

Ю. А. Иванов¹, С. Е. Левчук¹, С. И. Киреев²,
М. Д. Бондарьков³, Ю. В. Хомутинин¹

¹ Украинский НИИ сельскохозяйственной радиологии НУБиП Украины, Чабаны

² Чернобыльский радиоэкологический центр, Чернобыль

³ Международная радиоэкологическая лаборатория, Славутич

ПОДВИЖНОСТЬ РАДИОНУКЛИДОВ ВЫБРОСА ЧАЭС В ПОЧВАХ ОТЧУЖДЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Проанализированы и обобщены некоторые результаты изучения многолетней динамики миграционной подвижности радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах отчужденных территорий. Оценена роль физико-химических характеристик выпадений, ландшафтно-геохимических условий территории. Показана принципиально иная динамика миграции ⁹⁰Sr в почвах на следах топливных выпадений ЧАЭС по сравнению с таковой ¹³⁷Cs.

Ключевые слова: зона отчуждения ЧАЭС, вертикальный перенос радионуклидов, многолетняя динамика, физико-химические формы выпадений, периоды полураспада почвы.

Введение

Существенные различия физико-химических форм выпадений выброса ЧАЭС и их пространственного распределения на территории, контрастность характеристик почвенно-растительного покрова [1, 2] предопределили различную динамику трансформации радиоактивных выпадений и миграционной подвижности радионуклидов в почвах на разных следах выпадений.

Одной из важных радиоэкологических задач на поздней фазе аварии является оценка динамики миграционной подвижности радионуклидов в почве. Изменение или постоянство параметров переноса радионуклидов в почвах предопределяет адекватность прогнозных оценок миграционной подвижности и биологической доступности радионуклидов, перспективных оценок доз облучения населения при его эвакуации на отчужденные территории после проведения реабилитационных мероприятий.

Для оценки миграционной подвижности радионуклидов в 1986 - 1987 гг. на различных следах выпадений аварийного выброса ЧАЭС была организована сеть экспериментальных площадок. Наблюдения за интенсивностью вертикальной миграции радионуклидов в почвах проводили исходя из следующих критериев: 1) ландшафтно-геохимические условия территории; 2) тип угодий (старопахотные почвы, почвы с естественным сложением профиля); 3) физико-химические свойства выпадений (соотношение топливной (ТК) и конденсационной (КК) компонент выпадений); 4) плотность загрязнения территории долгоживущими радионуклидами.

Часть экспериментальных площадок располагалась на территории, подверженной интенсив-

ному протеканию автореабилитационных процессов [3]. Вследствие интенсивного самозалесения и закустаривания указанных площадок отбор проб почвы через 15 - 20 лет после периода выпадений был невозможен.

Целью статьи является обобщение полученных авторами за поставарийный период результатов изучения динамики миграционной подвижности радионуклидов выброса в почве, оценок роли физико-химических форм выпадений и ландшафтно-геохимических условий среды миграции радионуклидов.

Материалы и методы

Для оценки вертикального переноса радионуклидов в почве использованы результаты натурных исследований на экспериментальных площадках УНИИСХР [4], Международной радиоэкологической лаборатории [5], ландшафтных полигонах Чернобыльского радиоэкологического центра [6], модельно-полевого [7] и модельных колоночных экспериментов УНИИСХР [8].

Значения параметров переноса радионуклидов в профиле почвы рассчитывали с использованием конвективно-диффузионной модели переноса [9]. В основе модели лежит допущение о пространственной и временной однородности слоя почвы, в котором рассматривается процесс миграции. При нулевых начальных условиях (выпадения на поверхность почвы) и заданных потоках радионуклида на границах модель имеет аналитическое решение, которое использовалось в работе для оценки ее параметров. Оценка проводилась с использованием экспериментальных данных по вертикальному распределению радионуклидов в почве на основе метода наимень-

ших квадратов. Оценки проводили с использованием разработанной в УНИИСХР компьютерной программы [10].

Результаты и обсуждение

Многолетние комплексные исследования вертикального переноса радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах, включающие наблюдения *in situ*, модельные лабораторные эксперименты и математическое моделирование позволили выявить ряд особенностей миграции радионуклидов, определяющих динамику формирования радиационной ситуации на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению, а также оценить факторы, определяющие эти особенности.

В 1986 - 1988 гг. интенсивность переноса в профиле почвы радиоизотопов различных химических элементов (цезия, церия, стронция и др.) были в основном близкими независимо от соотношения топливной и конденсационной компонент выпадений на следах выброса. Это, очевидно, связано с механическим переносом этих радионуклидов в составе топливных частиц, В

1989 г. дифференциация распределения радионуклидов увеличилась [2], проявление влияния химических свойств радионуклидов и физико-химических особенностей почв стало более отчетливым.

Перенос в почвах радионуклидов в составе топливных частиц

Выпадения выброса ЧАЭС в ближней зоне были представлены как радионуклидами, депонированными в матрице топливных частиц, так и радионуклидами конденсационной компоненты. Таким образом, вертикальный перенос радионуклидов в почве происходил как в ионной форме (в почвенном растворе), так и виде топливных частиц. С течением времени роль последнего снижалась в связи с деструкцией и растворением частиц.

Результаты модельных колоночных экспериментов [8] позволили оценить эффективные параметры переноса в контрастных по свойствам почвах радионуклидов, депонированных в матрице топливных частиц выброса ЧАЭС (табл. 1).

Таблица 1. Оценки эффективных коэффициентов диффузии ^{137}Cs , ^{144}Ce и ^{106}Ru , содержащихся в матрице топливных частиц, и ^{90}Sr в исходной водорастворимой форме, $\text{см}^2 \cdot \text{год}^{-1}$ [8]

Радионуклид	Дерново-подзолистая песчаная почва	Дерново-подзолистая супесчаная почва	Торфяно-болотная почва
^{137}Cs	0,012	0,016	0,016
^{144}Ce	0,016	0,013	0,022
^{106}Ru	0,012	0,014	0,012
Среднее \pm СКО	$0,014 \pm 0,003$	$0,014 \pm 0,001$	$0,014 \pm 0,004$
^{90}Sr	6,9	0,44	0,19

Оценки эффективных параметров вертикального переноса радионуклидов на топливных следах выпадений в натуральных условиях, рассчитанные на основе данных наблюдений *in situ*, варьируют в широких пределах ($D_{\text{эф}} = 0,0\text{n} - \text{n} \text{ см}^2 \cdot \text{год}^{-1}$) [4]. Эти данные вкупе с результатами колоночных экспериментов о вертикальном распределении в профиле почв топливных частиц различного размера (см. табл. 1) позволяют сделать вывод о преимущественной миграции радионуклидов, депонированных в матрице топливных частиц, путем механического переноса последних в почве.

На основе результатов модельных экспериментов сделаны оценки интенсивности вертикального переноса топливных частиц в почвах [8]. Для гипотетической ситуации, в которой топливные частицы не разрушаются, оценки экологического периода их полувыведения из верхнего 5-сантиметрового горизонта почв ($T_{\text{экол}} (5 \text{ см})$) лугов, сформированных на типич-

ных для Украинского полесья минеральных и органогенных почвах, составляет 2050 - 2250 лет, что превышает оценки $T_{\text{экол}} (5 \text{ см})$ ^{90}Sr и ^{137}Cs в природных условиях на 1 - 2 порядка величин.

Миграционная подвижность радионуклидов на топливных следах выпадений

Проведен анализ профилей распределения ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{154}Eu , ^{241}Am и $^{239,240}\text{Pu}$ в почвах на топливных следах выпадений в зоне отчуждения ЧАЭС в 2001 - 2003 гг., на полигонах Международной радиоэкологической лаборатории [5]. Оценки экологических периодов полувыведения 5-сантиметровых горизонтов контрастных по свойствам почв от указанных радионуклидов варьируют в пределах 21 - 230, 25 - 300, 25 - 460 и 100 - 260 лет соответственно [11]. Оценки распределений изотопных отношений радионуклидов в профиле почв представлены на рис. 1.

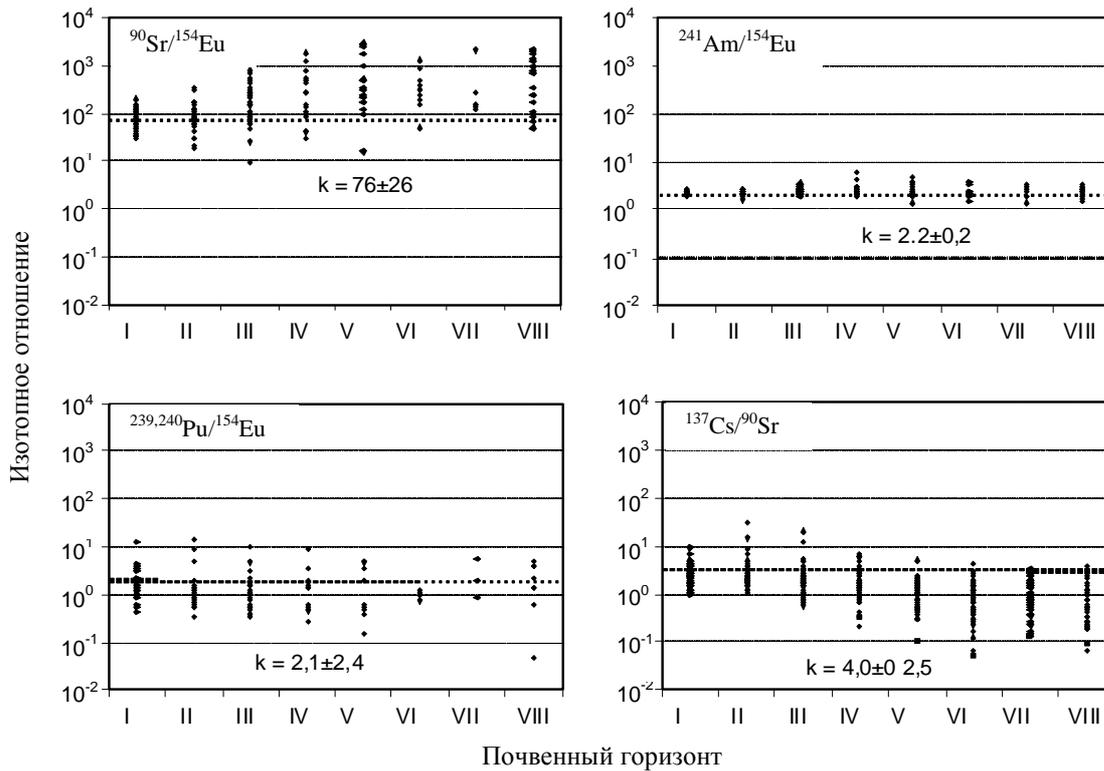


Рис. 1. Значения изотопных отношений радионуклидов в профиле различных почв на топливном следе выпадений (экспериментальный участок «Рыжий лес»): I – 0 - 2 см; II – 2 - 4 см; III – 4 - 7 см; IV – 7 - 10 см; V – 10 - 15 см; VI – 15 - 20 см; VII – 20 - 25 см; VIII – 25 - 30 см; k – отношение суммарных активностей радионуклидов в профиле в целом.

Значения изотопного отношения $^{90}\text{Sr}/^{154}\text{Eu}$ в почвах увеличивается с глубиной почвенного профиля, т.е. в целом ^{90}Sr мигрируют существенно быстрее, чем ^{154}Eu . Отмечено снижение значений изотопного отношения $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в почвах с увеличением глубины почвенного профиля, что показывает более высокую скорость вертикального переноса в почвенном профиле ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs , что полностью подтверждает оценки параметров переноса этих радионуклидов в почвах. Вместе с тем значения изотопных отношений $^{241}\text{Am}/^{154}\text{Eu}$ и $^{239,240}\text{Pu}/^{154}\text{Eu}$ в почвах очень мало изменяется с глубиной почвенного профиля, т.е. ^{241}Am и изотопы плутония мигрирует существенно медленнее в сравнении с ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Таким образом, на топливных следах выпадений по состоянию на 1990 - 1992 гг. в соответствии с миграционной подвижностью радионуклиды можно расположить в ряд: $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} \geq ^{241}\text{Am} \approx ^{239,240}\text{Pu}$.

Миграционная подвижность радионуклидов в различных ландшафтно-геохимических условиях

Миграционная подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs существенно зависит от ландшафтных условий терри-

тории. Оценки периодов полураспада верхних горизонтов почв ландшафтных полигонов от радионуклидов, рассчитанные нами на основе экспериментальных данных Чернобыльского радиоэкологического центра [6], представлены в табл. 2.

Значения экологического периода полураспада верхнего 5-сантиметрового слоя почвы по состоянию на 1998 - 2002 гг. для ^{90}Sr изменяются от 10,5 - 20,5 лет: в условиях элювиальных, аккумулятивно-элювиальных и трансэлювиальных ландшафтов (дерново-подзолистые почвы легкого механического состава, абсолютная отметка 136 - 156 м) до 0,7 - 4,8 года в условиях транссупераквальных ландшафтов (дерново-подзолистые почвы легкого механического состава, торфяно-болотные почвы, абсолютная отметка 106,5 - 110,5 м). Оценки экологического периода полураспада верхнего 5-сантиметрового слоя почвы от ^{137}Cs для тех же условий меняются от 40 - 78 до 12 - 18 лет. Полученные оценки, на наш взгляд, свидетельствуют о том, что положение участка территории в ландшафте и, соответственно, водный режим почвы может оказывать большее влияние на интенсивность вертикального переноса радионуклидов, чем физико-химические характеристики почв.

Таблица 2. Значения периодов полураспада верхних горизонтов почв ландшафтных полигонов от ^{137}Cs и ^{90}Sr на поздней фазе аварии (1998 - 2002 гг.)

Ландшафт	Абсолютная отметка, м	Почва	$T_{\text{экол}}^{137}\text{Cs}$		$T_{\text{экол}}^{90}\text{Sr}$	
			5 см	10 см	5 см	10 см
Элювиальный автономный, кумулятивно-элювиальный, трансэлювиальный, трансуперэлювиальный пойменный	110,8 - 156,1	Дерново-подзолистая пылевато-песчаная, дерново-подзолистая песчаная, торфяно-болотная	40 - 92	240 - 460	10 - 21	60 - 210
Трансупераквальный пойменный	106,5 - 108,1	Дерновая пылевато-песчаная, торфяно-болотная	12 - 18	70 - 90	0,7 - 4,8	3,9 - 28

Многолетняя динамика вертикального переноса ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах

Проанализированы результаты исследований вертикального переноса ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах экспериментальных площадок, заложенных в 1986 - 1987 гг. на различных следах выпадений аварийного выброса ЧАЭС. Указанные площадки расположены на различном расстоянии и в различ-

ных направлениях от аварийного блока ЧАЭС (рис. 2). Площадки различаются характеристиками почвенно-растительного покрова (в период аварии - естественные и искусственные луговые фитоценозы, пахотные почвы; контрастные по физико-химическим и водно-физическим свойствам почвы; существенно различные физико-химические свойства выпадений и плотность загрязнения).

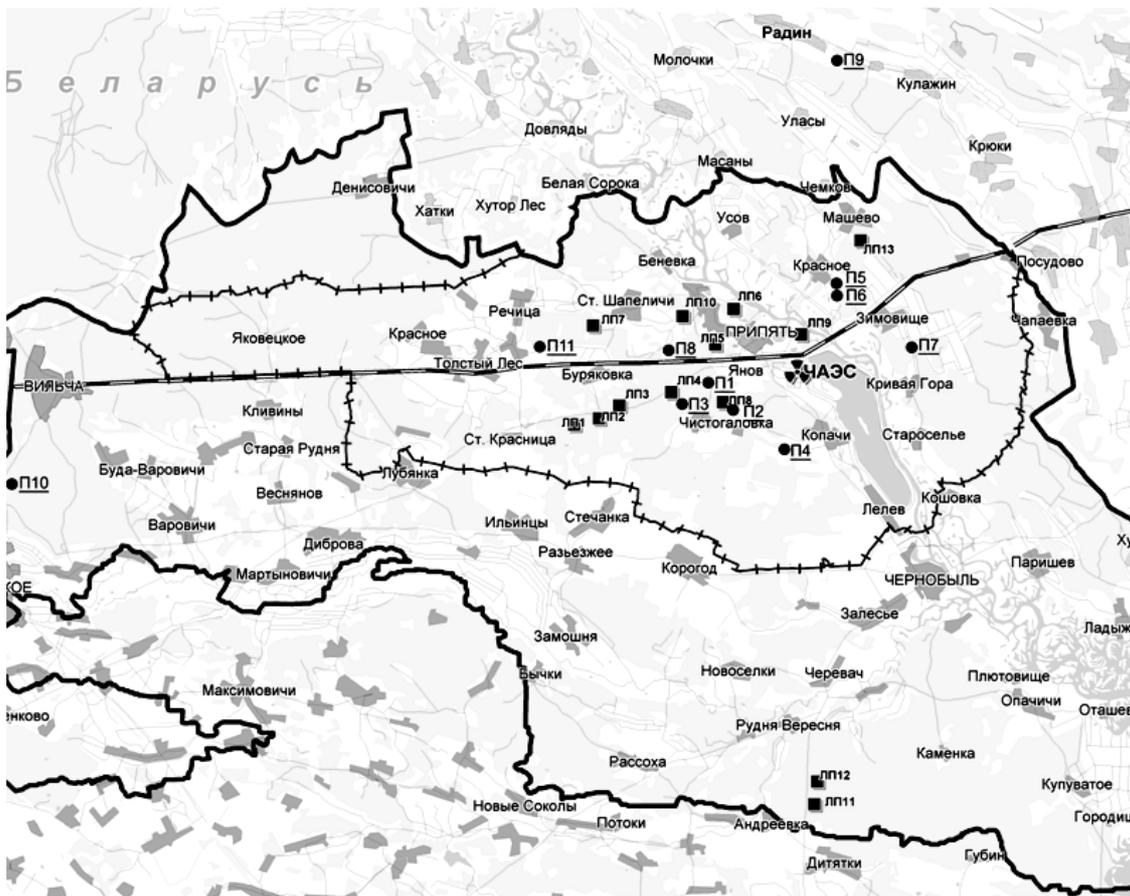


Рис. 2. Схема расположения экспериментальных площадок УНИИСХР (П) и ландшафтных площадок Чернобыльского радиоэкологического центра на различных следах выпадений аварийного выброса ЧАЭС.

Оценки распределения ^{137}Cs в профиле почв на территории зоны отчуждения свидетельствуют, в целом, о невысокой интенсивности вертикального переноса радионуклида в почвах. Через 21 год после выпадений в верхнем 5-сантиметровом горизонте почв лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах, депонировано 90 - 97 % суммарной активности радионуклида в профиле. Более интенсивный перенос радионуклида отмечен для лугов, сформированных на гидроморфных органогенных почвах, где через указанный промежуток времени в верхнем 5-сантиметровом горизонте почв находится 50 - 89 % радионуклида. Через 22 года после внесения в почву ^{137}Cs в водорастворимой форме из пахотных горизонтов контрастных по физико-химическим свойствам почв было вынесено: дерново-подзолистые песчаные, супесчаные и легкосуглинистые – 50 - 60 % радионуклида; серые лесные и черноземы средне- и тяжелосуглинистые – 10 - 40 % радионуклида (без учета физического распада).

Существенно более интенсивным переносом в профиле почв характеризуется ^{90}Sr . Уже через 5 - 6 лет после выпадений в верхнем 5-сантиметровом горизонте почв лугов было депонировано 65 - 91 % радионуклида от его содержания в профиле, через 9 лет – 46 - 88 %, а через 21 год – от 85 до 32 % и менее. Максимальная интенсивность переноса отмечена для лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах. Превалирующая доля ^{90}Sr в выпадениях была депонирована в топливных частицах, что существенно модифицировало поведение радионуклида в почве и почвенно-растительном покрове территорий в течение ряда лет после периода выпадений. Через 21 год после внесения в почву ^{90}Sr в водорастворимой форме из пахотных горизонтов контрастных по физико-химическим свойствам почв было вынесено: дерново-подзолистые песчаные, супесчаные и легкосуглинистые – 50 - 80 % радионуклида; серые лесные средне- и тяжелосуглинистые – 16 - 30 % радионуклида (без учета физического распада). Экстремально высокой миграционной подвижностью характеризуется ^{90}Sr в слабогумусированных песках – за 21 год после внесения в почву из пахотного горизонта было вынесено около 98 %.

Расчетные значения параметров вертикального переноса (коэффициент диффузии D и скорость направленного переноса V) ^{137}Cs ^{90}Sr и в профиле почвы экспериментальных площадок и значения периода полураспада верхних горизонтов почвы в различные периоды времени после выпадений выброса приведены в табл. 3 и 4.

Отмечено снижение миграционной подвижности ^{137}Cs в почвах со временем (см. рис. 2), что определяется в первую очередь существенным и быстрым снижением пула мобильных форм радионуклида (в первые годы после выпадений период полуснижения содержания мобильных форм $T_{\text{иммоб}} = 0,8 - 2,8$ года).

На топливных следах выпадений в течение 5 - 20 лет отмечено увеличение мобильности ^{90}Sr (см. рис. 2), что определяется, по меньшей мере, двумя факторами: деструкцией топливных частиц, в которых радионуклид был депонирован в период выпадений; медленным снижением во времени пула мобильных форм ^{90}Sr ($T_{\text{иммоб}} = 25 - 55$ лет).

Пределы варьирования $T_{\text{экол}}$ (5 см) ^{137}Cs для лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах легкого механического состава, на 21-м году после периода выпадений составляют 160 - 430 лет; на гидроморфных органогенных почвах – 50 - 300 лет, что существенно выше аналогичных оценок для периода 6 - 9 лет после выпадений (рис. 3).

Пределы варьирования $T_{\text{экол}}$ (5 см) ^{90}Sr для 21-го года после аварии составляют для минеральных почв легкого механического состава 11 - 20 лет, а для гидроморфных органогенных почв – 8 - 30 лет (см. рис. 3).

Приведенные оценки убедительно свидетельствуют о существенном замедлении процесса вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах лугов на поздней фазе аварии. Абсолютные величины экологического периода полураспада верхнего 5-сантиметрового горизонта почвы более чем на порядок величины превышает величину физического периода полураспада радионуклида (30,17 лет), т.е. на поздней фазе аварии изменение мощности экспозиционной дозы излучения, формируемой депонированным в почве ^{137}Cs , определяется только скоростью физического распада радионуклида. Это, безусловно, должно учитываться при подготовке прогнозных оценок, в том числе перспективных оценок дозовых нагрузок на гипотетическое население в случае его реэвакуации на отчужденные территории.

Физико-химические формы выпадений вкупе с почвенными условиями определяют принципиально иную динамику миграции ^{90}Sr в почвах и включения радионуклида в биогеохимические цепи миграции на следах топливных выпадений ЧАЭС по сравнению с глобальными выпадениями и выпадениями других крупных радиационных аварий (например, на Восточно-Уральском радиоактивном следе).

Таблица 3. Динамика изменения параметров вертикального переноса ^{137}Cs в профиле почвы экспериментальных площадок и значения периода полуочищения верхних горизонтов почвы

Площадка	Время после выпадений, лет	Параметры переноса		Экологический период полуочищения верхнего слоя почвы		Эффективный период полуочищения верхнего слоя почвы	
		D, см ² ·год ⁻¹	V, см·год ⁻¹	T _{экол} (5 см)	T _{экол} (10 см)	T _{эф} (5 см)	T _{эф} (5 см)
П 1. Естественный луг. Почва дерново-подзолистая песчаная. Дернина рыхлая, слабо выраженной. Плотность загрязнения: ^{137}Cs 39 ± 2 МБк · м ⁻² ; ^{90}Sr 16 ± 4 МБк · м ⁻² ; 4 км западнее ЧАЭС*	2,33	0,22 ± 0,03	0,06 ± 0,01				
	4,58	0,11 ± 0,02	0,09 ± 0,01	59 ± 16**	190 ± 90*	19,0 ± 1,0*	23,9 ± 2,0*
	5,17	0,24 ± 0,04	0,02 ± 0,01				
	6,17	0,17 ± 0,02	0,02 ± 0,01				
	7,17	0,20 ± 0,03	<0,001	148 ± 20	880 ± 40	25,1 ± 1,0	29,2 ± 0,2
	9,17	0,19 ± 0,04	<0,001				
	9,4	0,20 ± 0,04	<0,001				
	6,25	0,44 ± 0,10	<0,001	65 ± 15	395 ± 70	20,6 ± 0,1	28,1 ± 0,1
	7,17	0,46 ± 0,09	<0,001				
	9,17	0,21 ± 0,06	0,012 ± 0,006	126 ± 15	680 ± 130	24,3 ± 0,5	28,9 ± 0,2
П 2. Естественный сильно увлажненный луг. Почва торфянистая. Дернина плотная. Плотность загрязнения: ^{137}Cs 79 ± 3 МБк · м ⁻² ; ^{90}Sr 57 ± 12 МБк · м ⁻² ; 4 км западнее ЧАЭС	9,4	0,24 ± 0,06	<0,001				
	21,4	0,09 ± 0,02	<0,001	300 ± 50	1700 ± 200	26,1 ± 1,1	29,7 ± 1,1
	2,17	0,19 ± 0,03	0,23 ± 0,04				
	5,5	0,08 ± 0,01	0,08 ± 0,02	45 ± 9	90 ± 20	17,5 ± 1,7	22,0 ± 1,4
	6,25	0,07 ± 0,01	0,13 ± 0,02				
	7,17	0,05 ± 0,01	0,09 ± 0,02				
	9,17	0,09 ± 0,01	0,03 ± 0,03	140 ± 25	330 ± 70	25,1 ± 1,7	27,7 ± 1,9
	21,3	0,07 ± 0,01	0,02 ± 0,002	330 ± 60	1280 ± 200	26,3 ± 1,2	28,4 ± 1,2
	1,42	0,31 ± 0,04	0,14 ± 0,04	46 ± 13	96 ± 25	17,9 ± 2,0	22,7 ± 2,0
	4,58	0,13 ± 0,02	0,08 ± 0,02				
П 4. Луг, формирующийся на дерново-подзолистой супесчаной почве, пахотной перед аварией. Плотность загрязнения: ^{137}Cs 3,0 ± 0,2 МБк · м ⁻² ; ^{90}Sr 2,9 ± 0,2 МБк · м ⁻² ; 6 км южнее ЧАЭС	6,25	0,15 ± 0,03	0,003 ± 0,001				
	7,17	0,23 ± 0,03	<0,001	175 ± 20	720 ± 30	25,0 ± 0,8	29,0 ± 0,1
	8,25	0,13 ± 0,03	<0,001				
	9,17	0,13 ± 0,02	<0,001				
	21,3	0,16 ± 0,03	<0,001				
	1200 ± 200					26,3 ± 0,4	29,4 ± 0,1

Площадка	Время после выпадений, лет	Параметры переноса		Экологический период полуочистки верхнего слоя почвы			Эффективный период полуочистки верхнего слоя почвы	
		D, см ² ·год ⁻¹	V, см·год ⁻¹	T _{экол} (5 см)	T _{экол} (10 см)	T _{эф} (5 см)	T _{эф} (5 см)	
П 5. Луг, формирующийся на дерново-подзолистой глееватой почве, пахотной перед аварией. Плотность загрязнения: ¹³⁷ Cs 3,2±0,1 МБк·м ⁻² ; ⁹⁰ Sr 2,0 ± 0,1 МБк·м ⁻² ; 4 км севернее ЧАЭС. В настоящее время – березовое редколесье	1,42	0,17 ± 0,03	0,09 ± 0,02	51 ± 2	110 ± 25	18,9 ± 0,2	23,5 ± 0,3	
	4,58	0,13 ± 0,02	0,10 ± 0,02					
	6,25	0,11 ± 0,01	0,10 ± 0,03					
	7,17	0,19 ± 0,02	<0,001					
	9,17	0,19 ± 0,03	<0,001					
	21,3	0,21 ± 0,03	<0,001					
П 6. Луг, формирующийся на дерново-подзолистой оглеенной почве, пахотной перед аварией. Дернина рыхлая. Плотность загрязнения ³⁷ Cs 3,9 ± 0,2 МБк·м ⁻² ; ⁹⁰ Sr 2,4 ± 0,1 МБк·м ⁻² ; 4 км севернее ЧАЭС. В настоящее время – березовое редколесье	1,42	0,19 ± 0,03	<0,001	160 ± 30	950 ± 100	25,3 ± 0,7	29,3 ± 0,7	
	4,58	0,14 ± 0,02	0,06 ± 0,02					
	6,25	0,05 ± 0,01	0,18 ± 0,4					
	7,17	0,28 ± 0,04	0,07 ± 0,02					
	8,25	0,11 ± 0,01	<0,001					
	9,17	0,11 ± 0,02	<0,001					
21,3	0,23 ± 0,04	<0,001						
П 7. Естественный луг сильного увлажнения. Почва дерновая оглеенная. Дернина плотная. Плотность загрязнения: ¹³⁷ Cs 1,4 ± 0,3 МБк·м ⁻² ; ⁹⁰ Sr 0,8 ± 0,2 МБк·м ⁻² ; 8 км северо-восточнее ЧАЭС В настоящее время сильно закустарен	1,42	0,34 ± 0,07	<0,001	79 ± 6	470 ± 50	21,8 ± 0,4	28,3 ± 0,4	
	4,42	0,30 ± 0,07	<0,001					
	6,25	0,41 ± 0,10	<0,001					
	7,17	0,44 ± 0,10	<0,001					
	8,25	0,33 ± 0,05	0,01 ± 0,002					
	9,17	0,13 ± 0,03	<0,001					
9,4	0,15 ± 0,03	<0,001						
П 8. Луг, формирующийся на дерново-подзолистой супесчаной почве, пахотной перед аварией. Дернина рыхлая, слабо выраженной. Плотность загрязнения: ¹³⁷ Cs 4,4 ± 0,2 МБк·м ⁻² ; ⁹⁰ Sr 2,8 ± 1,0 МБк·м ⁻² ; 12 км западнее ЧАЭС	1,25	0,23 ± 0,04	0,024 ± 0,007	81 ± 17	230 ± 80	21,2 ± 1,8	25,4 ± 1,7	
	4,58	0,14 ± 0,01	0,05 ± 0,01					
	5,5	0,07 ± 0,01	0,046 ± 0,015					
	6,25	0,09 ± 0,02	0,9 ± 0,02					
	7,17	0,12 ± 0,02	<0,001					
	9,17	0,14 ± 0,01	0,001					
21,3	0,07 ± 0,02	<0,001						

* Оценки плотности загрязнения приведены по состоянию на май 1986 г.

** Среднее значение для соответствующего периода времени.

Таблица 4. Динамика изменения параметров вертикального переноса ^{90}Sr в профиле почвы экспериментальных площадок и значения периода полураспада верхних горизонтов почвы

Площадка	Время после выпадений, лет	Параметры переноса		Экологический период полуочистения верхнего слоя почвы		Эффективный период полуочистения верхнего слоя почвы	
		$D, \text{см}^2 \cdot \text{год}^{-1}$	$V, \text{см} \cdot \text{год}^{-1}$	$T_{\text{экол}} (5 \text{ см})$	$T_{\text{экол}} (10 \text{ см})$	$T_{\text{эф}} (5 \text{ см})$	$T_{\text{эф}} (5 \text{ см})$
П 1	5,25	$0,31 \pm 0,07$	$<0,001$	$92 \pm 22^*$	470 ± 110	$21,5 \pm 0,2$	$26,5 \pm 0,2$
	9,40	$2,67 \pm 0,41$	$<0,001$	$11,2 \pm 3,1$	68 ± 23	$8,0 \pm 0,2$	$19,9 \pm 0,4$
	10,4	$1,9 \pm 0,20$	$<0,001$	$15,6 \pm 3,0$	95 ± 25	$10,0 \pm 0,6$	$21,7 \pm 2,3$
П 2	9,40	$0,30 \pm 0,05$	$<0,001$	99 ± 24	590 ± 120	$21,9 \pm 0,9$	$26,8 \pm 1,5$
	21,3	$0,98 \pm 0,11$	$<0,001$	$30,5 \pm 4,5$	182 ± 24	$14,6 \pm 0,8$	$24,4 \pm 1,3$
П 3	21,3	$0,04 \pm 0,02$	$0,004 \pm 0,002$	540 ± 210	2500 ± 1100	$28,3 \pm 1,7$	$29,8 \pm 1,4$
	4,58	$0,59 \pm 0,14$	$0,59 \pm 0,15$	$8,6 \pm 1,9$	$17,3 \pm 2,1$	$6,6 \pm 0,4$	$10,7 \pm 0,7$
	9,17	$1,06 \pm 0,22$	$0,002 \pm 0,001$	$27,5 \pm 4,2$	140 ± 20	$13,9 \pm 0,8$	$23,4 \pm 1,2$
П 4	21,3	$0,42 \pm 0,11$	$<0,001$	71 ± 14	440 ± 120	$20,1 \pm 0,3$	$26,4 \pm 0,3$
	4,58	$2,14 \pm 0,25$	$<0,001$	$13,8 \pm 1,9$	78 ± 23	$9,3 \pm 0,2$	$20,7 \pm 0,5$
	9,17	$0,67 \pm 0,14$	$0,002 \pm 0,001$	$42,5 \pm 5,3$	200 ± 45	$16,9 \pm 0,3$	$24,6 \pm 0,3$
П 5	21,3	$2,26 \pm 0,27$	$<0,001$	$13,6 \pm 2,0$	83 ± 17	$9,1 \pm 0,3$	$20,8 \pm 0,4$
	21,3	$3,52 \pm 0,90$	$<0,001$	$11,2 \pm 1,4$	68 ± 18	$7,6 \pm 0,7$	$18,7 \pm 0,9$
П 6	9,4	$0,96 \pm 0,21$	$<0,001$	31 ± 4	190 ± 30	$14,7 \pm 0,8$	$24,5 \pm 1,1$
	6,25	$0,29 \pm 0,05$	$<0,001$	100 ± 20	500 ± 130	$22,0 \pm 1,7$	$26,6 \pm 1,9$
П 7	9,17	$0,35 \pm 0,06$	$0,003 \pm 0,001$	76 ± 15	330 ± 40	$20,5 \pm 1,4$	$25,9 \pm 1,6$
	21,3	$1,68 \pm 0,21$	$<0,001$	$18,1 \pm 2,5$	110 ± 20	$11,0 \pm 0,7$	$22,3 \pm 0,8$

* Среднее значение для соответствующего периода времени.

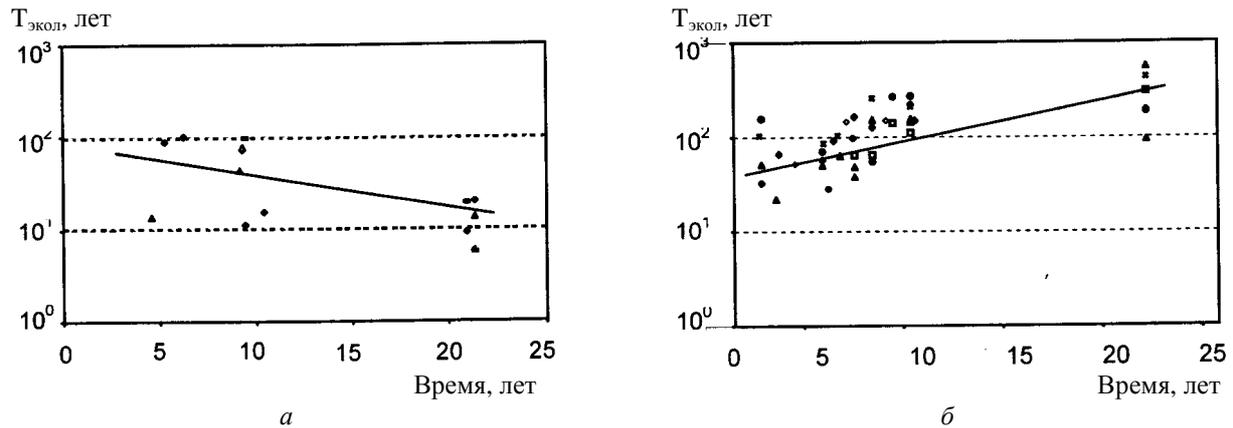


Рис. 3. Динамика значений $T_{\text{экол}}$ (5 см) ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) в почвах зоны отчуждения ЧАЭС.

Выводы

1. На основе результатов многолетних исследований оценена динамика вертикальной миграции радионуклидов в почвах лугов зоны отчуждения ЧАЭС. Рассчитаны параметры переноса ^{137}Cs и ^{90}Sr , оценены значения экологического и эффективного периодов получищения верхних горизонтов почвы от указанных радионуклидов.

2. Миграционная подвижность радионуклидов в почвах лугов зоны отчуждения снижается в ряду: $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} \geq ^{241}\text{Am} \approx ^{239,240}\text{Pu}$.

3. Показано существенное замедление процесса вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах лугов на поздней фазе аварии. Средние оценки $T_{\text{экол}}$ ^{137}Cs для лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах легкого механического состава, на 21 году после периода выпадений составляют 180 - 320 лет; для лугов, сформированных на гидроморфных органогенных почвах – 90 - 110 лет, что существенно выше аналогичных оценок для периода 6 - 9 лет после выпадений.

4. Абсолютные величины $T_{\text{экол}}$ ^{137}Cs в 3 - 7 раз превышают величину физического распада радионуклида, т.е. на поздней фазе аварии изменение мощности экспозиционной дозы излучения, формируемой депонированным в почве ^{137}Cs ,

определяется только скоростью физического распада радионуклида. Это, безусловно, должно учитываться при подготовке прогнозных оценок, в том числе перспективных оценок дозовых нагрузок на гипотетическое население в случае его реэвакуации на отчужденные территории.

5. Для большинства лугов, сформированных на автоморфных минеральных почвах легкого механического состава, интенсивность переноса ^{137}Cs в пределах ошибки значимо не различается, что свидетельствует о нивелировании роли физико-химических свойств почв на интенсивность вертикальной миграции радионуклида на поздней фазе аварии.

6. Положение участка территории в ландшафте и, соответственно, водный режим почвы может оказывать большее влияние на интенсивность вертикального переноса радионуклидов, чем физико-химические характеристики почв.

7. Физико-химические формы выпадений вкпе с почвенными условиями определяют принципиально иную динамику миграции ^{90}Sr в почвах и включения радионуклида в биогеохимические цепи миграции на следах топливных выпадений ЧАЭС по сравнению с аналогичными характеристиками ^{137}Cs выпадений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Kashparov V.A.* Hot particles at Chernobyl // *Environmental Science and Pollution Research*. - 2003. - Vol. 1. - P. 21 - 30.
2. *Ivanov Yu.A., Kashparov V.A.* Long-term dynamics of radioecological situation in terrestrial ecosystems on the territory of exclusion zone // *Ibid.* - P. 13 - 20.
3. *Шестопалов В.М., Францевич Л.И., Балашов Л.С. та ін.* Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження / Відп. ред. Ю. О. Иванов, В. В. Долін. - К., 2001, - 251 с.
4. *Иванов Ю.А., Каушаров В.А., Левчук С.Е. и др.* Вертикальный перенос радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах. 1. Долговременная динамика перераспределения радионуклидов в профиле почв in situ // *Радиохимия*. 1996. - Т. 38, вып. 3. - С. 264 - 271.
5. *Иванов Ю.А.* Анализ факторов, определяющих долговременную динамику миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове // *Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения*. - 2009. - № 9. - С. 23 - 39.
6. *Бондаренко О.О., Вишневецкий Д.О., Годун Б.О. та ін.* // *Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відсе-*

- лення. № 31. - К.: Чернобыльинтеринформ, 2008. - С. 3 - 22.
7. Бондарь П.Ф., Лоцилов Н.А., Дутов А.И. и др. Общие закономерности загрязнения продукции растениеводства на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. тр. / Под ред. Н. А. Лоцилова. - К., 1991. - С. 88 - 105.
 8. Ivanov Yu. Migration of fuel particles of ChNPP fallout and leached radionuclides in soils and soil-to-plant system // Radioactive Particles in the Environment / Eds. D. H. Oughton, V. Kashparov. - Springer Science + Business Media B.V., 2009. - P. 123 - 137.
 9. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р. М. Алексахина. - М.: Энергоиздат, 1981. - 98 с.
 10. Левчук С.Е., Лоцилов Н.А., Кашпаров В.А. и др. Пакет прикладных программ по прогнозированию вертикальной миграции радионуклидов // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. тр. / Под ред. Н. А. Лоцилова. - К., 1993. - Вып. 3. - С. 3 - 7.
 11. Бондарьков М.Д., Желтоножская М.В., Гацак С.П. и др. Вертикальная миграция радионуклидов на исследовательских полигонах Чернобыльской зоны // Проблемы безопасности атомных электростанций в Чернобыля. - 2006. - Вып. 6. - С. 155 - 163.

Ю. О. Иванов, С. Е. Левчук, С. І. Кіреєв, М. Д. Бондарьков, Ю. В. Хомути́нін

РУХЛИВІСТЬ РАДІОНУКЛІДІВ ВИКИДУ ЧАЕС У ҐРУНТАХ ВІДЧУЖЕНИХ ТЕРИТОРІЙ

Проаналізовано та узагальнено деякі результати вивчення багаторічної динаміки міграційної рухливості радіонуклідів викиду ЧАЕС у ґрунтах відчужених територій. Оцінено роль фізико-хімічних характеристик випадін, ландшафтно-геохімічних умов території. Показано принципово іншу динаміку міграції ^{90}Sr в ґрунтах на слідах паливних випадін ЧАЕС у порівнянні з такою ^{137}Cs .

Ключові слова: зона відчуження ЧАЕС, вертикальне перенесення радіонуклідів, багаторічна динаміка, фізико-хімічні форми випадін, періоди напівочищення ґрунту,

Yu. O. Ivanov, S. E. Levchuk, S. I. Kireev, M. D. Bondarkov, Yu.V. Khomutinin

MOBILITY OF ChNPP RELEASE RADIONUCLIDES IN SOILS OF ABANDONED AREAS

Some results on long-term dynamics of migration movability of ChNPP release radionuclides in soils of abandoned areas have been analyzed and summarized. Role of physical-chemical forms of fallout as well as landscape-geochemical characteristics of the territory has been estimated. Dynamics of ^{90}Sr migration in soils of fuel tracks of ChNPP fallout is in the main difference in comparison with ^{137}Cs .

Keywords: ChNPP Exclusion zone, radionuclide vertical transfer, long-term dynamics, physical-chemical forms of fallout, half-time of soil cleaning.

Поступила в редакцію 07.07.11,
после доработки - 20.11.11.