

УДК 631.4:504.5:628.4.047:535.232.61

ОБ ОПРЕДЕЛЕНИИ В ПОЧВАХ МАЛЫХ И УЛЬТРАМАЛЫХ СОДЕРЖАНИЙ ^{137}Cs γ -СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИМ МЕТОДОМ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СЦИНТИЛЛЯЦИОННОГО ДЕТЕКТОРА

А.А. ЛУРЬЕ, Е.Б. ТАЛЛЕР, С.П. ТОРШИН

(РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева)

Исследование вертикального распределения ^{137}Cs на глубину до 100 см в ненарушенной черноземной почве выполнено с использованием вибрационного мотобура. Одновременно установлено, что обычное определение активности методом сцинтилляционной спектрометрии нередко дает некорректные (завышенные) результаты, вызванные эффектом наложения спектров излучения естественных радионуклидов (^{214}Bi и, возможно, ^{208}Tl) на спектр ^{137}Cs . Вклад активности естественных радионуклидов в общую измеряемую активность может быть довольно значительным при малых уровнях загрязнения, сопоставимых с «глобальными» уровнями содержания ^{137}Cs в почве. Найдено, что к настоящему времени в ненарушенных обработкой черноземных почвах Курского биосферного заповедника практически весь запас ^{137}Cs (2,5–2,8 кБк/м² или около 0,07 Ки/км²) сосредоточен на глубине не более 10–16 см от поверхности, а половина запаса — в слое до 4 см.

Ключевые слова: радиоцезий (^{137}Cs), радионуклидное загрязнение почвы, γ -спектрометрия, сцинтилляционный детектор, вертикальное распределение активности в почве, чернозем.

К настоящему времени в России имеется довольно большое количество очагов с радиоактивным загрязнением почвы, в первую очередь — техногенным долгоживущим нуклидом ^{137}Cs . Чаще всего его содержание в почвах невысокое, не создающее особых проблем с точки зрения радиационной безопасности, однако все же требующее постоянного контроля и мониторинга.

Значительные площади загрязнения радиоцезием образовались в результате аварии на Чернобыльской АЭС. На начало 2000-х гг. в Российской Федерации, Белоруссии и Украине земель с загрязнением свыше 1 Ки/км² выявлено соответственно 59, 46,5 и 42 тыс. км², в сумме почти 150 тыс. км² [2, 17]. Однако преобладающая часть загрязненных земель (в России — порядка 85%) относится к уровню «слабого загрязнения» (от 1 до 5 Ки/км²), и еще в 1,5–2 раза больше выявлено земель с подкритическими уровнями загрязнения, от 0,5 до 1 Ки/км². Таким образом, задачи монито-

ринга и контроля радиоактивного загрязнения почв чаще всего состоит в выявлении малых или очень малых уровней содержания ^{137}Cs .

По ряду причин, в силу сложившейся распространенности этого радионуклида в ряде регионов и благодаря его удобным физико-аналитическим показателям, ^{137}Cs стали использовать в качестве естественного индикатора («радиотрассера») для изучения эрозионно-аккумулятивных и других процессов, связанных с латеральным перемещением почвенных масс [3]. Такого рода исследования проводятся и в РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева [14].

Когда применяется метод трассера при изучении современных эрозионно-аккумулятивных процессов в ландшафтах чаще всего возникает необходимость как можно более точного определения низких концентраций ^{137}Cs в почве. Оценка интенсивности смыва-намыва почв, а также выявление трансформации первичного поля радиоактивного загрязнения основываются на степени изменения фонового значения запаса радионуклида на элементах рельефа, с которых исключен смыв почвенного материала или намыв его с прилегающих участков. Такие же задачи возникают и при мониторинге вертикальной миграции радионуклидов в почвах различных по типу почвообразования и по характеру использования. Это дает возможность оценить интенсивность миграции радионуклида в различных почвенных условиях, проследить за изменением его доступности растениям, выявить роль хозяйственной деятельности человека в перераспределении радионуклида по профилю почв.

Объекты и методы исследований

Имеющийся в Радиоизотопной лаборатории Университета автоматический сцинтилляционный спектрометр Wizard 2480 производства Perkin-Elmer / Wallac Oy разрабатывался специально для задач экологических исследований с типично низким содержанием радионуклидов в пробах (в почвах, в растительных и т.п. материалах). Детектором в приборе служит 3-дюймовый кристалл NaI(Tl) с повышенной эффективностью счета; для измерения проб используются стандартные флаконы емкостью до 24 см^3 , что позволяет брать на измерение, в частности, до 35–40 г почвы (в предыдущих моделях — всего 15–20 г).

Исследование профильного распределения ^{137}Cs в черноземных почвах проводилось на Стрелецком участке Центрально-Черноземного государственного природного биосферного заповедника им. В.В. Алехина (Курская область). Заповедник, основанный в 1935 г., с 1979 г. входит в международную сеть биосферных резерватов ЮНЕСКО [18]. Заповеднику присвоена категория «строгий природный резерват», которая предполагает запрет на какую-либо обработку почвы, поэтому здесь имелась возможность выявить распределение радионуклида в условиях ненарушенной почвы.

Исследование вертикального распределения радионуклидов-поллютантов выполняется обычно путем непосредственного отбора проб почвы по глубине с шагом в 5–10 см; более желательные исследования с шагом в 1–2 см в литературе встречаются довольно редко из-за большой трудоемкости такой работы, а также в связи с недостаточной чувствительностью измерения активности в нижних слоях почвенного профиля, когда содержание радионуклида становится исчезающе малым.

Исследования осложнены также очень высокой неоднородностью поверхностного загрязнения, которая характерна для аэральные выпадений радионуклидов.

Такая «мозаичность» загрязнения предъявляет повышенные требования к качеству отбора проб почвы, т.е. строгого соблюдения правил отбора усредненных проб (методами «конверта», квартования и т.п.).

Для преодоления этих сложностей в настоящей работе для отбора проб был использован почвенный мотобур «Cobra» производства шведской фирмы Atlas Corso, работающий по принципу вибрационного погружения вглубь почвы. Применение мотобура позволило получить качественные почвенные керны с ненарушенным строением на глубину до 100 см. Условия отбора проб в виде керна сами по себе исключают вариации содержания поллютанта, которые связаны с пространственной неоднородностью первичного распределения радионуклида на поверхности почвы.

По поступлении в лабораторию керны высотой 100 см были разделены на отрезки с шагом в 1 см (в диапазоне от 0 до 20 см), 2 см (от 20 до 50 см) и 5 см (от 50 до 100 см). В подготовку пробы к измерению активности входило измельчение почвы и удаление из нее включений (корней, веточек, камней и т.п.). Измерительные образцы помещали в полиэтиленовые флаконы стандартной емкости (24 см³), создавая во флаконах максимально возможное уплотнение почвенного материала. Время счета каждой пробы — 3600 с (1 ч), повторность проб из отдельного слоя — от 2 до 4. Измерения на спектрометре выполнялись в режиме счета в фиксированном окне, соответствующем основной линии спектра ¹³⁷Cs (662 кэВ). Распечатки результатов измерения средней скорости счета в срп (имп/мин.) включали в себя он-лайн оценки ошибок измерения активности в соответствии со статистикой Пуассона. Кроме того, при наличии повторных проб из одного слоя общая ошибка рассчитывалась согласно Гауссовской статистике (с использованием программы STAT на калькуляторе или компьютерной программы Excel). При 1-часовых измерениях и 3-кратной повторности проб ошибка определения активности составляла от 1 до 5%, чаще всего в пределах от 3 до 4%. Всего в данном исследовании было выполнено более 300 измерений активности.

Учет фона при измерении активности на спектрометре Wizard производится в режиме он-лайн путем вычитания числа фоновых импульсов в каждом из задействованных каналов спектра. Такой алгоритм вычитания фона работает достаточно четко только при относительно высоких активностях. При измерении малых активностей, ненамного превышающих фоновые, программа по чисто статистическим причинам может приводить к отрицательным значениям скорости счета. Чтобы скорректировать эти ошибки, в результаты измерений мы вводили дополнительную поправку по результатам «0-теста». Поправка соответствовала усредненному значению фоновой скорости счета по измерениям в 30–40 пустых флаконах. Окончательно значения удельной активности (в Бк/кг) рассчитывались с учетом массы пробы и известной эффективности счета (33%).

Результаты и их обсуждение

Сводка результатов расчета удельной активности для трех профилей (кернов) дана в таблице 1.

Распределение по глубине во всех трех случаях оказалось однотипным.

Максимальная активность проявлялась в самых верхних, приповерхностных слоях почвы. Повышенная активность прослеживается примерно до глубины 12–15 см. Это согласуется с известными из литературы данными о глубине проник-

Распределение измеренной активности по трем профилям (кернам)

Глубина слоя, см	Удельная активность, Бк/кг, по трем точкам		
	МС-3 (02)	Д-1 (01)	З-1 (31)
0–1	73 ± 1	68 ± 1	55
1–2	71 ± 6	68 ± 5	68 ± 2
2–3	64 ± 5	66 ± 2	65 ± 0
3–4	57 ± 4	67 ± 1	54 ± 3
4–5	55 ± 2	53 ± 0	49 ± 1
5–6	52 ± 5	45	44 ± 1
6–7	47 ± 0	36	40
7–8	48 ± 1	39	36 ± 0
8–9	46 ± 3	36	37 ± 1
9–10	47 ± 2	41	35 ± 1
10–11	47 ± 2	34 ± 1	34 ± 1
11–12	41 ± 3	33	36
12–13	37 ± 2	41	35 ± 1
13–4	36 ± 5	48	36 ± 1
14–15	34 ± 1	32	37 ± 2
15–16	33 ± 2	32	34 ± 1
16–17	35 ± 2	—	34 ± 1
17–18	33 ± 1	32	34 ± 0
18–19	33 ± 0	—	34 ± 0
19–20	34 ± 2	32	33 ± 1
20–22	38 ± 1	34 ± 2	32 ± 1
22–24	36 ± 0	33 ± 1	33 ± 0
24–26	35 ± 1	32 ± 0	34 ± 1
26–28	34 ± 1	32 ± 0	31 ± 1
28–30	34 ± 1	31 ± 1	30 ± 1
30–32	33 ± 1	32 ± 0	—
32–34	36 ± 0	32 ± 1	—

Глубина слоя, см	Удельная активность, Бк/кг, по трем точкам		
	МС-3 (02)	Д-1 (01)	З-1 (31)
34–36	36 ± 1	34 ± 1	—
36–38	34 ± 2	30 ± 1	—
38–40	34 ± 1	30 ± 0	—
40–42	34 ± 1	31 ± 1	31 ± 2 (40–45 см)
42–44	36 ± 1	32 ± 0	—
44–46	35 ± 1	33 ± 1	30 ± 1 (45–50 см)
46–48	36 ± 1	33 ± 1	—
48–50	35 ± 1	32 ± 1	—
50–55	34 ± 2	32 ± 1	32 ± 1
55–60	35 ± 1	33 ± 1	32 ± 2
60–65	35 ± 0	33 ± 1	31 ± 1
65–70	34 ± 0	33 ± 1	30 ± 1
70–75	33 ± 1	34 ± 1	29 ± 1
75–80	36 ± 0	35 ± 1	30 ± 1
80–85	34 ± 0	31 ± 0	31 ± 0
85–90	35 ± 0	34 ± 1	31 ± 1
90–95	33 ± 1	33 ± 1	33 ± 1
95–100	34 ± 1	31 ± 1	33 ± 1
Среднее для диапазона 20–100 см	34,76 ± 0,24	32,40 ± 0,26	31,35 ± 0,33
Географические координаты точек по GPS	N 51°34'17.705" E 36°05'27.544"	N 51°34'17.713" E 36°05'28.090"	N 51°34'13.821" E 36°05'31.60"
Высота по GPS, м над ур. моря	273,7 (микростадиона)	274,2	274,3

новения радиоцезия в большинстве ненарушенных обработкой почв, при аэральном пути его поступления [1, 7, 9, 12].

Далее (вниз по профилю) кривые распределения активности выходят на практически прямые линии вплоть до максимальной глубины опробования, т.е. до 100 см. Эта постоянная по величине активность, регистрируемая прибором в слоях

ниже приповерхностного, очевидно, не может быть приписана именно цезию-137. По-видимому, она связана не с техническими ошибками работы спектрометра, а с наличием в почве естественных радионуклидов (ЕРН), которые находятся в равновесии с другими нуклидами уранового и ториевого семейств и которые имеют в своем спектре линии γ -излучения в диапазоне измеряемых энергий. Так как активность ^{137}Cs измерялась нами по линии 662 кэВ в спектральном окне приблизительно от 470 до 715 кэВ, в указанный диапазон может входить (накладываться) излучение от ^{214}Bi из семейства ^{238}U – ^{226}Ra (пик 609 кэВ, интенсивность 45–47%), а также в меньшей степени — от ^{208}Tl из семейства ^{232}Th (пик 583 кэВ, интенсивность 30,5%) [4, 5, 13].

О том, что в данном случае спектрометром регистрировалась дополнительная активность именно от естественных радионуклидов (ЕРН), говорят и однородность вертикального распределения на каждой из 3 точек, и некоторая пространственная вариабельность между этими участками — то и другое характерно для распределения большинства тяжелых ЕРН, которые присутствуют в почве соответственно их содержанию в почвообразующих породах (табл. 2). Максимальное различие по точкам составило 11%, что кажется вполне правдоподобным.

Т а б л и ц а 2

Статистическая обработка данных удельной активности ЕРН по трем кернам

Показатель	Керн		
	МС-3	Д-1	З-1
Средняя удельная активность (Бк/кг) на глубине от 20 до 100 см	34,76 (n = 25)	32,40 (n = 25)	31,35 (n = 17)
Стандартная квадратичная ошибка среднего (Бк/кг)	0,24	0,26	0,33
Относительная стандартная ошибка, %	0,7	0,8	1,1
Коэффициент вариации, % (стандартное отклонение)	3,5	4,0	4,4

Различия значений средней удельной активности на глубинах от 20 до 100 см в трех точках бурения оказались статистически достоверными: между точками МС-3 и двумя другими различия достоверны с вероятностью более 0,999, и даже при минимальном отличии (между точками Д-1 и З-1) — с вероятностью более 0,99 по критерию Стьюдента. Безусловно, это однозначно свидетельствует в пользу того, что различия средних связаны именно с почвенным фактором, а не с нестабильностью работы спектрометра (т.е. статистикой измерений радиоактивности).

Возможно, вклад активности ЕРН в результаты измерения малых уровней загрязнения ^{137}Cs не был бы столь значительным на других типах почв или других территориях. Известно, что содержание ^{226}Ra , дочерним нуклидом которого является ^{214}Bi , в черноземах лесостепной зоны значительно, в 2–4 раза, превышает таковое в подзолистых и дерново-подзолистых почвах [6, 8].

Наложение пиков — явление, характерное для сцинтилляционных измерений. Результаты можно было бы улучшить за счет сужения спектрального окна, однако в использованном нами спектрометре Wizard 2480 ширина окна устанавливается посредством автоматического выполнения стандартной процедуры нормализации

и не может быть изменена в дальнейшем. Альтернативой сцинтилляционному спектрометру в подобных случаях может стать полупроводниковая техника (например, с германиевыми детекторами), которая выгодно отличается от сцинтилляционных измерений существенно большей разрешающей способностью в спектрах.

Истинная картина вертикального распределения ^{137}Cs получена нами путем вычитания из общей измеренной активности значения средней удельной активности на больших глубинах (в нашем случае — ниже 20 см), на которых радиоцезия, очевидно, быть и не может. Для расчетов приняты округленные значения активности для каждого из трех кернов, а именно 35, 32 и 31 Бк/кг для кернов МС-3, Д-1 и 3-1 соответственно. Результаты профильного распределения ^{137}Cs представлены в таблице 3.

Т а б л и ц а 3

Распределение уточненной активности ^{137}Cs по трем почвенным профилям

Глубина слоя, см	Удельная активность, Бк/кг, по точкам		
	МС-3	Д-1	3-1
0–1	38 ± 1	36 ± 1	24
1–2	36 ± 6	36 ± 5	37 ± 2
2–3	29 ± 5	34 ± 2	34 ± 0
3–4	22 ± 4	35 ± 1	23 ± 3
4–5	20 ± 2	21 ± 0	18 ± 1
5–6	17 ± 5	13	13 ± 1
6–7	12 ± 0	4	9
7–8	13 ± 1	7	5 ± 0
8–9	11 ± 3	4	6 ± 1
9–10	12 ± 2	9	4 ± 1
10–11	12 ± 2	2 ± 1	3 ± 1
11–12	6 ± 3	1	5
12–13	2 ± 2	9	4 ± 1
13–14	1 ± 5	16(?)	5 ± 1
14–15	0 ± 1	0	6 ± 2
15–16	0 ± 2	0	3 ± 1
16–17	0 ± 2	—	3 ± 1
17–18	0 ± 1	0	3 ± 0
18–19	0 ± 0	—	3 ± 0
19–20	0 ± 2	0	2 ± 1

Полученные результаты подтверждают известные из литературы представления об очень прочном связывании и удержании радиоцезия в почвенном поглощающем комплексе большинства почв [10, 11, 16].

Расчет кумулятивного распределения активности и полного запаса нуклида, выпавшего на поверхность почвы (табл. 4), показал, что не менее половины запаса

Т а б л и ц а 4

Расчет запаса ^{137}Cs в почве

Глубина слоя, см	Накопленные активности					
	по точкам			%		
	МС-3	Д-1	З-1	МС-3	Д-1	З-1
0–1	38	36	24	17	16	11
1–2	74	72	61	32	32	29
2–3	103	106	95	45	47	45
3–4	125	141	118	54	62	56
4–5	145	162	136	63	71	65
5–6	162	175	149	70	77	71
6–7	174	179	158	75	79	75
7–8	187	186	163	81	82	78
8–9	198	190	169	86	84	80
9–10	210	199	173	91	88	82
10–11	222	201	176	96	89	84
11–12	228	202	181	99	89	86
12–13	230	211	185	99.6	93	88
13–14	231	227	190	100	100	90
14–15	—	—	196	—	—	93
15–16	—	—	199	—	—	95
16–17	—	—	202	—	—	96
17–18	—	—	205	—	—	98
18–19	—	—	208	—	—	99
19–20	—	—	210	—	—	100
Запас ^{137}Cs , кБк/м ²	2,77	2,72	2,52	—	—	—
Плотн. загр., мКи/км ²	75	74	68	—	—	—

са ^{137}Cs к 2013 г., т.е. спустя 27 лет после загрязнения вследствие Чернобыльской аварии и около 50 лет после образования основной массы «глобальных» выпадений, осталось в самом верхнем слое ненарушенной почвы, до 4 см от поверхности. В пределах 10–13 см обнаруживаются 90–95% запаса выпавшего радионуклида в двух из трех точек, и лишь в одной из точек, 3-1, заметны некоторые проявления более выраженного вымывания радионуклида: 95% запаса распределились на глубине до 16 см.

Общий запас ^{137}Cs в данном районе Курской области оценен в 2,5–2,8 кБк/м², или около 70–75 мКи/км². При расчетах плотность почвы принята равной 1,2 г/см³, равномерно по глубине до 20 см [15]. Уровень глобального содержания ^{137}Cs , образовавшегося вследствие испытаний ядерного оружия в начале 1960-х гг., на 2013 г. оценивается (согласно скорости распада) в 1,5 кБк/м², или около 40 мКи/км². (Плотность набивки во флаконах для данной почвы соответствовала значениям 1,1–1,3 г/см³, что примерно совпадает с реальной плотностью черноземной почвы).

Для двух стандартных значений слоя пробоотбора: 0–5 и 0–10 см — подсчитан относительный вклад ЕРН в суммарную измеренную активность (обозначенный как «ЕРН+»). Расчет выполнен по двум сопоставимым величинам: (1) 5- или 10-кратное значение усредненной активности ЕРН для слоя в 1 см (эта величина соответствует активности только от ЕРН) и (2) сумма измеренных значений удельной активности соответственно в 5 или 10 верхних слоях почвы (соответствует совместной активности ЕРН и ^{137}Cs). Расчетная доля измеренной активности, обусловленной ЕРН, приведена в таблице 5.

Т а б л и ц а 5

Оценка вклада ЕРН в результаты измеренной активности ^{137}Cs
(для слоя почвы 0–5 и 0–10 см; при фактической загрязненности в данном исследовании — около 70–75 мКи/км² и при экстраполяции на плотность загрязнения 1 Ки/км²)

Глубина слоя, см	Удельная активность, Бк/кг, по трем точкам		
	МС-3	Д-1	3-1
0–1	73	68	55
1–2	71	68	68
2–3	64	66	65
3–4	57	67	54
4–5	55	53	49
$\Sigma(0-5)$ ЕРН / Σ ЕРН+	320 174 / 146 +54%	322 162 / 160 +50%	291 157 / 134 + 54%
* Cs $_{1\text{Ки}/\text{км}^2}$ ЕРН / Σ ЕРН+	1947 174 / 2121 +8,2%	2162 162 / 2324 +7,0%	1971 157 / 2128 +7,4%
5–6	52	45	44

Глубина слоя, см	Удельная активность, Бк/кг, по трем точкам		
	МС-3	Д-1	З-1
6–7	47	36	40
7–8	48	39	36
8–9	46	36	37
9–10	47 ± 2	41	35
Σ (0–10) ЕРН / Cs ЕРН+ (Ки/км ²)	560 348 / 212 +62% (0,075)	519 324 / 195 +62% (0,074)	483 314 / 169 +65% (0,068)
*Cs ¹ Ки/км ² ЕРН / Σ ЕРН+	2827 348 / 3175 +11,0%	2635 324 / 2959 +10,9%	2485 314 / 2799 +11,2%
Среднее для ЕРН	34,76 ± 0,24	32,40 ± 0,26	31,35 ± 0,33

*Cs ¹Ки/км² — экстраполированное значение измеренной активности, нормированное по плотности загрязнения ¹³⁷Cs, равной 1 Ки/км².

При низких уровнях загрязнения радиоцезием (около 70–75 мКи/км²) вклад активности от ЕРН значителен: в пробах, отбираемых по слою 0–5 см, он составляет 50–54%, а в слое 0–10 см — 62–65%. Это почти крайний случай на уровнях загрязнения чуть выше глобальных; при более высоких уровнях техногенного загрязнения вклад ЕРН существенно снижается. Соответствующий перерасчет (экстраполяция) на плотность загрязнения по ¹³⁷Cs, равную 1 Ки/км² (27 кБк/м²), т.е. при значимых плотностях загрязнения, показывает, что завышение результатов будет на 7–8 или 11% (при отборе проб из слоя 0–5 или 0–10 см, соответственно). С учетом обычных ошибок измерения активности такой погрешностью, очевидно, можно будет пренебречь.

Стоит заметить, что на практике не обязательно выполнять такие сложные исследования с послынным отбором проб почвы на большую глубину, чтобы исключить наложение активности ЕРН на результаты измерений ¹³⁷Cs. Однако при заведомо низких уровнях содержания ¹³⁷Cs, близких к «глобальным», и при использовании сцинтилляционной техники измерений было бы полезным брать дополнительную, «корректирующую» пробу почвы с глубины, где наличие техногенного радиоцезия заведомо исключено. Настоящее исследование показало, что в ненарушенных черноземных почвах Курской области «корректирующая» проба достаточно брать с глубины в 20–30 см. Разумеется, на сельскохозяйственных почвах, нарушенных агрообработкой, глубина взятия «корректирующей» пробы должна быть несколько большей.

Выводы

1. Исследование с применением усовершенствованной методики отбора почвенных проб с помощью мотобура вибрационного типа позволило с достаточной степенью точности установить профильное распределение радиоактивности в черноземной почве на глубину до 100 см.

2. Показано, что при определении малых уровней содержания ^{137}Cs с использованием сцинтилляционной спектрометрии возможно получение некорректных результатов, связанных с проявлением эффекта наложения γ -пику, что приводит к суммированию активностей радионуклидов — техногенного ^{137}Cs (по пику 662 кэВ) и естественных ^{214}Bi и ^{208}Tl (пики 609 и 583, соответственно). Найдено, что вклад естественных радионуклидов в общую измеренную активность весьма значителен при содержании ^{137}Cs , близком к уровням «глобального» загрязнения.

3. Установлено, что к 2013 г. большая часть радиоцезия чернобыльского происхождения в ненарушенных землях Курского биосферного заповедника депонирована в приповерхностных слоях почвы. Вертикальная миграция ^{137}Cs вниз по профилю за прошедшие примерно три десятилетия проявилась в очень малой степени: не менее половины выпавшего количества ^{137}Cs сосредоточено в почве на глубине не более 4 см от поверхности; 90–95% запаса радионуклида обнаруживаются на глубине до 10–16 см.

4. Оценка общих запасов радионуклида в почвах Стрелецкого участка Курского заповедника говорит о сравнительно небольшом вкладе выпадений Чернобыльского происхождения, которые к настоящему времени оцениваются всего в 70–90% превышения над «глобальным» уровнем.

В подготовке проб к измерениям принимали участие студенты Ирина Ключкина и Юлия Бебнева (Кловская).

Библиографический список

1. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1991. № 9. С. 31–40.
2. Атлас радиоактивного загрязнения европейской части России, Белоруссии и Украины. М.: Роскартография, 1998. 143с.
3. Геннадиев А.Н., Голосов В.Н., Чернянский С.С. и др. Анализ сопряженного использования радиоактивного и магнитного трассеров для количественной оценки эрозии почв // Почвоведение. 2005. № 9. С. 1080–1093.
4. Голашвили Т.В., Чечев В.П., Лбов А.А. Справочник нуклидов. М.: ЦНИИАтоминформ, 1995. 440 с.
5. Гусев Н.Г., Дмитриев П.П. Квантовое излучение радиоактивных нуклидов. Справочник. М.: Атомиздат, 1977. 398 с.
6. Дричко В.Ф., Кришок Б.Э., Травникова И.Г. и др. Частотное распределение концентраций радия-226, тория-228 и калия-40 в различных почвах // Почвоведение. 1977. № 9. С. 75–80.
7. Иванов Ю.А., Кашипаров В.А., Зварич С.И., Левчук С.Е. Вертикальный перенос радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах // Радиохимия. 1996. Т. 38. Вып. 3. С. 264–284.
8. Источники и действие ионизирующей радиации. Доклад НКДАР ООН. Нью-Йорк, 1978. Т. 1.

9. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 216 с.

10. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. М.: Мир, 1999. 512 с.

11. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина и Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1991. 398 с.

12. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Бобовникова Ц.И. Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. 1989. Т. 66. Вып. 3. С.194-197.

13. Схемы распада радионуклидов. Энергия и интенсивность излучения. Рекомендации МКРЗ, Публикация 38. В 2 ч., 4 кн. М.: Энергоатомиздат, 1987. 319+395 с.

14. Таллер Е.Б., Бебнева Ю.М., Лурье А.А. Экологические особенности перераспределения ^{137}Cs в почвах агроэкосистем в условиях Курской области // Доклады ТСХА. 2012. Вып. 284. Ч. 1. С. 209–211.

15. Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П. Полевая практика по радиоэкологии: Методическое пособие для студентов факультета почвоведения, агрохимии и экологии. М.: РГАУ-МСХА, 2007. 33 с.

16. Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П. Сельскохозяйственная радиология. Учебник. 2-е изд. СПб.: Лань, 2011. 416 с.

17. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: Двадцатилетний опыт: Доклад экспертной группы «Экология» Чернобыльского форума. Вена: МАГАТЭ, 2008. 180 с.

18. zapoved-kursk.ru (официальный веб-сайт Центрально-черноземного гос. природно-биосферного заповедника). E-mail: alekhin@zapoved-kursk.ru.

ON THE DETERMINATION OF SMALL AND ULTRA-SMALL ^{137}Cs CONTENT IN THE SOIL BY MEANS OF GAMMA SPECTROMETRY USING SCINTILLATION DETECTOR

A.A. LURIE, E.B. TALLER, S.P. TORSHIN

(Russian Timiryazev State Agrarian University)

The research on vertical distribution of ^{137}Cs in non-disturbed soil in a layer from 0 to 100 cm depth was performed at Streletskiy site of the Central Chernozem biosphere reserve with the use of a motored bore. It was revealed that scintillation spectrometry measurements quite often lead to overrated results, which is caused by combination of ^{137}Cs spectrum with the ones irradiated by naturally occurring radionuclides such as ^{214}Bi and ^{208}Tl . The input of these natural radiation sources may be considerable enough and comparable with the "global" levels of ^{137}Cs content in the soil. Corrected results demonstrated that by the present moment almost all volume of ^{137}Cs , polluting undisturbed chernozem soils in the Kursk region, is predominantly concentrated in the upper soil layer which does not exceed the depth of 10–16 cm from the soil surface.

Key words: radioactive caesium (^{137}Cs), radioactive pollution, gamma spectrometry, scintillation detector, vertical distribution of activity, chernozem soil.

Лурье Александр Александрович — д. б. н., проф. кафедры агрономической, биологической химии, радиологии и БЖД РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева (127550, г. Москва, ул. Тимирязевская, д. 49; тел.: (499) 976-40-24; e-mail: alexlurie@inbox.ru).

Таллер Евгений Борисович — к. с.-х. н., доц. кафедры экологии РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева (127550, г. Москва, ул. Тимирязевская, д. 49; тел.: (499) 977-04-86; e-mail: etallereb@mail.ru).

Торшин Сергей Порфирьевич — д. б. н., проф., зав. кафедрой агрономической, биологической химии, радиологии и БЖД РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева (127550, г. Москва, ул. Тимирязевская, д. 49; тел.: (499) 976-40-24; e-mail: storshin@timacad.ru).

Lurie Aleksandr Aleksandrovich — Doctor of Biological Sciences., Professor of the Department of Agronomical, Biological Chemistry, Radiology and Safety of Living, Russian Timiryazev State Agrarian University (127550, Moscow, Timiryazevskaya street, 49; tel.: +7 (499) 976-40-24; e-mail: alexlurie@inbox.ru).

Taller Evgeniy Borisovich — PhD in Agriculture, the Senior Lecturer of the Department of Ecology, Russian Timiryazev State Agrarian University (127550, Moscow, Timiryazevskaya street, 49; tel.: +7 (499) 977-04-86; e-mail: etallereb@mail.ru).

Torshin Sergey Porfirevich — Doctor of Biological Sciences., Professor, Head of the Department of Agronomical, Biological Chemistry, Radiology and Safety of Living, Russian Timiryazev State Agrarian University (127550, Moscow, Timiryazevskaya street, 49; tel.: +7 (499) 976-40-24; e-mail: storshin@timacad.ru).