На правах рукописи

УДК: 574:539.16.047:631.438.2

МИХАЙЛОВСКАЯ ЛЮДМИЛА НИКОЛАЕВНА

МИГРАЦИЯ И ТРАНСФОРМАЦИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ФОРМ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В ПОЧВАХ

03.00.16 - экология

Автореферат

диссертации на соискание ученой степени

кандидата биологических наук

Екатеринбург 1998

На правах рукописи

УДК: 574:539.16.047:631.438.2

МИХАЙЛОВСКАЯ ЛЮДМИЛА НИКОЛАЕВНА

МИГРАЦИЯ И ТРАНСФОРМАЦИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ФОРМ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В ПОЧВАХ

03.00.16 - экология

Автореферат

диссертации на соискание ученой степени

кандидата биологических наук

Екатеринбург 1998

Работа выполнена в Отделе континентальной радиоэкологии
Института экологии растений и животных
Уральского отделения РАН

Научный руководитель: доктор биологических наук
Молчанова И.В.
Официальные оппоненты: доктор сельскохозяйственных наук,
профессор, академик РАЕН. Луганский Н.А
кандидат биологических наук Махонина Г.И.

Ведущее учреждение: Естественно-научный институт при Пермском государственном университете им. А.М.Горького

Защита состоится "__"_____1998 г. в ____часов на заседании диссертационного совета Д 002.05.01 в Институте экологии растений и животных Уральского отделения РАН по адресу : 620144 г.Екатеринбург, ул. 8 Марта 202

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН

Автореферат разослан "__"_____1998 г.

Ученый секретарь специализированного совета,
кандидат биологических наук Нифонтова М.Г.

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность и состояние проблемы. Использование радиоактивных веществ и источников ионизирующих излучений в производственной деятельности человека привело к радиоактивному загрязнению окружающей среды в глобальных масштабах. Радионуклиды , поступающие на земную поверхность в результате испытаний ядерного оружия, аварий на предприятиях ядерного топливного цикла и т.д. , аккумулируются и длительное время удерживаются в почвенно-растительном покрове. Изучение закономерностей миграции радионуклидов в этом биогеоценотическом звене позволяет выявить зоны их аккумуляции и рассеяния, особенности геохимического поведения, определить скорость включения в основные трофические цепочки. Для оценки миграционной способности радионуклидов принципиальное значение имеют формы их нахождения в почвах и трансформация этих форм во времени. Сведения о физико-химическом состоянии радионуклидов способствуют пониманию механизмов регулирующих их взаимодействие с почвами и накопление растениями.

Цель исследования: Изучение особенностей миграции и трансформации физико-химических форм долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах в зависимости от ряда экологических факторов.

Основные задачи исследования: 1. Сравнительное изучение состояния ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах в зависимости от их агрохимических особенностей и генезиса радиоактивных выпадений.

2. Изучение влияния некоторых экологических факторов и времени пребывания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и лесных подстилках на миграцию и трансформацию физико-химических форм этих

радионуклидов .

3. Изучение особенностей перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в жидкую фазу в зависимости от количественного соотношения физико-химических форм этих радионуклидов в почвах.

4. Изучение вертикальной миграции и трансформации физико-химических форм радионуклидов различного генезиса в почвах естественных биогеоценозов.

Научная новизна: Сочетание экспериментальных и натурных исследований позволило выявить некоторые особенности вертикальной миграции и трансформации физико-химических форм радионуклидов в почвах. Показано, что вынос миграционноспособных форм ^{90}Sr из почв и лесных подстилок с почвенной влагой сопровождается трансформацией оставшихся прочнофиксированных соединений в подвижные формы. В отличие от ^{90}Sr , ^{137}Cs с течением времени прочно сорбируется почвами и лесными подстилками так, что прослеживается обогащение этих компонентов фиксированными формами радиоцезия. При наличии в почве нисходящего потока влаги, радионуклиды , поступающие из твердой фазы в почвенный раствор, передвигаются вниз по почвенному профилю, обогащая ниже лежащие слои почвы подвижными физико-химическими формами. При этом ^{137}Cs аварийных выпадений Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) удерживается преимущественно во влаге связанной с почвой капиллярно-сорбционными силами, а ^{90}Sr легко переходит в гравитационную воду , парциальное участие гравитационной влаги в миграции радионуклидов тем выше , чем выше содержание их подвижных форм в почвах.

Основные положения выносимые на защиту: 1. Физико-химическое состояние ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах, в первую очередь, определяется генезисом радиоактивных выпадений и собственными свойствами радионуклидов.

2. Физико-химическое состояние ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах изменяется с течением времени в результате перераспределения радионуклидов как в почвенном профиле ,так и между изученными группами соединений.

3. Вертикальная миграция и трансформация физико-химических форм радионуклидов различного генезиса зависит от времени их взаимодействия с почвами и ландшафтных особенностей территории.

4. Радиоцезий аварийных выпадений ЧАЭС удерживается преимущественно во влаге связанной с почвой капиллярно-сорбционными силам, а радиостронций легко переходит в гравитационную ее категорию. Участие гравитационной влаги в миграции радионуклидов зависит от содержания их подвижных форм в почвах.

Теоретическая и практическая значимость работы: Теоретическая значимость работы заключается в обобщении и интерпретации большого объема фактической информации о физико-химическом состоянии ^{90}Sr и ^{137}Cs различного происхождения в почвах, особенностях вертикальной миграции и трансформации физико-химических форм этих радионуклидов в почвенном покрове в зависимости от времени взаимодействия с почвами и воздействия на них ряда экологических факторов. Показана роль различных категорий почвенной влаги в миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном покрове.

Полученные данные, характеризующие особенности миграции и трансформации физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах, могут быть использованы при разработке мероприятий по улучшению радиоэкологической ситуации на загрязненных территориях и для прогноза возможных последствий штатной работы и аварийных ситуаций на атомно-энергетических объектах .

Публикация и апробация работы. Материалы диссертации

были представлены на Первой Всесоюзной конференции по сельскохозяйственной радиологии (Москва, 1979), на научно-технической конференции "Применение радионуклидов и ионизирующих излучений в научных исследованиях и народном хозяйстве" (Свердловск, 1983), на I Всесоюзном радиобиологическом съезде (Пущино,1989), на Межведомственном совещании - семинаре по вопросам химических форм нахождения долгоживущих радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС (Обнинск,1989), на IV конференции "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере"(Гомель, 1990), на научно-практическом семинаре «Проблемы экологии и охраны окружающей среды»(Екатеринбург, 1996), на Третьем съезде по радиационным исследованиям (Пущино, 1997).

Структура и объем работы Диссертация состоит из введения, обзора литературы, 4 глав, заключения, выводов и списка использованной литературы. Работа изложена на 137 страницах , включая 16 рисунков и 24 таблицы.

ГЛАВА 1. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Лабораторные опыты проводили на образцах почв, различающихся по агрохимическим свойствам, и широко представленных в Уральском регионе. Дерново-луговую почву отбирали в Ильменском заповеднике (Южный Урал); дерново-подзолистую - в Пышминском лесхозе, а бурую лесную - в Белоярском районе Свердловской области. В ходе экспериментов, там где это было необходимо, образцы почв обогащали ^{90}Sr и ^{137}Cs , внося их в виде растворов хлористых солей. Кроме того, для опытов использовали образцы дерново-подзолистых почв и лесных подстилок отобранные в 30-км зоне ЧАЭС . Данные имеющиеся в литературе свидетельствуют,

что аварийные выбросы ЧАЭС характеризовались широким спектром физико-химических свойств (Израэль и др.,1988; Круглов и др., 1990). Образцы дерново-подзолистых почв , отобранные на разном расстоянии от аварийного блока ЧАЭС , при близком сходстве их агрохимических свойств, различались как по валовому содержанию радионуклидов , так и по содержанию их физико-химических форм (табл.1).

В опытах по изучению влияния влажности на физико-химическое состояние радионуклидов, образцы почв или лесных подстилок помещали в металлические колонки имеющие в основании сток и увлажняли так , что коэффициенты обводненности (к.о.) , представляющие собой весовое отношение жидкой и твердой фаз , изменялись от 0,2 до 1,2 в зависимости от варианта опыта. Контроль за режимом увлажнения проводили весовым способом. В колонках с высоким уровнем увлажнения каждые три недели открывали зажимы , позволяя избытку влаги проходить через почвенный фильтр. Стекающую гравитационную влагу собирали, зажимы закрывали, а влажность почвы доводили до первоначального значения. В конце опыта отбирали аликвотные навески почв, из которых центрифугированием при 6 тыс. об./мин выделяли почвенный раствор, представляющий собой влагу удерживаемую капиллярными и сорбционными силами . Опыты проводили в 2-х или 3-х кратной повторности .

Изучение вертикальной миграции физико-химических форм радионуклидов в почвах проводили в пределах Уральского региона и Украинского Полесья, подвергшихся загрязнению радиоактивными веществами различного генезиса. При проведении исследований в природных условиях, почвенные разрезы располагали на основных, сопряженных по стоку элементах мезорельефа. Как правило, они

приурочивались к вершинам склонов и понижениям речных долин. На всех обследованных площадках методом "конверта" отбирали пробы почв с учетом площади и генетических горизонтов .

Таблица 1 . Содержание радионуклидов, их водорастворимых (1) и обменных (2) форм в дерново-подзолистых почвах и лесных подстилках отобранных в зоне ЧАЭС

Объект исследования	Расстояние, км	Валовое содержание, кБк/кг		^{90}Sr, %		$^{134+137}Cs$, %	
		^{90}Sr	$^{134+137}Cs$	1	2	1	2
Образцы почв: 1	3	120	212	0,5±0,2	16,9±1,4	0,4± 0,1	2,8±0,2
2	3	138	303	1,2±0,4	39,9±0,9	0,2±0,1	2,9±0,4
3	6	26	73	4,6±0,6	41,8±5,6	0,7±0,4	5,9±0,4
4	18	1,0	2,5	4,2±0,5	59,4±4,6	0,5±0,4	9,8±0,8
Подстилки: хвойная	3	373	530	1,7±0,2	16,5±5,9	2,2±0,1	10,4±1,7
лиственная	6	300	502	1,9±1,1	21,0±0,8	7,3±0,5	7,1±0,8

Для определения содержания физико-химических форм радионуклидов воздушно-сухую почву растирали и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм. Водорастворимую, обменную и кислоторастворимую формы выделяли последовательным выщелачиванием дистиллированной H_2O, 1н растворами CH_3COONH_4 и HCl . Количества радионуклидов оставшиеся в почве после десорбции относили к фиксированной форме.

Содержание ^{90}Sr в почвенных вытяжках, образцах почв определяли радиометрическим и радиохимическими методами (оксалатным или экстракционным), ^{137}Cs - радиохимическим (сурьмянойодидным) и гамма-спектрометрическим методами . Для измерения бета-активности образцов использовали малофоновую установку типа УМФ-1500 со счетной трубкой СБТ-13, бета-радиометр РУБ-91 "АДАНИ". Гамма-спектрометрический анализ проводили на многоканальных анализаторах типа АИ-256 и АМ-А-02Ф1. В качестве детекторов использовали кристалл NaI(Tl), размером 150x150 мм с колодцем 40x60 мм и полупроводниковый датчик типа ДГДК 50-Б. Во всех случаях время измерения выбиралось такое, чтобы статистическая ошибка измерений не превышала 15%.

Глава 2. ВЛИЯНИЕ НЕКОТОРЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ И ЛЕСНЫХ ПОДСТИЛКАХ

Сравнительное изучение состояния ^{90}Sr и ^{137}Cs проводили на образцах дерново-подзолистой и бурой лесной почв, загрязненных : хлористыми соединениями радионуклидов внесенными в почву в ходе эксперимента, глобальными радиоактивными выпадениями , жидкими слаборадиоактивными сбросами штатно работающей Белоярской АЭС (БАЭС) и аварийными выпадениями ЧАЭС. Результаты проведенных исследований показали, что основное количество ^{90}Sr (56-93%), поступившего в почвы в ходе эксперимента , с глобальными выпадениями или жидкими сбросами БАЭС, находится в подвижных, т.е. водорастворимой и обменной, формах (табл.2). Высоким содержанием фиксированной формы характеризуется лишь дерново-подзолистая почва, в которую ^{90}Sr поступил в составе аварийных выпадений ЧАЭС. ^{137}Cs сорбируется почвами более прочно, на долю

его кислоторастворимой и фиксированной форм приходится более 50% радионуклида . При этом ^{137}Cs поступивший в почву в виде хлористых соединений в краткосрочном эксперименте сорбируется менее прочно, чем поступавший в нее в течении длительного времени с глобальными выпадениями и жидкими сбросами БАЭС. Максимальная прочность закрепления отмечена для ^{137}Cs аварийных выпадений ЧАЭС. К числу

Таблица 2 Содержание физико-химических форм радионуклидов в почвах загрязненных радиоактивными выпадениями различного генезиса,

Тип загрязнений	Радионуклид	Водорастворимая	Обменная	Кислоторастворимая	Фиксированная
Бурая лесная почва					
Эксперимент	^{90}Sr	5,1±0,7	50,9±6,2	44,0±3,3	не обн.
Глобальные		4,5±1,4	63,4±9,9	32,1±11,5	не обн.
Сбросы БАЭС		6,9	43,4±7,5	45,6±13,0	не обн.
Эксперимент	^{137}Cs	1,7±0,5	29,1±1,0	19,2±3,0	50,0±1,5
Глобальные		4,2±1,5	3,7±0,5	18,6±2,4	73,9±2,0
Сбросы БАЭС		2,5±0,6	4,2±1,1	18,3±3,1	75,0±4,5
Дерново-подзолистая почва					
Эксперимент	^{90}Sr	9,8±0,2	83,0±8,5	5,9±0,5	1,2±0,1
Аварийные		0,6±0,3	17,7±2,9	7,7±2,1	74,1±1,7
Эксперимент	^{137}Cs	1,4±0,2	19,5±2,5	28,8±3,5	50,2±6,1
Аварийные		1,2±0,2	3,7±0,5	11,3±2,5	83,8±3,1

экологических факторов , оказывающих влияние на поведение радионуклидов, относится водный режим почв. Экспериментальное изучение влияния водного режима на физико-химическое состояние ^{137}Cs проводили на почвах (дерново-луговой и дерново-подзолистой) и озерном песке . В почву или песок вносили водный раствор $^{137}CsCl$ и увлажняли их так, что к.о.= 0,2 и 1,0. Здесь и далее в качестве контроля использовали аликвотные образцы высушенные до воздушно-сухого состояния . За период опыта (3 месяца) содержание подвижных форм ^{137}Cs в почвах снизилось , а доля фиксированного - увеличилась по сравнению с контролем (табл.3). Уровень обводненности почв не оказал существенного влияния на содержание в них изученных форм ^{137}Cs; лишь в озерном песке произошло заметное снижение содержания

Таблица 3 Содержание физико-химических форм ^{137}Cs в почвах и озерном песке при разных уровнях обводненности , %.

Почва	К. о.	Водорастворимая	Обменная	Кислоторастворимая	Фиксированная
Дерново-	Контроль	0,37±0,09	14,3±6,5	38,5±8,4	46,9±15,5
луговая	0,2	0,24±0,04	5,2±0,9	32,2±2,2	62,3±4,5
	1,0	0,20±0,03	5,6±0,2	26,9±4,7	67,4±5,2
Дерново-	Контроль	1,44±0,01	17,8±0,9	30,5±2,2	50,2±4,5
подзолис-	0,2	0,49±0,14	8,2±1,1	22,9±3,9	68,4±5,1
тая	1,0	0,57±0,01	5,1±0,2	24,9±4,0	69,5±5,2
Песок	Контроль	5,31±0,27	54,3±9,3	33,0±5,5	7,4±3,9
	0,2	1,50±0,24	40,9±8,5	21,4±0,1	36,2±12,6
	1,0	1,40±0,69	26,8±3,1	24,1±0,1	47,6±3, 9

Таблица 4. Содержание физико-химических форм радионуклидов в дерново-подзолистой почве зоны ЧАЭС при разных уровнях обводненности, %.

К.о.	Водорастворимая	Обменная	Кислоторастворимая	Фиксированная
стронций-90				
Контроль	0,6±0,2	17,7±37,1	7,7±2,1	74,1±1,7
0,3	1,3±1,1	17,6±2,9	10,0±1,6	71,1±1,3
0,5	1,6±0,9	19,0±3,7	11,1±2,7	68,4±5,1
1,0	0,3±0,1	8,1±1,0	6,2±0,9	85,4±0,7
1,2	0,3±0,1	5,7±1,6	4,6±0,7	89,5±1,7
цезий-134+137				
Контроль	0,3±0,06	2,7±0,5	8,2±1,2	88,9±1,7
0,3	0,5±0,17	2,1±0,8	8,8±1,6	88,6±1,4
0,5	0,4±0,03	1,7±0,3	12,8±1,4	85,1±1,7
1,0	0,3±0,04	2,0±0,1	16,1±1,5	81,6±1,5
1,2	0,3±0,04	2,0±0,4	15,5±2,3	82,3±2,6

обменного радиоцезия с увеличением уровня обводненности .

В аналогичных опытах проведенных на дерново-подзолистой почве загрязненной аварийными выпадениями ЧАЭС (образец 1) установлено, что периодическая фильтрация свободной воды через почвенный фильтр сопровождается выносом водорастворимого ^{90}Sr и , как следствие, снижением содержания подвижных форм и увеличением доли фиксированных соединений этого нуклида (табл.4). Проведенный корреляционный анализ подтвердил высоко достоверную отрицательную зависимость (r= - 1,0) между объемами гравитационной воды, фильтрующейся через почвенную колонку, и содержанием

подвижных форм этого элемента. Варьирование уровня почвенного увлажнения в широких пределах, практически не сказалось на трансформации (в течение изученного отрезка времени) подвижных форм $^{134+137}Cs$ аварийных выбросов. С увеличением обводненности почвы возросло лишь содержание кислоторастворимых форм цезия (r=+0,91) и , соответственно, снизилась доля фиксированных форм (r= -0,91).Изучение влияния промывного водного режима (к.о. = 1,0) на физико-химическое состояние радионуклидов продолжили в условиях длительного опыта (2 года) с дерново-подзолистыми почвами и лесными подстилками отобранными в 30-километровой зоне ЧАЭС. Исследуемые образцы характеризовались различным уровнем валового содержания и качественным составом радионуклидов (табл.1). За период опыта из почвенных образцов вынесено гравитационной влагой 14-66% ^{90}Sr и 0,1-1,3% $^{134+137}Cs$. При этом большему исходному содержанию подвижных форм радионуклидов в почвах (образец 4) соответствует большая величина выноса с гравитационной влагой: В результате содержание подвижных форм ^{90}Sr в почвах с промывным водным режимом к концу опыта снижается, а $^{134+137}Cs$, как правило, остается без изменений (рис.1). В разлагающемся растительном материале лесных подстилок $^{134+137}Cs$ сохраняет большую подвижность. Это находит отражение в увеличении количеств, поступающих в фильтрующуюся гравитационную воду (вынос радиоцезия из лесных подстилок составляет 5-8%). Содержание подвижных соединений этого нуклида в разлагающихся лесных подстилках к концу опыта заметно снижается.

Анализ полученного материала позволяет заключить , что в результате выноса водорастворимых соединений радионуклидов в переувлажненных почвах и лесных подстилках происходит перераспределение оставшихся их количеств между различными

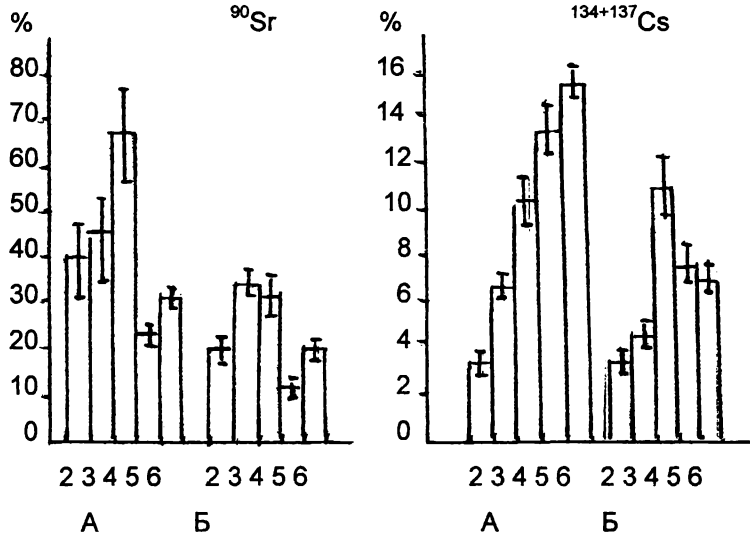

Рис.1. Содержание подвижных форм радионуклидов в почвенных образцах (2, 3, 4) и лесных подстилках. (5,6).

А - исходное состояние; Б - конец опыта.

группами соединений. Причем ^{90}Sr преимущественно переходит из прочно закрепленных форм в более подвижные соединения , а $^{134+137}Cs$ наоборот из подвижных в прочнозакрепленные.

Поскольку разлагающиеся лесные подстилки, особенно в зонах локальных радиоактивных загрязнений , являются источником подвижных форм радиоактивных элементов, на следующем этапе исследований наряду с процессами высвобождения ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ из растительного материала , изучали последующую трансформацию физико-химических форм радионуклидов при взаимодействии их с почвой. Для этого в колонках на дерново-подзолистую почву (образец N4), с относительно низким содержанием ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$, помещали образцы лесных подстилок загрязненных аварийными выпадениями ЧАЭС и увлажняли так, что к.о. составляли 0,3 и 1,0.Оказалось, что за 2

года в вариантах с низким уровнем увлажнения (к.о.=0,3) из разлагающейся лесной подстилки вымывается поливной водой и поступает в почву 3,8-4,1% ^{90}Sr и 0,7-2,9% $^{134+137}Cs$. При наличии потока гравитационной влаги, фильтрующейся через почвенный фильтр (к.о. 1,0) из разлагающейся лесной подстилки высвобождается 24,8-30,7% ^{90}Sr и 4,7-8,1% $^{134+137}Cs$. При этом основное количество ^{90}Sr , поступившего из лесной подстилки в почву, мигрирует за пределы почвенного слоя . В отличие от ^{90}Sr, $^{134+137}Cs$, перешедший в жидкую фазу из лесной подстилки,. полностью поглощается почвенным фильтром. Высвободившиеся из лесных подстилок и поглощенные почвой количества радионуклидов обогащают ее обменными формами (табл. 5).

Таблица 5. Влияние лесных подстилок на физико-химическое состояние радионуклидов в почве ,% .

К.о.	Вариант опыта	Водорастворимые		Обменные	
		^{90}Sr	$^{134+137}Cs$	^{90}Sr	$^{134+137}Cs$
0,3	Без подстилки	3,1±0,7	0,6±0,2	60,2±5,5	7,5±0,7
	Хвойная	0,7±0,1	0,4±0,1	81,6±2,6	21,3±0,7
	Лиственная	1,0±0,2	0,5±0,2	81,7±5,5	21,8±1,5
1,0	Без подстилки	3,0±0,9	0,4±0,1	30,1±2,9	8,9±0,8
	Хвойная	3,6±0,9	1,0±0,1	49,7±5,4	26,0±1,0
	Лиственная	4,4±1,3	0,5±0,1	58,1±3,5	19,1±2,2

ГЛАВА 3. РОЛЬ РАЗЛИЧНЫХ КАТЕГОРИЙ ПОЧВЕННОЙ ВЛАГИ В МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ

Ранее сотрудниками нашего Отдела (Караваева, Молчанова,1979;

Караваева и др., 1979; Молчанова, Караваева, 1979) было показано, что при изучении водной миграции радионуклидов, необходимо учитывать их способность к перемещению с той или иной категорией почвенной влаги. В связи с изложенным, представляло интерес оценить особенности перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs аварийных выпадений ЧАЭС в различные формы почвенной влаги : гравитационную и капиллярно-сорбционную. С этой целью в условиях долгосрочного эксперимента изучили динамику перехода радионуклидов в гравитационную влагу из образцов дерново-подзолистых почв (к.о.=1,0) и лесных подстилок (к.о.=8,0). За период опыта (2 года) в исследуемых системах была проведена 30 кратная смена раствора. Для сравнительной оценки миграционной способности радионуклидов использовали коэффициенты распределения представляющие отношение содержания радионуклидов в гравитационной влаге к их валовому содержанию в почве или лесной подстилке в данный момент времени. Оказалось, что при последовательном промывании почв, с различным качественным составом и количественным содержанием ^{90}Sr , кривые, отображающие динамику его поступления в гравитационную влагу имеют одинаковый характер (рис.2). На начальных этапах опыта происходит снижение поступления радионуклида в гравитационную влагу , затем процесс стабилизируется и подвижность радионуклида может длительное время оставаться без изменений. Как правило , максимальному поступлению ^{90}Sr в гравитационную влагу соответствует наибольшее содержание его подвижных форм в почве (образец 4) . Аналогичный характер изменения подвижности отмечен и для ^{137}Cs. Однако, относительное содержание в ней миграционно-способных форм цезия и , соответственно, величина коэффициентов распределения этого радионуклида ,были примерно на два порядка величин ниже , чем ^{90}Sr .

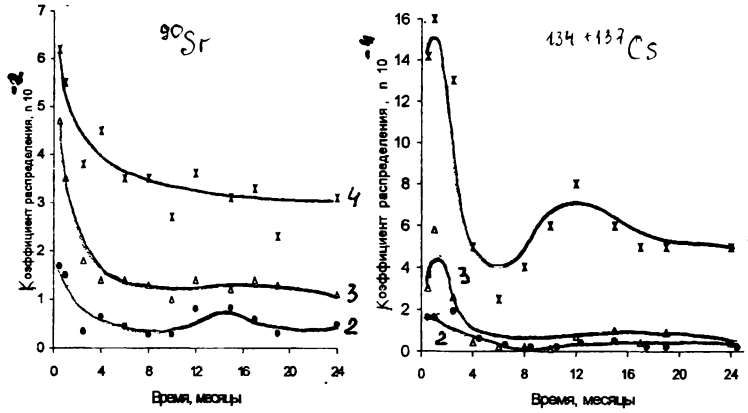

Рис.2.Динамика поступления ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ в гравитационную влагу из дерново-подзолистых почв (образцы 2, 3, 4).

Оценив закономерности перехода радионуклидов в свободную гравитационную воду, далее на примере дерново-подзолистой почвы отобранной в 3-км зоне ЧАЭС изучили распределение ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ между гравитационной и капиллярно-сорбционной ее формами (табл.6).Оказалось, что если в почве преобладает капиллярно-сорбционная влага(к.о. 0,3-0,5) то в ней удерживаются основные количества как ^{90}Sr (86%) , так и ^{137}Cs (81%), перешедшие в жидкую фазу . В условиях затопления (к.о. 1,0) основной объем жидкой фазы представлен гравитационной водой, в которую переходит более 60% подвижного стронция, а цезий по-прежнему удерживается менее подвижными формами почвенной влаги.

ГЛАВА 4. ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ФОРМ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ ЕСТЕСТВЕННЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

В настоящей главе описаны результаты натурных исследований проведенных в зонах влияния предприятий ядерного

Таблица 6. Влияние уровня увлажнения дерново-подзолистых почв на распределение радионуклидов между почвенной влагой удерживаемой гравитационными (а) и капиллярно-сорбционными (б) силами , %.

Время, месяцы	К.о.	Объем		^{90}Sr		$^{134+137}Cs$	
		а	б	а	б	а	б
24	0,3	-	100	-	100	-	100
	0,5	16	84	14±7	86±7	19±4	81±4
	1,0	74	26	63±9	37±9	23±5	77±5

топливного цикла. Исследования проводили в пределаж 30-км зоны ЧАЭС: пойменные участки рек Припять и Уж; береговой зоны Ольховского болота в окрестностях штатно работающей БАЭС ; на участках поймы р.Теча и береговой зоны оз.Тыгиш загрязненных в результате деятельности предприятий ПО «Маяк». Показано, что на обследованных участках радионуклиды , в соответствии с их генезисом и разным сроком нахождения в почвах, мигрируют на разную глубину (табл.7). Так через два года после аварии ^{90}Sr и ^{137}Cs аварийных выпадений ЧАЭС находятся в 10 см слое почвы , причем более 50% от их содержания в почвенном профиле аккумулируется в верхнем 0-3см слое. В зоне БАЭС на участках загрязненных глобальными радиоактивными выпадениями и жидкими слаборадиоактивными сбросами станции, значимые количества радионуклидов обнаруживаются на глубине 20 см. Еще глубже мигрировали радионуклиды в почвах подвергшихся загрязнению радиоактивными веществами в результате деятельности ПО «Маяк», примерно 40 лет назад. Сравнение темпов миграции в почвах сопряженных по стоку элементарных участков ландшафта показало, что в гидроморфных почвах береговых зон рек и озер вертикальная миграция радионуклидов, идет интенсивнее, чем в почвах

Таблица 7. Вертикальное распределение радионуклидов в почвах ‘элементарных участков ландшафта (1 - водораздел; 2 - береговая зона).

Зона влия-ния	Глуби-на,см	^{90}Sr		^{137}Cs	
		1	2	1	2
ЧАЭС	0-3	86,5	575	93,8	64,6
	3-10	13,5	41,9	34,9	34,9
БАЭС	0-5	86,3	79,0	93,1	89,4
	5-20	13,7	21,0	6,9	10,6
ПО»Маяк»	0-15	81,2	53,3	82,2	26,1
	15-45	18,8	46,7	17,8	73,9

водоразделов. Отмеченные различия находят свое отражение и в характере вертикального распределения физико-химических форм радионуклидов (рис.3). Так содержание подвижных форм радионуклидов по всей глубине почвенного профиля гидроморфных почв, как правило, ниже чем в почвах формирующихся на водоразделах. Вертикальное распределение физико-химических форм радионуклидов на всех обследованных участках характеризуется тенденцией к увеличению доли их подвижных соединений с глубиной. Причем эта тенденция отмечается как на участках зоны ЧАЭС , с момента загрязнения которой прошло 2 года, так и на участках с более длительным сроком пребывания радионуклидов в почвенном покрове.

Таким образом независимо от генезиса радиоактивных выпадений вертикальная миграция радионуклидов в почвах сопровождается дифференциацией их физико-химических форм, приводящей к увеличению относительного содержания подвижных соединений с глубиной. Такая дифференциация резче проявляется в почвах элювиальных участков ландшафта, характеризующихся дефицитом почвенной влаги, чем в почвах гидроморфного ряда.

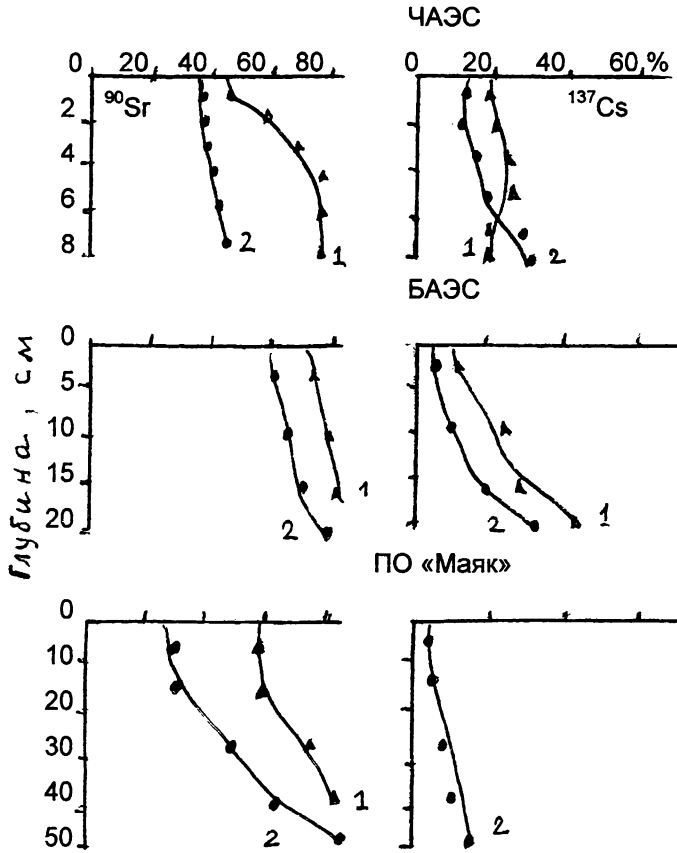

Рис.3 Вертикальное распределение подвижных форм радионуклидов в зонах влияния предприятий ЯТЦ. 1 - водораздел, 2 - береговая зона.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Отмеченные особенности трансформации физико-химических форм основных биологически значимых радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs обусловливают сложный характер формирования и развития радиоэкологической обстановки в отдельных регионах. В зависимости

от типа почв, генезиса радиоактивных выпадений, времени их контакта с почвой и комплекса экологических факторов подвижность и доступность растениям этих радионуклидов может существенным образом изменяться. Это следует иметь в виду при создании прогнозных моделей поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в наземных экосистемах.

ВЫВОДЫ

1. Состояние радионуклидов в почвах в первую очередь зависит от генезиса радиоактивных выпадений и свойств самих излучателей . Максимальное содержание фиксированных форм как ^{90}Sr, так и ^{137}Cs характерно для почв загрязненных аварийными выпадениями ЧАЭС, а в почвах , подвергшихся хроническому загрязнению глобальными радиоактивными выпадениями и жидкими сбросами атомно-энергетических предприятий, они закрепляются менее прочно. Как правило , большая часть ^{90}Sr , поглощенного почвами, представлена подвижными (водорастворимой и обменной) , а ^{137}Cs кислоторастворимой и фиксированной формами.

2. Миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и лесных подстилках находится в прямой зависимости от уровня их обводненности и сопровождается снижением содержания подвижных форм радионуклидов . Это снижение проявляется тем резче, чем выше исходное содержание подвижных форм в исследуемых образцах , а для ^{90}Sr резче, чем для ^{137}Cs.

3. Радионуклиды поступившие в лесные подстилки и верхние горизонты почв, перераспределяются со временем так , что обогащают ниже лежащие почвенные слои подвижными соединениями. При этом разлагающиеся лесные подстилки являются потенциальным источником поступления подвижных форм радионуклидов в почву.

4. Изучение динамики перехода радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС в гравитационную влагу показало , что фильтрация

свободной воды приводит на начальных этапах к резкому снижению поступления ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ в эту форму почвенной влаги. С течением времени этот процесс стабилизируется и подвижность радионуклидов в переувлажненных почвах сохраняется неизменной. Участие гравитационной влаги в миграции радионуклидов тем выше , чем выше содержание их подвижных форм в почвах.

5. Радиоцезий аварийных выпадений ЧАЭС удерживается преимущественно во влаге связанной с почвой капиллярно-сорбционными силами, а ^{90}Sr легко переходит в гравитационную ее категорию . С увеличением обводненности почв содержание ^{90}Sr в гравитационной влаге возрастает , а $^{134+137}Cs$ - практически не изменяется.

6. В почвах элементарных участков ландшафта, подвергающихся периодическому переувлажнению, вертикальная миграция радионуклидов, как правило, идет интенсивнее , чем на водораздельных участках. Перераспределение радионуклидов в почвенном профиле сопровождается обогащением ниже лежащих слоев почвы их подвижными формами. Выраженность этих явлений зависит от времени контакта радиоактивных выпадений с почвой и ландшафтных особенностей исследуемой территории.

7. Физико-химическое состояние ^{90}Sr и ^{137}Cs в исследованных почвах и лесных подстилках изменяется с течением времени в результате перераспределения радионуклидов как в почвенном профиле, так и между изученными группами соединений. Во всех проведенных нами экспериментальных и натурных исследованиях для ^{90}Sr был характерен переход его прочно фиксированных форм в подвижные соединения. Для радиоцезия чаще наблюдается трансформация его подвижных соединений в малоподвижные и фиксированные формы.

Список работ , опубликованных по теме диссертации

1. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В. Формы радионуклидов и их вертикальное распределение в почвах //Тез. докл. 1 Всес. конф. По с.-х. радиологии. М. 1979. С. 145 - 146.

2. Молчанова И.В., Михайловская Л.Н. О прочности закрепления радионуклидов в почвах и озерных грунтах//Радиоактивные изотопы в почвенно - растительном покрове (препринт). Свердловск:УНЦ АН СССР.1979. С.22-28.

3. Молчанова И.В., Михайловская Л.Н. Формы радионуклидов в почвах различной степени увлажненности//Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах (препринт) . Свердловск: УНЦ АН СССР, 1983. С. 55 - 63.

4. Михайловская Л.Н. Формы радионуклидов в почвах сопряженных по стоку участков ландшафта//Тез. докл. науч.-техн. конф."Применение радионуклидов и ионизирующих излучений в научных исследованиях и народном хозяйстве." Свердловск: НТО. 1983. С.111-112.

5. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. , Михайловская Л.Н. Физико-химические формы миграции радионуклидов в почвах, примыкающих к АЭС// Тез. докл. I Всес. радиобиологического съезда. Пущино. 1989.Т.II. С.486-487.

6. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Влияние режима увлажнения на миграцию радионуклидов в почве аварийной зоны Чернобыльской АЭС// Тез. докл. IV конф. науч. совета при ГЕОХИ АН СССР "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере". Гомель. 1990. С.49.

7. Молчанова И.В., Михайловская Л.Н., Караваева Е.Н. Подвижность радионуклидов в почвенно-растительном покрове

аварийной зоны Чернобыльской АЭС// Экология. 1991. N3. С.89-91.

8. Михайловская Л.Н., Караваева Е.Н., Молчанова И.В. Влияние режима увлажнения на подвижность радионуклидов в почвах аварийной зоны Чернобыльской АЭС// Экология. 1992. N2. С.76-79.

9. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Формы нахождения и миграция радионуклидов в почвах аварийной зоны Чернобыльской АЭС// Агрохимия. 1993. N1. С.98-101.

10. Михайловская Л.Н. Влияние режима почвенного увлажнения на трансформацию физико-химических форм радионуклидов чернобыльских выпадений// Тез. докл. науч.-практ. семинаров на международной выставке "Уралэкология-96" "Проблемы экологии и охраны окружающей среды." Екатеринбург. 1996. С.183-184.

11. Михайловская Л.Н. Трансформация физико-химических форм радионуклидов в почвах и лесных подстилках аварийной зоны Чернобыльской АЭС//Тез.докл. 3 съезда по радиационным исследованиям. Пущино. 1997. Т.III. С.204-205.