1971. V. 20, N 3. P. 285-296.

88. Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym,Windscale, Chernobyl // Proc. of Seminar. Luxemburg, 1991. V. 1. 420 p.

89. Emmert F. H. Water utilization and calcium-strontium uptake in Phaseolus vulgaris // Plant. Physiol., 1964. V. 17, N 3. P. 746-750.

90. Essington E. H., Nishita H. Effect of chelates on the movement of fission products through soil columns // Plant and Soil, 1966. V. 24, N 2. P.1-23.

91. 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. P. 96-105.

92. 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. P.331-337

93. Forstel H., Steffens W. Influence of ageing 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. Koln, 1984. V. 1. P. 189-192.

94. Gracham E.R., Killion D.D. Soil colloids as a factor in the uptake of cobalt, cesium, strontium by plants// Soil Sci.Soc.Amer.Proc.,1962.V.26.N6. P.545-547.

95. Himes F. L., Shufeldt R. Influence of some organic compounds on the movement of ^{90}Sr in soils // Symp. Int.

Radioecologie. Cadarache, 1969. V. 1. P. 493-506.

96. King H. G., Bloomfield C. The effects of drying of tree leaves on the ability of their, aqueous extracts to dissolve ferric oxide // J. Soil Sci., 1968. V. 19, N 1. P. 67-76.

97. Kubota J., Lemon E. R., Allaway W. N. The effect of soil moisture content upon the uptake of molibdenum, copper and cobalt by alsike clover // Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 1963. V. 27, N 6. P.679-683.

98. Moreira-Nordemann L. M. Distribution of uranium in soil profiles of Bahia state Brazil // Soil Sci, 1979. V. 127, N 5. P. 275-280.

99. Nightinlage H. I., Smith R. L. Evidence for the presence of calcium-organic complexes in sodic soil // Soil Sci, 1967. V. 103, N 4. P. 261-264.

100. Nishita H. Extractability of ^{239}Pu and ^{242}Cm from a Contaminated Soil as a Fuction of pH and Certain Soil Components. CH_3 COOH-NH_4 System, in Environmental Chemistry and Cycling Prosses // DOE Symposium Series, No. 45, Augusta, Ga., Apr. 28-May 1, 1976, CONF-760429, NTIS, 1978. P. 403-416.

101. Nishita H., Kovalevsky B. W., Steen A. J., Larson K. H. Fixation and extractability of fission products contaminating various soils and clays // Soil Sci., 1956. V. 81, N 4. P. 314-326.

102. 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. P. 167-176.

103. 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. P. 187-198.

104. Nishita H., Essington E. H. Effect of chelating agents on the movement of fission products in soils // Soil Sci., 1967. V. 103, N 5. P. 168-176.

105. 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 3. P. 339-346.

106. Odum E. P. Radiation ecology // Fundamentals of Ecology. Philadelphia, 1971. P. 451-467.

107. Platt P. B. Long-range effects of radiation on natural plant populations of the granite outcrops in the Southeastern U.S. AEC progress report. 1957.

108. Prout W. E. Adsorption of radioactive wastes by Savannah River plant soil // Soil Sci., 1958. V. 86. P.13-17.

109. Rhodes D. W. Adsorption of Plutonium by soil. // Soil Sci., 1957. V. 84. P. 465-469.

110. Rogers D. R. Mound Laboratory Environmental Plutonium Study, 1974, //USAEC Report MLM-2249, Mound Laboratory, NTIS, 1975. P. 1-141.

111. Schnitzer M. Reactions between organic matter and inorganic soil constituents // 9-th Int. Congr. Soil Sci. Trans. Continental. Adelaide, 1968. Sydney, 1968. V. 1. P. 635-644.

112. Schulz R. K., Overstreet R., Barshad I. On the soil chemistry of Ceasium-137 // Soil Sci., 1960. V. 89, N 1. P. 16-27.

113. Stewart J. D., Hungate F. P. Effect of soil moisture on uptake and translocation of cesium-137, potassium, calcium-45 and strontium-85 // Radioecological Concentration Processes / Proc. Int. Symp., Stockholm, 1966-Oxf., 1967. P. 399-407.

114. Thornthwaite C. W., Mather J. R., Nakamura J. K. Movement of radiostrontium in soils // Science, 1960. V. 131, N 3406. P. 1015-1019.

115. Whitehead N. E., Brooks R. R, Coote C. R. Gamma-radiation of some plants and soil from an uraniferous area in New Zealand // N.Z.J. Science, 1971. V. 14, N 1. P. 67-76.

116. Wijk Van H. F., Braams R. Incoporation of caesium-137 from nuclear debris into the biosphere // Nature, 1960. V. 188, N 4754. P. 951-952.

117. UNSCEAR. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. New York: United Nations, 1988. 428 p.