

УДК 546.36:631.438.2(470.55)

## МИГРАЦИЯ $^{137}\text{Cs}$ В ПОЧВАХ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

© 2021 г. В. Г. Граковский<sup>1</sup>, А. С. Фрид<sup>1</sup>, \*<sup>1</sup>Федеральный исследовательский центр “Почвенный институт им. В. В. Докучаева”  
119017 Москва, Пыжевский пер. 7, стр. 2, Россия

\*E-mail: asfrid@mail.ru

Поступила в редакцию 30.05.2021 г.

После доработки 15.06.2021 г.

Принята к публикации 10.08.2021 г.

Профильные распределения содержания  $^{137}\text{Cs}$  для 6-ти различных почв Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) и сроков миграции 10–25 лет после загрязнения адекватно описываются динамическими моделями диффузии, конвективной диффузии и диффузии с необратимой сорбцией. Оценки диффузионного параметра модели диффузии составили  $(0.4–3.8) \times 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$ , а модели диффузии с необратимой сорбцией (фиксацией) –  $(2.8–11) \times 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$ . Время фиксации 99% радиоцезия почвами при сроке миграции 20 лет оценено в 35–58 лет. Сильно отличается в большую сторону от других почв скорость миграции в лугово-болотной осолоделой почве (площадка 5), что скорее всего связано с повышенной влажностью почвы. Эта же почва – единственная, где наблюдали заметный конвективный перенос вглубь почвы. Внесение на поверхность серой лесной среднесуглинистой почвы (площадка 2) хлористого калия  $5 \text{ кг}/\text{м}^2$  увеличивало диффузионный параметр в 3 раза за период 12 лет по сравнению с контролем (без КС1). Диффузионный параметр для 3-х почв не изменялся со временем миграции, а для 3-х других почв увеличивался. Это свидетельствовало о необходимости дальнейшего уточнения моделей. Интерпретация необменной формы  $^{137}\text{Cs}$  оказалась различной в зависимости от использованной модели миграции. Обычная диффузионная модель требует, чтобы эта форма обменивалась с обменной формой и почвенным раствором, участвовала в миграции. А по диффузионной модели с кинетикой необменной сорбции эта же форма вполне может быть фиксированной и не участвовать в миграции.

**Ключевые слова:**  $^{137}\text{Cs}$ , миграция вглубь почв, почвы ВУРС, параметры динамических моделей миграции, различные интерпретации необменной формы  $^{137}\text{Cs}$ .

DOI: 10.31857/S0002188121110065

### ВВЕДЕНИЕ

Описание миграции долгоживущих осколков деления в почвах математическими моделями стало активно развиваться после испытаний ядерного оружия с глобальным загрязнением почвенного покрова. Это направление научных работ стимулировали также техногенные аварии на ядерных объектах с большими ареалами загрязнения территорий. Основным интерес с точки зрения радиационной опасности представляют  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  с периодами полураспада  $\approx 30$  лет [1–16].

Исследования миграции  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  проводили в лабораторных опытах по диффузии [1, 2], лизиметрических опытах [12] и полевых наблюдениях [3–7].

Для описания миграции элементов используют динамические математические модели, в основном – модели диффузии и конвективной

диффузии (в том числе двухкомпонентные [8]). В полевых многолетних условиях при адекватности этих моделей параметры их отражают влияние и многих других процессов, кроме собственно диффузии и переноса с водой: сорбции и десорбции, переноса радионуклида на мелких почвенных частицах, переноса корневыми системами растений, почвенными животными и т.п. [9].

Распространены представления о связи скорости миграции с величиной и прочностью сорбции, с соотношением более “подвижных” и менее “подвижных” форм радионуклидов в почвах [7, 10]. Однако получение прямых (не корреляционных) доказательств этой гипотезы, особенно для полевых условий, затруднительно.

Еще один важный вопрос (особенно для миграции в почвах  $^{137}\text{Cs}$ ), который практически не обсуждается в литературе – как долго продолжится или может продолжаться вертикальная ми-

грация при наличии признаваемой многими авторами фиксации радионуклида.

Цель работы – изучить распределения  $^{137}\text{Cs}$  по глубине различных почв Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) Кыштымской аварии 1957 г., оценить параметры моделей миграции и связать их со свойствами почв и сорбционным поведением  $^{137}\text{Cs}$ .

## МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Экспериментальные исследования проводили на территории ВУРС через 10–25 лет после загрязнения. Один из авторов данной работы (Граковский В.Г.) много лет работал на опытной станции (ОНИС ПО “Маяк”) как сотрудник Почвенного института им. В. В. Докучаева. В данной работе представлены экспериментальные данные его собственных работ, которые он выполнял параллельно с плановыми работами ОНИС.

Было выделено 6 площадок (примерно по  $1000\text{ м}^2$ ) на различных ландшафтах, и на каждой площадке для каждого срока миграции из почвенных разрезов в 20 повторностях были отобраны образцы почв ненарушенного строения. Образцы почвы были разрезаны на слои по 2 см, в каждом слое определяли содержание  $^{137}\text{Cs}$ , влажность, плотность (объемный вес), некоторые физико-химические характеристики почвы.

В образцах из почвенных горизонтов в лабораторных условиях определяли содержание водорастворимого, обменного и необменного  $^{137}\text{Cs}$  (при его внесении в почвы) – как традиционные показатели оценки подвижности радионуклидов, а также коэффициенты распределения в суспензии. На базе специальных полевых опытов ОНИС с внесением больших доз радиоцезия на поверхность почв этих площадок с последующим отбором образцов также определяли содержание обменного радиоцезия при миграции в полевых условиях. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  определяли на гамма-спектрометре по методикам ОНИС.

В данную работу включили один из вариантов другой серии опытов на площадке 2, где через 3 года после загрязнения территории на поверхность почвы внесли  $5\text{ кг КСl/м}^2$ . Изучение профиля проводили еще через 9 лет (12 лет после загрязнения), одновременно в этот же срок изучали также профиль без внесения КСl.

Так как почти все профильные распределения  $^{137}\text{Cs}$  имели типичный диффузионный характер, то в основу их модельного описания были положены 2 модели, описывающие миграцию при разовом загрязнении поверхности почвы: обычной

диффузии и диффузии с учетом кинетики необратимой фиксации [11]. Наличие необменной сорбции радиоцезия и необходимость учета ее кинетики является в настоящее время одним из общепринятых подходов при моделировании миграции радиоцезия в почвах, наряду с двухкомпонентной моделью. Только для площадки 5, где намечалось образование ступеньки, использовали дополнительно еще и модель конвективной диффузии. Наличие множества повторностей на каждой площадке (почве) позволило надежно количественно охарактеризовать не только средние содержания элемента в слоях, но и пространственное варьирование профильных распределений, указать допустимые коридоры концентраций при подгонке (подборе) параметров моделей миграции, а также оценить разброс величин параметров.

Базовым допущением во всех модельных расчетах принято, что параметры моделей миграции существенно не менялись ни в зависимости от глубины почвы, ни времени миграции. Это допущение связано с тем, что при многолетнем рассмотрении реальные процессы миграции при периодической смене времен года (температура и влажность почвы, цикличность роста растений и т.п.) происходит усреднение многих даже разнонаправленных отдельных процессов. Насколько оправдалось это допущение, обсуждается ниже.

Напомним, что найденные величины (оценки) параметров моделей миграции являются “кажущимися” постольку, поскольку характеризуют лишь адекватность моделей экспериментальным данным. Физический смысл им придает сопоставление с независимой от данного эксперимента информацией. В дальнейшем тексте определенные “кажущийся” мы опускаем.

Процедура подбора оценок параметров моделей миграции была следующей. Для экспериментально найденных средних концентраций  $^{137}\text{Cs}$  (в долях от общего содержания) в отдельных слоях почвы рассчитывали интервал величин ( $\pm 1$  или  $\pm 0.5$  среднеквадратичного отклонения), обусловленный точностью измерения и пространственным варьированием. Если величина параметра модели или сочетания параметров позволяли получить расчетные концентрации, укладывающиеся в этот коридор, то это являлось первым критерием адекватности величин параметров и самих моделей. Естественными дополнительными критериями были: 1 – диффузионный параметр  $L_1$  модели с фиксацией не может быть больше коэффициента диффузии в растворе ( $(6-10) \times 10^{-6}\text{ см}^2/\text{с}$ ) и не может быть меньше коэффициента диффузии по

чисто диффузионной модели ( $D$ ) в этих же условиях,  $2$  – диффузионный параметр в конвективно-диффузионной модели ( $D_k$ ) не должен превышать величину  $D$ .

Сопоставимость параметров миграции для 2-х и более сроков позволяет с большей надежностью судить об адекватности моделей миграции и их параметров, чем по одному сроку измерения, что было еще одним критерием адекватности.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В таблицах представлены измеренные свойства почв, показаны коэффициенты вариации плотности почв и содержаний  $^{137}\text{Cs}$  в пределах площадок, содержания форм  $^{137}\text{Cs}$ ; на рисунках – плотности почв и профили концентраций  $^{137}\text{Cs}$  по глубине почв при разных сроках миграции. Для обобщенной характеристики профильных распределений в таблицах рассчитаны медианные величины каждого показателя.

Для каждой площадки и каждого срока оценены интерполяцией глубины, на которых находи-

лось 50 и 95% от общего содержания радиоцезия в профиле, первая величина соответствует так называемому центру тяжести. Эти оценки и оценки параметров моделей миграции представлены в таблицах.

По гранулометрическому составу верхнего горизонта почв (A1) имелись почвы среднесуглинистые (площадки 1, 2, 4), тяжелосуглинистые (площадки 3, 5) и легкосуглинистая (площадка 6). Показаны заметные различия и по содержанию гумуса. Наибольшая влажность почвы соответствовала лугово-болотной осолоделой почве (площадка 5), хотя понятно, что влажность является краткосрочной характеристикой. Наибольшее содержание обменных и водорастворимых Ca и Mg найдено в черноземно-луговой солончаковой почве (площадка 4), наименьшее – в серой лесной среднесуглинистой (площадка 2) и в темно-серой лесной осолоделой (площадка 6) почвах.

Коэффициенты вариации плотности почв (табл. 1, рис. 1), как правило, убывали с глубиной, а содержание радиоцезия – возрастало. Это свидетельствовало о не связанности этих явлений.

**Таблица 1.** Коэффициенты вариации (%) содержаний  $^{137}\text{Cs}$  (% от суммарного содержания в профиле) и плотности (Пл) почвы (кг/дм<sup>3</sup>)

Глубина, см	Номер площадки																					
	1			2					3					4			5			6		
	Пл	$^{137}\text{Cs}_{15}$	$^{137}\text{Cs}_{20}$	Пл	$^{137}\text{Cs}_{10}$	$^{137}\text{Cs}_{15}$	$^{137}\text{Cs}_{20}$	$^{137}\text{Cs}_{25}$	Пл	$^{137}\text{Cs}_{10}$	$^{137}\text{Cs}_{15}$	$^{137}\text{Cs}_{20}$	$^{137}\text{Cs}_{25}$	Пл	$^{137}\text{Cs}_{15}$	$^{137}\text{Cs}_{20}$	Пл	$^{137}\text{Cs}_{15}$	$^{137}\text{Cs}_{20}$	Пл	$^{137}\text{Cs}_{15}$	$^{137}\text{Cs}_{20}$
0–2	20	20	18	28	12	17	17	16	14	4.5	12	11	16	30	21	3.6	44	23	10	28	24	21
2–4	26	29	25	30	30	34	14	13	12	27	32	15	16	16	30	7.9	32	25	13	20	34	14
4–6	32	46	37	25	33	44	22	13	12	42	48	17	12	22	43	11	22.5	23	11	27	49	16
6–8	29	68	56	22	65	48	20	17	12.5	54	46	13	15	18	51	16	14	25	7.9	29	48	13
8–10	24	85	57	20	46	43	17	19	12.5	40	52	16	18	16	54	13	8.6	35	20	25	60	28
10–12	19	58	76	15	37	39	20	16	10.5	–	46	17	10	15	55	17	6.9	51	50	17	72	19
12–14	17	45	65	14	–	48	18	13	7.4	–	37	15	–	13	48	19	7.8	68	20	14	89	21
14–16	15	50	72	12	–	37	17	15	7.4	–	40	42	–	11	44	18	7.6	78	34	10	70	28
16–18	14	–	63	9.5	–	40	40	16	7.4	–	–	40	12	11	43	10	7.4	68	32	7.6	–	20
18–20	12	–	25	6.5	–	–	40	25	1.4	–	–	80	0	9.3	70	20	7.4	96	41	7.6	–	0
20–22	–	–	–	6.5	–	–	27	22	–	–	–	–	0	4.7	–	10	7.4	55	34	–	–	–
22–24	–	–	–	5.9	–	–	0	40	–	–	–	–	0	4.7	–	15	7.4	50	43	–	–	–
24–26	–	–	–	5.9	–	–	–	30	–	–	–	–	–	4.7	–	30	8.6	45	36	–	–	–
26–28	–	–	–	–	–	–	–	60	–	–	–	–	–	–	–	0	8.4	60	35	–	–	–
28–30	–	–	–	–	–	–	–	50	–	–	–	–	–	–	–	–	8.4	60	27	–	–	–
30–32	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0	–	–	–
32–34	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0	–	–	–
34–36	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0	–	–	–
36–38	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0	–	–	–
38–40	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	50	–	–	–
Медиана	19	48	57	14	35	43	20	17	11	40	43	17	14	13	46	14	8.4	51	24	19	55	20

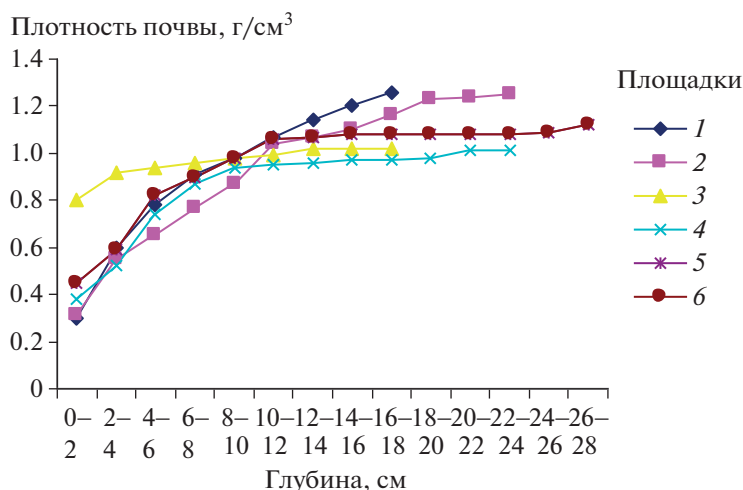


Рис. 1. Профильные распределения плотности почв 6-ти площадок.

Интересно отметить, что почти на всех площадках медианные для профиля коэффициенты вариации содержания радиоцезия уменьшались с ростом срока миграции (рис. 2).

Содержание форм  $^{137}\text{Cs}$  мало менялось в зависимости от горизонта почв (табл. 2). В то же время, содержание обменной формы убывало (а не-

обменной – увеличивалось) в ряду площадок (почв):  $4 > (3, 5) > 6 > 1 > 2$ . Содержание обменной формы в пределах глубин миграции (табл. 3) отчетливо увеличивалось с глубиной примерно в 2 раза, что свидетельствовало в пользу замедленного характера необменной сорбции (чем глубже, тем меньше времени пребывания нуклида в дан-

Таблица 2. Формы  $^{137}\text{Cs}$  и коэффициент распределения ( $Kd$ ) в водной суспензии (1 : 10) для горизонтов почв площадок (лабораторные опыты)

Номер площадки	Почвенный горизонт	Глубина, см	Водорастворимый	Обменный	Необменный	$Kd$ , мл/г
			% от валового			
1	A1	1–20	0.2	7.3	92.5	2900
	B	20–40	0.2	7.5	92.3	2770
	BC	40–56	0.2	5.8	94.0	2000
2	A1	2–23	0.2	6.4	93.4	2800
	B	23–50	0.2	6.9	92.9	2000
	BC	50–65	0.2	4.5	95.3	2300
3	A1	1–37	0.3	16.7	83.0	2500
	AB	37–53	0.2	17.1	82.7	2900
	B	53–83	0.2	16.7	83.1	2800
4	A1	1–35	0.8	20.4	78.8	2220
	A2	35–50	0.6	13.8	85.6	850
	B	50–85	0.7	16.1	83.2	1820
5	A1	1–30	0.5	16.7	82.8	2500
	A2	30–42	0.6	17.2	82.2	2000
	B	42–56	0.4	14.3	85.3	2520
6	A1	3–24	0.6	10.1	89.3	2000
	A2	24–39	0.3	10.8	88.9	1400
	BC1	39–80	0.3	11.2	88.5	2460

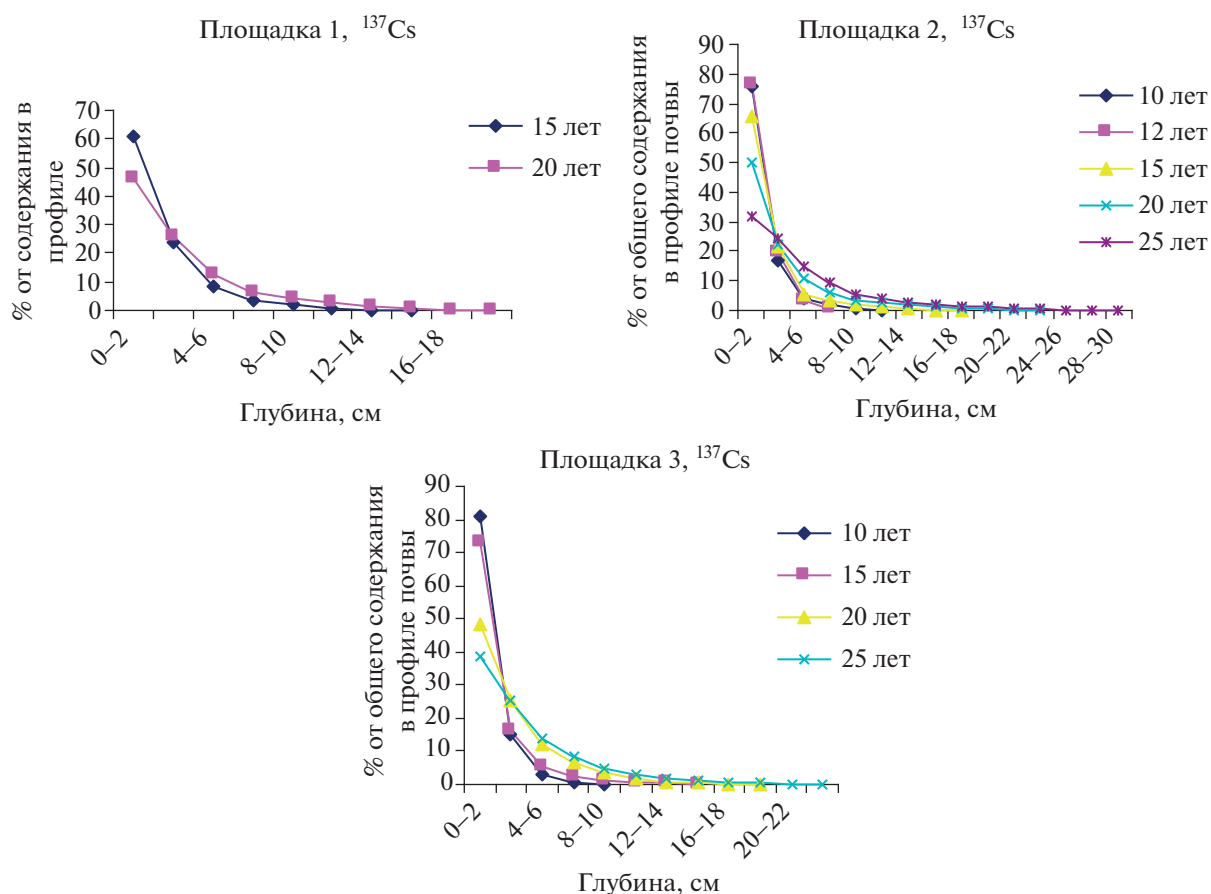


Рис. 2. Средние (из 20-ти повторностей) содержания  $^{137}\text{Cs}$  по глубине почв 6-ти площадок.

Таблица 3. Содержание обменного  $^{137}\text{Cs}$  на глубину миграции, % от валового (отдельный полевой опыт)

Глубина, см	Площадки					
	1	2	3	4	5	6
0–2	3.1	3.1	7.5	8.3	10.5	3.4
2–4	3.9	3.8	8.1	9.4	10.6	3.8
4–6	4.7	3.8	9	10.7	11.2	4.5
6–8	5.6	4	10.4	11.8	12	5
8–10	6	4.3	11.7	12.6	12.6	5.6
10–12	6.8	5	12.6	13.2	13.1	6.5
12–14	7	5.2	13	13.7	13.5	
14–16		5.6	13.4	14.5	14	
16–18		6.0		15.7	14.6	
18–20				16.6	14.8	
20–22					15.5	
22–24					16.1	
24–26					16.4	
26–28					16.7	
28–30					16.7	
Медиана	5.6	4.3	11.1	12.9	14	4.75

ном слое почвы). Если сравнить медианные величины в этом случае, то получаем ряд площадок:  $5 > 4 > 3 > 1 > (2, 6)$ . Таким образом, по величине доли обменного  $^{137}\text{Cs}$  выявили 2 группы площадок:  $(3, 4, 5) > (1, 2, 6)$ .

Сравнили площадки по скорости миграции  $^{137}\text{Cs}$ , исходя непосредственно из измеренных содержаний (табл. 4, 5). Для этого оценили глубины, ниже которых прошла половина (50%) мигрирующего вещества, 95% и максимальные измеренные глубины (100%). Найдено, что на всех площадках (почвах) глубина миграции увеличивалась со временем вплоть до предельных сроков измерения (20–25 лет), т.е. остановки миграции не зафиксировано. Наибольшее продвижение отмечено для площадки 5, наименьшее – для площадок 1, 3, 6. За исключением площадки 3, это согласовалось с группировкой площадок по обменному  $^{137}\text{Cs}$ , показанной выше.

Рассмотрим полученные величины параметров моделей миграции (табл. 6–9). Если сравнивать диффузионный параметр диффузионной модели ( $D$ ) для всех площадок (почв) и общих для

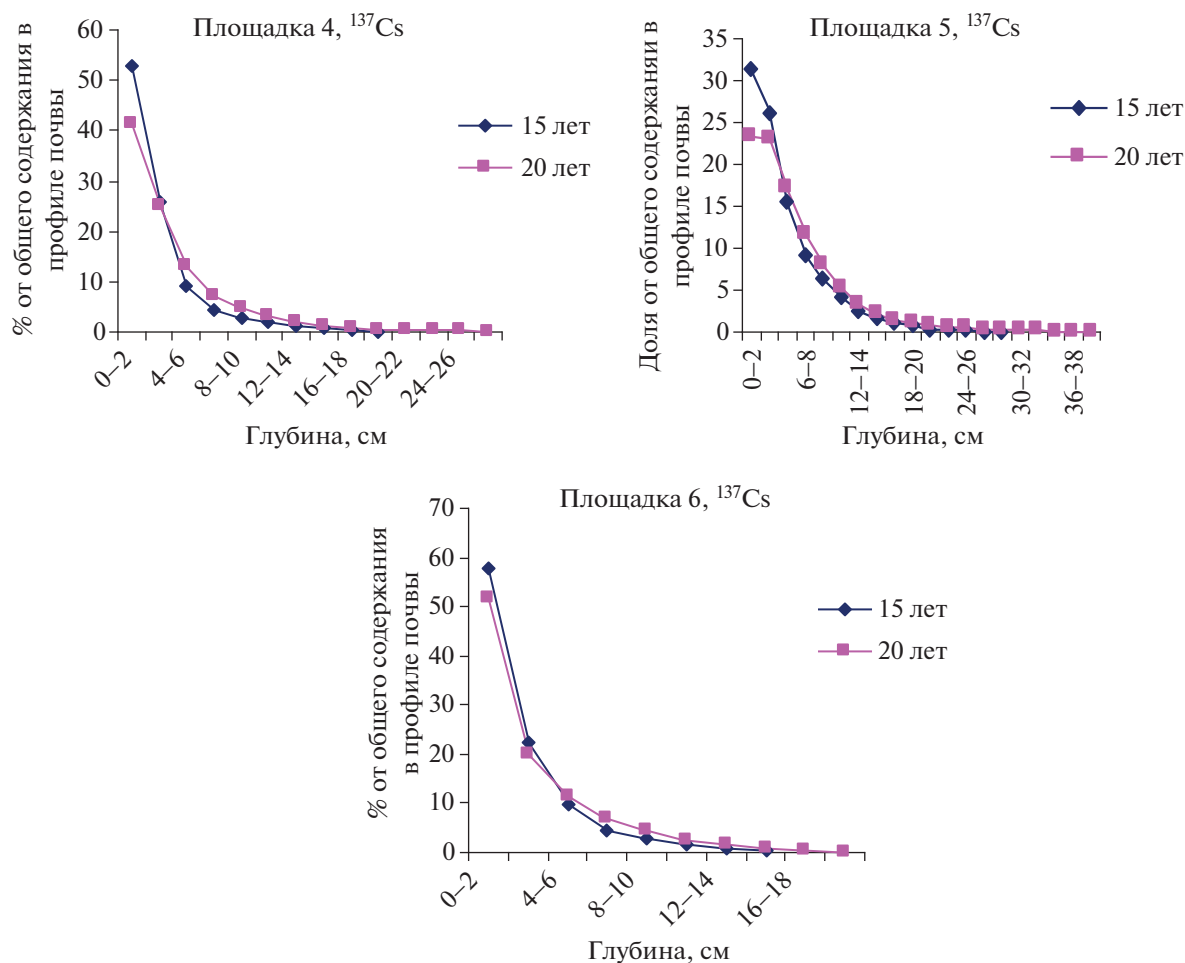


Рис. 2. Окончание.

них сроков миграции 15–20 лет, то получаем ряд  $5 > 4 \geq (1, 2, 3, 6)$ . Другими словами, заметно быстрее миграция проходила в лугово-болотной осолоделой почве, а для остальных почв различия были незначительными. В целом это согласовалось с порядком почв по глубинам миграции. Для 5-й площадки адекватна и конвективно-диффузионная модель, показавшая вероятность и конвективного переноса вниз, что тоже свидетель-

ствует о большей миграционной подвижности радиоцезия в этой почве.

Хлористый калий вносили на поверхность почвы (площадка 2), зная о большой его десорбирующей способности по отношению к радиоцезию в почвах. Предполагали, что это увеличит миграционную способность последнего. В самом деле, параметр *D* увеличился в 3 раза (табл. 9).

Таблица 4. Экспериментальная оценка глубины миграции различных долей <sup>137</sup>Cs в почвах площадок 1, 4, 5, 6 (см)

Номер площадки	15 лет			20 лет			Размах варьирования		
	50%	95%	100%	50%	95%	100%	50%	95%	100%
1	1.6	7.1	16	2.3	9.95	20	1.6–2.3	7.1–9.95	16–20
4	1.9	9.8	20	2.7	12.3	28	1.9–2.7	9.8–12.3	20–28
5	3.4	13.7	30	4.4	17.1	40	3.4–4.4	13.7–17.1	30–40
6	≈1.7	8.45	16	≈1.9	10.5	20	1.7–1.9	8.45–10.5	16–20

**Таблица 5.** Экспериментальная оценка глубины миграции разных долей  $^{137}\text{Cs}$  в почвах площадок 2 и 3 (см)

Время миграции	Площадка 2			Площадка 3		
	50%	95%	100%	50%	95%	100%
10 лет	≈1.3	4.95	12	≈1.2	≈3.9	10
12 лет	≈1.3	3.9	8	—	—	—
12 лет – КС1	2	7.9	12	—	—	—
15 лет	≈1.5	7.4	18	≈1.4	6	16
20 лет	2	11.4	24	2.1	9.3	20
25 лет	3.5	15.4	30	2.9	12.4	24
Размах	1.3–3.5	3.9–15.4	8–30	1.2–2.9	3.9–12.4	10–24

**Таблица 6.** Параметры моделей миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почвах площадок 1, 4, 6 для сроков миграции 15 и 20 лет

Площадка	15 лет			20 лет (15 и 20 лет вместе для площадки 1)		
	модель диффузии	модель диффузии с фиксацией		модель диффузии	модель диффузии с фиксацией	
	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$
1	0.55–0.75	≥3	≥(4.1–12) (ф)	0.75–0.87	≥3	≥4 (ф)
		1	0.7–4		2.9	3.5–4.8
		0.8	≤		2.5	2.8–3.8
		0.7	≤1		2	2.1–3
					1	0.2–1.0
			0.9	≤0.7		
4	0.85–1.2	≥5	≥(5–10) (ф)	1.4–1.5	≥8	≥(4.5–8) (ф)
		4	4–7		6	3.5–6
		2	1.5–4		4	2–3.6
		1	≤1		3.5	2–3
					2	0.5–1.5
6	0.7–0.9	≥4	≥(5–10) (ф)	≈0.95	≥4	≥3.5–6 (ф)
		3	4–8		3.5	3.1–5
		2	1.8–5		3	2.7–4
		1	≤2		2	1.4–3

Примечание. (ф) – при данных величинах параметров и данном времени радиоцезий фиксируется практически полностью. То же в таблицах 7–9.

**Таблица 7.** Параметры моделей миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве площадки 5 для сроков миграции 15 и 20 лет

15 лет					20 лет				
модель диффузии	модель конвективной диффузии		модель диффузии с фиксацией		модель диффузии	модель конвективной диффузии		модель диффузии с фиксацией	
$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$D_k \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$V \times 10^9, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$D_k \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$V \times 10^9, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$
2.4–3.9	3 2.5*	–2...+2 –0.2...+2*	≥20	≥(6.5–12) (ф)	3–4.5	4.4 4 3* 2.5*	–4...+0.3 –3...+0.8 –0.4...+2.5* 2*	≥15	≥(3–4.5) (ф)
			10	3–5.8				11	2–3
			5	0.8–2.5				5	0.2–1.0
			4	0.2–2				4	≤0.8

\*Сочетания параметров  $D_k$  и  $V$ , которые лучше соответствуют качественной картине профиля концентрации радиоцезия (рис. 2д).

**Таблица 8.** Параметры моделей миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве площадки 3 для различных сроков миграции

10 лет			15 лет			20 лет			25 лет		
$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$
0.27–0.46	$\geq 5$ 1 0.5	$\geq (25-45)(\text{ф})$ 4–10 $\leq 4$	0.35–0.45	$\geq 5$ 1 0.5	$\geq (15-30)(\text{ф})$ 2.5–7 0.2–2.7	0.8–1.0	$\geq 5$ 2.75 2 1	$\geq (4-7)(\text{ф})$ 2–4.5 1–3 $\leq 0.9$	1.1–1.6	$\geq 10$ 5 3 2	$\geq (4.5-9)(\text{ф})$ 2–4.5 1–2.5 0.3–1.5

**Таблица 9.** Параметры моделей миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве площадки 2 для различных сроков миграции

10 лет			12 лет			12 лет (KCl)		
$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$	$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$
0.35–0.6	$\geq 2$ 1 0.8 0.6	$\geq (7-15)(\text{ф})$ 3–6 1.5–5.5 $\leq 3$	0.3–0.5	$\geq 2$ 1 0.6 0.5	$\geq (7-15)(\text{ф})$ 3–4 1–3 $\leq 2$	1–1.5	$\geq 5$ 3 2	$\geq 7$ 4.5–5 1.5–3
15 лет			20 лет			25 лет		
0.4–0.6	$\geq 3$ 2 1 0.8 0.6	$\geq (5.5-12)(\text{ф}) \approx 1$ 3.5–8 1.5–4 0.8–3 $\leq 1.5$		$\geq 4$ 3.8 3 2 1	$\geq (3-6)(\text{ф})$ 3–5 2.5–4.5 1.5–3 $\leq 0.01$	1.7–2.5	$\geq 10$ 5 3	$\geq (2.7-6)(\text{ф})$ 1.4–3 0.2–1.5

К сожалению, измерения были проведены только для одного срока миграции (12 лет).

Проследим изменение параметра  $D$  со временем. Для 1-й, 5-й и 6-й площадок от 15 до 20 лет параметр был постоянным, для остальных площадок отмечен его рост со временем: на площадке 4 – от 15 к 20 годам, на площадках 2 и 3 – от 15 к 20 и 25 годам. Напомним, что изменение диффузионного параметра со временем свидетельствует либо о недостаточной адекватности соответствующей модели, либо о неоправданности некоторых ее предпосылок, описанных выше.

Рассмотрим теперь результаты при использовании модели диффузии с кинетикой необменной сорбции. Так как адекватные по вышеуказанным критериям оценки параметров составляют целую полосу возможных величин, то для сравнения площадок (почв) использовали в первую очередь пороговые величины сочетаний параметров, разделяющие полную и неполную фиксацию диффундирующего вещества за конкретные сро-

ки миграции. Для сроков миграции 10–20 лет пороговые величины диффузионного параметра ( $L_1$ ) составили для всех площадок от  $2 \times 10^{-8}$  до  $20 \times 10^{-8} \text{см}^2/\text{с}$ , а для срока миграции 25 лет (площадки 2 и 3) –  $10 \times 10^{-8} \text{см}^2/\text{с}$ . При этом для всех площадок (почв) эти оценки были в несколько раз больше соответствующих величин  $D$  из чисто диффузионной модели. Следовательно, при учете фиксации собственно диффузия может оказаться значительно быстрее, но она захватывает не все фазы почвы. Для пороговых величин  $L_1$  получается следующий ряд площадок:  $5 > 4 > 3 > (1, 2, 6)$ , который мало отличается от соответствующего ряда для оценок  $D$ .

Сравнение почв по пороговым величинам кинетического параметра  $\beta$  нагляднее проводить, рассчитав время, требуемое для фиксации, например, 99% от общего количества радиоцезия. Использовали модель кинетики необменной сорбции, примененную в данной модели мигра-



**Таблица 10.** Оценки максимального (порогового) времени фиксации ( $t_p$ ) 99% внесенного на поверхность почвы  $^{137}\text{Cs}$

Площадка	Срок миграции, лет	$t_p$ , лет
1	15–20	37
2	10–15	21
	20–25	52
3	10	6
	15	10
	20–25	35
4	15–20	30
5	15	23
	20	49
6	15	29
	20	42

ции –  $C_1/C_0 = \exp(-\beta t)$ , где  $C_1$  – текущая концентрация несорбированной части вещества,  $C_0$  – начальная (общая) концентрация вещества. Тогда при сорбции 99% вещества имеем:  $0.01 = \exp(-\beta t_p)$ , где  $t_p$  – соответствующее пороговое время. Отсюда  $t_p = \ln(0.01)/(-\beta) = 4.605/\beta$ . Результаты расчета показаны в табл. 10: 1 – на большинстве площадок с увеличением времени миграции пороговая скорость миграции уменьшалась (период почти полной фиксации увеличивался), при этом при меньших сроках миграции период фиксации был близок к самим срокам миграции, 2 – быстрее всего пороговая фиксация достигалась в почве площадки 3, медленнее всего – на площадках 2, 5, 6. Необходимо отметить, что речь идет не о реальной скорости фиксации, а о пороговой. Поскольку миграция продолжалась в исследованные сроки, то реальные величины параметров  $L_1$  и  $\beta$  были меньше пороговых.

Интересно было проверить предполагаемую связь скорости миграции в почве с формами нахождения в ней радиоцезия. Обычно в таком случае выводы делают на основе корреляций или ссылок на мнения других авторов. Попробуем применить для этого модельные представления о процессах, происходящих при миграции. Например, модельное представление о коэффициенте диффузии в условиях сорбционного равновесия между фазами почвы имеет вид (трехфазная среда, третья фаза – нейтральна) [12, 13]:

$$D = \frac{D_1(l_0/l_1)^2\Theta_1 + D_2(l_0/l_2)^2\Theta_2K}{\Theta_1 + \Theta_2K} = \frac{D_1(l_0/l_1)^2\Theta_1}{\Theta_1 + \Theta_2K} + \frac{D_2(l_0/l_2)^2\Theta_2K}{\Theta_1 + \Theta_2K} = D(\text{I}) + D(\text{II}),$$

где  $D$  – коэффициент диффузии для среды в целом (то, что обычно определяют из эксперимента),  $D_1$  и  $D_2$  – коэффициенты диффузии в жидкой фазе и в адсорбированном состоянии,  $\Theta_1$  и  $\Theta_2$  – объемные доли жидкой и адсорбирующей фаз,  $(l_0/l_1)^2$  и  $(l_0/l_2)^2$  – коэффициенты извилистости диффузии в обеих фазах,  $K$  – безразмерный коэффициент распределения между твердой (адсорбирующей) и жидкой фазами. Отметим, что величина  $D_2$  отражает в том числе прочность сорбции диффундирующего вещества. Как видно, основная характеристика сорбции в этом случае – коэффициент распределения ( $K$ ), его и надо оценить из имеющихся экспериментальных данных. Величина  $K_d$  (коэффициент распределения в суспензии почвы) для данных целей не годится, она завышена, т.к. ее определяют при слишком высоких отношениях между твердой и жидкой фазами [14].

Из представленной модели для  $D$  следует, что каждая его составляющая ( $D(\text{I})$  и  $D(\text{II})$ ) должна быть меньше, чем  $D$ . При этом  $D(\text{I})$  может быть оценено из имеющихся экспериментальных и литературных данных. Применяя этот подход, использовали величину  $D_1$ , равную  $6.3 \times 10^{-6} \text{ см}^2/\text{с}$  [2], величины  $(l_0/l_1)^2$  на основе работы [15], величины  $\Theta_1$  и  $\Theta_2$  из наших экспериментальных данных влажности и плотности почв (медианные показатели). Результаты расчетов  $K$  и  $D(\text{I})$  представлены в табл. 11. Показано, что только 3-й вариант оценки  $K$  (наибольшие величины) соответствовал условию  $D(\text{I}) < D$  для площадок 1, 2, 6 и сравнительно близко к нему – для остальных площадок. В рамках данной диффузионной модели это означало, что не только обменная, но и необменная форма радиоцезия полностью участвует в процессе миграции.

Рассмотрим этот же вопрос с точки зрения модели диффузии с кинетикой необменной сорбции (фиксацией). В модель заложено наличие 3-х активных фаз: водорастворимой, обменной (они находятся в равновесии между собой) и фиксированной (необменной). Диффузионный параметр  $L_1$  относится к миграции в первых 2-х фазах, а доля фазы с фиксацией рассчитывают через кинетический параметр  $\beta$ ; соотношение между диффундирующим веществом в первых 2-х фазах определяется коэффициентом распределения. Таким образом, в этой модели необменная (фиксированная) форма не может участвовать в расчетах параметра  $K$ .

Так как долю радиоцезия в фиксированном состоянии рассчитывают в модели, то ее можно сопоставить с измеренным экспериментально содержанием необменной формы. Для этого для одного из сроков миграции (20 лет) подбирали такие сочетания параметров миграции  $L_1$  и  $\beta$ , кото-

**Таблица 11.** Оценки безразмерного коэффициента распределения ( $K$ ) и величины  $D(I)$  для  $^{137}\text{Cs}$ 

Площадка	$K$			$\Theta_1$	$\Theta_2$	$(l_0/l_1)^2$	$D(I) \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$			$D \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$ (15–20 лет)
	обменный водорастворимый (1)	необменный обменный + водорастворимый (2)	Необменный + обменный водорастворимый (3)				(1)	(2)	(3)	
1	36.5	12/17	500	0.18	0.31	0.3	3.8	11/7.9*	0.28	0.75–0.87
2	32	14/22	500	0.20	0.36	0.3	4.1	9.0/5.9	0.27	0.5–1
3	56	4.9/8.0	330	0.43	0.38	0.55	8.8	83/55	1.5	0.4–0.9
4	25.5	3.7/6.8	120	0.30	0.30	0.45	14	82/53	2.9	1.0–1.45
5	33	4.8/6.1	200	0.43	0.40	0.55	14	81/66	2.4	3.1–3.8
6	17	8.3/20	170	0.34	0.40	0.5	19	37/16	2.0	0.8–0.95

Примечания. 1. Над чертой – фактические данные, под чертой – величины  $K$  и  $D(I)$ , рассчитанные по медианным величинам обменного радиоцезия из табл. 3, предполагая отсутствие водорастворимой формы. 2. Величина  $D_1$  из справочных данных равна  $8 \times 10^{-6} \text{см}^2/\text{с}$ . 3. Величины коэффициентов извилистости взяты из работы [9], используя показатели  $\Theta_1$ .

**Таблица 12.** Оценки параметров модели диффузии с кинетикой необменной сорбции, соответствующие экспериментальным данным содержания обменной и необменной форм  $^{137}\text{Cs}$ 

Площадка	$L_1 \times 10^8, \text{см}^2/\text{с}$	$\beta \times 10^9, 1/\text{с}$	Измерено		Рассчитано		Время фиксации 99%, лет
			доля обменной формы	доля необменной формы	доля обменной формы	доля необменной формы	
			%				
1	2.9	4.15	5.3–7.6	92.5–94.4	7	93	35
2	3.8	4	4.3–6.4	93.4–95.7	7	93	37
3	2.75	3.25	11–16.7	83–89	12	88	45
4	3.5	2.5	12.9–20.4	78.8–87.1	19	81	58
5	11	2.5	14–16.7	82.8–86	16	84	58
6	3.5	4.05	4.7–10.1	89.3–95.3	7	93	36

рые давали долю фиксированного радиоцезия, близкую к измеренной необменной (табл. 12). Для всех площадок (почв) это удалось сделать, причем везде эти сочетания параметров были меньше пороговых, соответствующих полной фиксации. Такой подход позволил дать дополнительный критерий к конкретизации оценок параметров модели в рамках полосы адекватных величин. Тогда для параметра  $L_1$  получили ряд  $5 > (2, 4, 6) > (1, 3)$ , а для параметра  $\beta$  ряд  $(1, 2, 6) > 3 > (4, 5)$ . Первый ряд приблизительно соответствует ряду для  $D$ , а второй ряд приблизительно обратен первому. Другими словами, чем меньше скорость фиксации, тем больше величина диффузионного параметра.

Данная модель позволяет рассчитывать и 2 другие формы диффундирующего вещества, од-

нако в данном случае доля водорастворимой формы мала (в пределах точности расчетов) и можно ограничиться оценкой 2-х форм (обменной и фиксированной), не используя величину  $K$  (табл. 12).

Таким образом, 2 адекватные модели миграции радиоцезия показали противоположные результаты с точки зрения участия необменной формы радиоцезия в почвах в процессе миграции.

Надежных корреляционных связей между показателями миграции и свойствами почв в этом случае не получили, возможно из-за малости выборки. Однако площадка 5 (лугово-болотная осолодевшая почва) резко выделилась повышенной скоростью миграции по всем показателям, и это соответствовало наибольшей влажности (табл. 13, 14) и наибольшему содержанию валового калия (табл. 15).

**Таблица 13.** Некоторые свойства почв экспериментальных площадок в пределах глубин миграции (15 лет после загрязнения)

Глубина, см	Влажность весовая	Влажность объемная	Водорастворимые		Обменные	
	%		Ca	Ca + Mg	Ca	Ca + Mg
			мг-экв/кг			
Площадка 1. Почва темно-серая лесная на дресве плотных пород, южный склон пологого холма, луг ковыльно-разнотравный						
0–2	59.6	17.9	–	–	–	–
2–4	47.5	28.5				
4–6	32.0	25.0				
6–8	25.8	23.5				
8–10	19.6	19.2				
10–12	15.0	16.1				
12–14	11.9	13.6				
14–16	10.5	12.6				
16–18	10.2	12.9				
Медиана	20	18				
Площадка 2. Почва серая лесная среднесуглинистая, лес						
0–2	70.0	21.7	17.2	19.4	357	457
2–4	50.0	27.5	8.0	9.4	270	360
4–6	35.5	23.1	3.4	4.6	200	250
6–8	25.8	19.9	3.0	4.2	180	220
8–10	21.5	18.7	2.6	3.6	180	210
10–12	18.2	18.9	2.4	3.4	180	210
12–14	15.8	16.9	2.3	3.0	180	210
14–16	14.4	15.8	2.3	3.0	170	200
16–18	14.0	16.2	2.3	3.0	160	180
18–20	14.0	17.2	2.3	3.0	160	180
20–22	14.2	17.6	2.3	3.0	170	190
22–24	14.7	18.4	2.3	3.0	180	200
Медиана	17	19	2.4	3.2	180	210
Площадка 3. Почва – чернозем выщелоченный, залежь						
0–2	21.7	17.4	6.7	10.0	320	410
2–4	22.1	20.3	5.6	7.7	300	350
4–6	22.3	21.0	4.8	6.8	300	350
6–8	22.2	21.3	4.0	5.6	300	350
8–10	21.4	21.0	4.0	5.3	300	350
10–12	20.3	20.1	4.0	5.0	300	350
12–14	19.1	19.5	3.9	4.9	300	350
14–16	18.0	18.4	3.9	4.9	300	350
16–18	17.2	17.5	3.8	4.8	300	350
Медиана	21	20	4.0	5.3	300	350
Площадка 4. Почва черноземно-луговая солончаковатая						
0–2	65.0	24.7	10.0	15.4	692	890

Таблица 13. Окончание

Глубина, см	Влажность весовая	Влажность объемная	Водорастворимые		Обменные	
	%		Ca	Ca + Mg	Ca	Ca + Mg
			мг-экв/кг			
2–4	57.3	29.8	9.5	14.2	452	547
4–6	48.7	36.0	6.8	10.0	446	525
6–8	40.6	35.3	6.0	8.4	434	482
8–10	36.8	34.6	5.2	7.6	408	464
10–12	34.7	33.0	5.2	7.6	400	455
12–14	33.9	32.5	5.0	7.0	400	455
14–16	33.4	32.4	5.0	7.0	400	455
16–18	33.1	32.1	5.0	7.0	400	455
18–20	33.1	32.4	5.0	7.0	400	455
20–22	33.0	33.3	5.0	7.0	400	455
22–24	33.0	33.3	5.0	7.0	400	455
Медиана	33	32	5.0	7.0	400	455
Площадка 5. Почва лугово-болотная осолодевшая						
0–2	140	63.0	6.8	8.1	409	490
2–4	99.0	58.4	6.0	8.1	232	284
4–6	74.8	61.3	4.2	5.5	215	264
6–8	61.7	55.5	3.7	5.0	198	244
8–10	54.2	53.1	3.6	4.7	200	240
10–12	48.3	51.2	3.6	4.7	179	223
12–14	43.6	46.7	2.5	3.0	152	182
14–16	40.1	43.3	2.5	3.0	191	231
16–18	37.5	40.5	2.5	3.0	215	266
18–20	35.5	38.3	2.5	3.0	230	277
20–22	33.6	36.3	2.5	3.0	230	277
22–24	32.0	34.6	2.5	3.0	230	277
24–26	30.7	33.5	2.5	3.0	230	277
26–28	29.5	33.0	2.5	3.0	230	277
Медиана	42	45	2.5	3.0	220	270
Площадка 6. Почва темно-серая лесная осолодевшая						
0–2	110	31.9	10.4	12.6	471	542
2–4	76.0	38.8	5.9	7.6	235	286
4–6	52.6	40.5	3.7	4.3	176	233
6–8	44.0	37.0	3.2	3.8	162	219
8–10	37.9	35.3	2.6	3.2	150	200
10–12	32.7	33.0	2.6	3.2	101	141
12–14	28.3	29.2	2.2	2.8	83	120
14–16	25.2	26.7	2.2	2.8	75	98
16–18	23.5	25.4	2.2	2.8	71	93
Медиана	38	33	2.6	3.2	150	200

**Таблица 14.** Влажность почвы в пределах глубин миграции, % от полной влагоемкости (ПВ)

Слой, см	Площадка					
	1	2	3	4	5	6
0–2	20.1	25.6	26.2	30.8	65.9	34.3
2–4	28.6	31.6	28.8	34.3	71.9	44.0
4–6	32.6	34.4	29.8	39.4	79.6	51.2
6–8	33.3	34.4	30.6	43.0	81.3	52.5
8–10	32.7	34.5	31.1	45.0	81.9	52.4
10–12	31.8	33.9	31.3	46.0	82.5	52.0
12–14	30.6	33.0	31.3	46.7	82.5	51.1
14–16	29.6	32.3	31.2	47.3	81.3	50.4
16–18	28.9	31.9	30.9	47.8	79.9	49.7
18–20	28.4	31.9	30.4	48.2	78.3	49.0
20–22	–	32.0	–	48.7	76.8	–
22–24	–	32.3	–	49.2	75.2	–
24–26	–	32.6	–	49.6	73.8	–
26–28	–	–	–	–	72.6	–
28–30	–	–	–	–	71.6	–
Медиана	30.1	32.3	30.75	46.7	78.3	50.75

Сопоставим полученные результаты с имеющимися в литературе. Сначала сравним с лабораторными диффузионными опытами с  $^{137}\text{Cs}$ . Для 2-х исследованных в работе почв (серая лесная среднесуглинистая – площадка 2 и чернозем выщелоченный – площадка 3) одним из авторов были получены оценки  $D$   $(0.1–0.37) \times 10^{-8}$  и  $(0.2–0.85) \times 10^{-8}$   $\text{см}^2/\text{с}$  соответственно в интервале температур 2–50°C [1]. Это практически совпадает с величинами сроков миграции 10–15 лет в настоящей работе. В работе [4] при анализе распределения в почвах глобальных выпадений радиоцезия с помощью конвективно-диффузионной модели найдены для серой лесной почвы и чернозема средние показатели  $D$   $0.25 \times 10^{-8}$  и  $0.41 \times 10^{-8}$   $\text{см}^2/\text{с}$  и отсутствие конвективного переноса (это совпадало с нашими результатами). Для более влажных пойменных почв лесостепной зоны величины  $D$  заметно больше –  $(2.2–2.5) \times 10^{-8}$   $\text{см}^2/\text{с}$  и существует заметный конвективный перенос вглубь почвы, что тоже соответствует нашим данным для более влажной лугово-болотной почвы (площадка 5). В работе [16] также изучали глобальные выпадения и на легкосуглинистых почвах Белорус-

сии получили величины  $D$   $(6–12) \times 10^{-8}$   $\text{см}^2/\text{с}$ , что значительно превышало наши оценки для лесостепной зоны Урала.

Значительная часть публикаций посвящена миграции радиоцезия в почвах Чернобыльского следа, причем с использованием двухкомпонентной модели. Хотя эта модель неплохо описывает многие экспериментальные данные, мы считаем ее теоретически необоснованной и предложили заменить ее моделью с кинетикой необменной сорбции [11], использованной в настоящей работе. Сводки полученных оценок параметров моделей миграции для Чернобыльского следа по этим 2-м моделям имеются в работах [2, 5, 7].

## ВЫВОДЫ

1. Профильные распределения  $^{137}\text{Cs}$  для 6-ти различных почв ВУРС и сроков миграции 10–25 лет после загрязнения адекватно описываются динамическими моделями диффузии, конвективной диффузии и диффузии с необратимой сорбцией. Оценки диффузионного параметра модели диффузии составили  $(0.4–3.8) \times 10^{-8}$   $\text{см}^2/\text{с}$ , модели диффузии с необратимой сорбцией (фиксацией) –  $(2.8–11) \times 10^{-8}$   $\text{см}^2/\text{с}$ . Время фиксации 99% радиоцезия почвами при сроке миграции 20 лет оценено в 35–58 лет.

2. Сильно отличается в большую сторону от других почв скорость миграции в лугово-болотной осолоделой почве (площадка 5), что скорее всего связано с повышенной влажностью почвы. Эта же почва – единственная, где наблюдали заметный конвективный перенос цезия вглубь почвы.

3. Внесение на поверхность серой лесной среднесуглинистой почвы (площадка 2) хлористого калия 5 кг/м<sup>2</sup> увеличивало диффузионный параметр в 3 раза за период 12 лет по сравнению с контролем (без KCl).

4. Диффузионный параметр для 3-х почв не изменялся со временем миграции, а для 3-х других почв увеличивался. Это свидетельствовало о необходимости дальнейшего уточнения моделей.

5. Интерпретация необменной формы  $^{137}\text{Cs}$  оказалась различной в зависимости от использованной модели миграции. По обычной диффузионной модели эта форма обменивалась с обменной формой и почвенным раствором, участвовала в миграции. По диффузионной модели с кинетикой необменной сорбции эта же форма вполне могла быть фиксированной и не участвовать в миграции.

Таблица 15. Характеристики почв площадок по генетическим горизонтам

Номер площадки	Горизонт	Глубина, см	Ил	Физическая глина	Валовое содержание на прокаленную навеску			Водная вытяжка			Обменные				H <sub>T</sub>	pH <sub>H2O</sub>	Гумус, %	Обменная влажность, доли
					K <sub>2</sub> O	CaO	CaO	Ca <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca	Mg	K						
													мг-экв/кг					
%																		
1	A1	1-20	17.0	42.6	0.58	6.55	6.0	0.3	210	70	3.2	89	6.2	3.0	0.28			
	B	20-40	18.2	40.2	0.48	6.41	2.8	0.1	146	48	1.7	22	6.0	2.2	0.28			
	BC	40-56	16.9	38.3	0.60	5.91	4.0	0.2	126	49	1.5	7	6.0	0	0.26			
2	A0	0-2	—	—	—	—	18.0	1.5	360	100	5.6	53	5.7	—	—			
	A1	2-23	21.6	43.4	1.11	4.44	5.6	0.3	220	80	3.0	31	5.7	3.4	0.32			
	B	23-50	32.5	51.7	1.54	5.02	2.6	0.1	206	52	3.6	27	5.8	1.0	0.38			
	BC	50-65	19.0	54.5	1.66	6.91	2.5	0.1	126	40	1.3	21	5.6	0.4	0.29			
	C	65-140	12.7	32.3	0.9	11.4	2.0	0.1	202	56	1.3	14	5.8	—	0.23			
3	A0	1-5	31.8	47.5	—	—	7.0	1.5	330	80	11.8	31	6.0	7.6	—			
	A1	5-37	33.0	47.2	1.80	3.17	5.2	0.2	290	90	5.1	30	6.6	6.8	0.43			
	A1B	37-53	31.7	47.2	—	—	4.0	0.2	368	53	5.4	13	6.7	2.3	0.42			
	B	53-83	30.1	46.6	1.45	2.81	4.6	0.2	339	61	4.6	7	7.0	1.1	0.40			
	Bк	83-128	32.8	55.0	1.30	12.1	6.2	0.2	340	63	4.9	3	8.0	0.3	0.43			
	Cк	128-150	22.9	40.6	—	—	5.6	0.2	233	52	1.4	3	8.4	—	0.34			
	Cк	150-180	13.7	28.5	0.73	8.81	4.6	0.2	277	55	1.3	3	8.0	—	—			
	A0	1-3	13.1	26.8	—	—	11.8	2.8	315	67	14.8	100	5.5	7.8	—			
4	A1	3-35	20.0	41.1	1.64	3.02	6.5	0.3	250	70	4.4	18	7.0	6.4	0.30			
	A2	35-50	12.6	31.0	1.46	2.53	2.9	0.3	34	11	2.0	5	7.3	1.1	0.26			
	B	50-85	29.4	42.4	1.55	2.60	2.6	0.3	91	29	5.6	10	7.0	0.7	0.36			
	BC	85-130	16.9	35.4	—	—	2.0	0.3	97	40	5.9	9	6.9	0.6	0.27			
	C	130-140	16.5	29.2	1.44	2.91	2.1	0.6	57	28	4.6	13	6.3	0.3	—			
	A0	0-1	29.4	50.5	—	—	53.8	5.4	655	129	14.3	48	5.8	15.1	—			
	A1	1-30	31.6	49.9	2.15	2.54	3.8	0.2	250	100	4.4	32	6.6	7.9	0.42			
5	A2	30-42	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.41				
	B	42-56	31.3	46.9	1.93	2.07	2.8	0.2	186	110	5.9	6	7.3	1.6	0.28			
	Bк	56-82	15.8	34.5	—	—	5.0	0.2	115	102	2.0	2	8.3	0.6	0.23			
	C1	82-100	11.1	29.8	—	—	5.3	0.2	80	60	2.1	2	8.4	0.2	—			
	C2	100-150	6.6	18.2	2.40	2.92	2.2	0.3	49	33	1.3	1	8.7	0.1	—			
	A0	0-3	—	—	—	—	41.1	3.1	430	80	16.7	82	6.0	—	—			
	A1	3-24	26.3	64.5	1.11	1.22	4.3	1.5	135	45	9.4	73	6.0	4.6	0.36			
6	A2	24-39	22.4	48.9	1.11	1.22	1.0	0.4	43	8	5.9	36	5.8	1.1	0.32			
	BC1	39-80	25.3	62.8	—	—	0.7	0.2	71	10	6.2	48	5.4	0.8	0.35			
	C	80-115	13.8	52.8	—	—	0.6	0.1	71	31	5.1	32	5.8	0.6	0.30			
	C	115-135	15.5	54.0	0.08	0.12	1.0	0.2	48	16	2.8	16	6.0	0.4	—			

Примечание. H<sub>T</sub> – гидролитическая кислотность, прочерк – отсутствие данных

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Граковский В.Г. Диффузия ионов в почвах // Техногенное воздействие на почвы и их плодородие; методы контроля. Научн. тр. Почвенного ин-та им. В.В. Докучаева. М., 1991. С. 44–53.
2. Фрид А.С. Механизмы и модели миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почвах // Радиационная биология. Радиозэкология. 1999. Т. 39. № 6. С. 667–674.
3. Махонько К.П., Чумичев В.Б. О проникновении некоторых продуктов деления в почву // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. Сб. тр. по агроном. физике. Вып. 18. Л.: Колос, 1969. С. 57–74.
4. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Миграция цезия-137 в почвах ЕТ СССР // Тр. ин-та эксп. метеорологии “Загрязнение атмосферы, почвы и растительного покрова”. М.: Гидрометиздат, 1980. Вып. 10(86). С. 47–51.
5. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. Мат-лы 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 2000. 268 с.
6. Казаченок Н.Н. Геоэкология техногенных радиоактивных изотопов: Монография. Могилев: Белорус.-Рос. ун-т, 2017. 283 с.
7. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / Под ред. Н.И. Санжаровой, С.В. Фесенко. М.: РАН, 2018. 278 с.
8. Константинов И.Е., Скотникова О.Г., Солдаева Л.С., Сисицина Т.И. Прогнозирование миграции Cs-137 в почве // Почвоведение. 1974. № 5. С. 54–58.
9. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические процессы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Энергоатомиздат, 1981. 98 с.
10. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.
11. Фрид А.С., Граковский В.Г. Диффузия  $^{137}\text{Cs}$  в почвах // Почвоведение. 1988. № 2. С. 78–86.
12. Прохоров В.М., Фрид А.С. Количественные закономерности диффузии ионов в почве как пористой адсорбирующей среде // Вопросы энерго- и массообмена в системе почва–растение–атмосфера. Тр. по агроном. физике. Л., 1971. Вып. 32. С. 80–89.
13. Фрид А.С. Диффузия в каналах переменного сечения. Деп. ВИНТИ № 3365-79. Минск, 1979. 12 с. (Миграция в почве и ее моделирование. Научн. тр. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2006. С. 185–192)
14. Фрид А.С., Прохоров В.М. Об измерении коэффициента распределения радиоизотопов во влажной почве // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. Сб. тр. по агроном. физике. Л.: Колос, 1969. Вып. 18. С. 20–31.
15. Розен Г.А. Использование радиоактивного хлора при определении геометрических характеристик диффузии ионов в почвах // Физико-химические аспекты плодородия почв Нечерноземной зоны. Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. М., 1984. Вып. XXXI. С. 36–40.
16. Шагалова Э.Д., Павлоцкая Ф.И., Мазурова М.Д. Миграция  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в автоморфных дерново-подзолистых почвах Белоруссии // Почвоведение. 1986. № 10. С. 114–121.

Migration of  $^{137}\text{Cs}$  in the Soils of the East-Ural Radioactive TraceV. G. Grakovskiy<sup>a</sup> and A. S. Frid<sup>a, #</sup><sup>a</sup> Federal Research Center “V. V. Dokuchaev Soil Institute”  
Puzhevsky per. 7, bld. 2, Moscow 119017, Russia<sup>#</sup>E-mail: asfrid@mail.ru

The profile distributions of the  $^{137}\text{Cs}$  content for 6 different soils of the East-Ural radioactive trace (EURT) and migration periods of 10–25 years after contamination are adequately described by dynamic models of diffusion, convective diffusion and diffusion with irreversible sorption. The estimates of the diffusion parameter of the diffusion model were  $(0.4–3.8) \times 10^{-8} \text{ cm}^2/\text{s}$ , and the diffusion models with irreversible sorption (fixation) were  $(2.8–11) \times 10^{-8} \text{ cm}^2/\text{s}$ . The time of fixation of 99% of radiocesium by soils with a migration period of 20 years is estimated at 35–58 years. The migration rate in the meadow-swamp salted soil (site 5) differs significantly from other soils, which is most likely due to increased soil moisture. This same soil is the only one where a noticeable convective transfer deep into the soil was observed. The application of  $5 \text{ kg/m}^2$  of potassium chloride to the surface of gray forest medium loamy soil (site 2) increased the diffusion parameter by 3 times over a period of 12 years compared to the control (without KCl). The diffusion parameter for 3 soils did not change with the migration time, and for 3 other soils it increased. This indicated the need for further refinement of the models. The interpretation of the non-exchange form of  $^{137}\text{Cs}$  turned out to be different depending on the migration model used. The usual diffusion model requires that this form is exchanged with the exchange form and the soil solution, and participates in migration. And according to the diffusion model with the kinetics of non-exchange sorption, the same form may well be fixed and not participate in migration.

**Key words:**  $^{137}\text{Cs}$ , migration deep into the soil, soils of EURT, parameters of dynamic migration models, various interpretations of the non-exchange form of  $^{137}\text{Cs}$ .