

Особенности вертикального распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в почвах ближней зоны Чернобыльской АЭС

С.А. КАЛИНИЧЕНКО, В.В. ГОЛОВЕШКИН, С.А. ТАГАЙ

Исследовано вертикальное распределение ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в почвенном профиле лесных фитоценозов и залежи на территории белорусского сектора ближней зоны ЧАЭС за период 2013–2023 гг. Установлены количественные характеристики миграции радионуклидов в профиле почвы – доля распределения по слоям (%), глубина проникновения центра запаса (см), скорость вертикальной миграции (см/год). Наибольшим содержанием радионуклидов во всех фитоценозах характеризуется слой почвы 0–5 см. Отмечено, что концентрация ^{90}Sr в 5–10 см слое почвы березняка уже превышает содержание данного радионуклида в слое 0–5 см, а в слое 10–30 см отмечается до 20 % ^{90}Sr . В слой почвы 30–100 см всех фитоценозов мигрировало около 8 % ^{137}Cs и 13 %, ^{90}Sr , при этом ^{241}Am в этих слоях не обнаружен. Результаты показали, что на особенности вертикального распределения и параметры миграции радионуклидов по профилю почв существенное влияние оказывает режим увлажнения почв в фитоценозах. Подвижность радионуклидов возрастает с увеличением степени гидроморфности почв: автоморфные < полугидроморфные < гидроморфные.

Ключевые слова: радионуклиды, вертикальная миграция, фитоценоз, лесная подстилка, залежь, зона отчуждения ЧАЭС

The vertical distribution of ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am in the soil profile of forest phytocenoses and fallow lands on the territory of the Belarusian sector of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant for the period of 2013–2023 was studied. The quantitative characteristics of the radionuclides migration in the soil profile have been established – the proportion of distribution over layers (%), the depth of penetration of the storage center (cm), the speed of vertical migration (cm/year). The highest content of radionuclides in all phytocenoses is characterized by the 0–5 cm soil layer. It is noted that the concentration of ^{90}Sr in the 5–10 cm layer of birch forest soil already exceeds the content of this radionuclide in the 0–5 cm layer, and in the 10–30 cm layer up to 20 % of ^{90}Sr is observed. About 8 % of ^{137}Cs and 13 % of ^{90}Sr migrated to the 30–100 cm soil layer of all phytocenoses, while ^{241}Am was not detected in these layers. The results showed that the characteristics of the vertical distribution and migration parameters of radionuclides along the soil profile are significantly influenced by the soil moisture regime in phytocenoses. The mobility of radionuclides increases with increasing degree of soil hydromorphism: automorphic < semihydromorphic < hydromorphic.

Keywords: radionuclides, vertical migration, phytocenose, forest floor, fallow lands, exclusion zone of the CNPP.

Введение. В зону крупномасштабного радиоактивного загрязнения после аварии на Чернобыльской АЭС попали значительные территории Среднерусской возвышенности и Полесской низменности. Наиболее высокие уровни загрязнения были сконцентрированы в радиусе 30 км от ЧАЭС, а также на отдельных участках радиуса 300 км на территории северо-северо-восточного следа выпадений (Гомельская, Могилевская и Брянская области). К настоящему времени уже проведено большое количество исследований по изучению миграции радионуклидов после атмосферных выпадений от ядерных испытаний и аварий на предприятиях ядерного топливного цикла. Опубликован ряд работ по оценке количественных параметров миграции радионуклидов по профилю почв различных типов. Было выявлено определяющее влияние на подвижность радионуклидов основных почвенных свойств, среди которых наиболее важными являются содержание илистой фракции, органического вещества, ёмкость катионного обмена, реакция почвенного раствора, режим увлажнения и др. [1]–[9]. Для загрязнённых после аварии на ЧАЭС территорий Беларуси, России и Украины были установлены наиболее высокие скорости миграции радионуклидов в торфяных почвах и почвах лёгкого гранулометрического состава [4]–[6].

Несмотря на проведённые многочисленные исследования, уникальный по масштабу и составу характер долговременного радиоактивного загрязнения оставляет открытые вопросы о закономерностях и динамике перераспределения радионуклидов в различных ландшафтно-

экологических и почвенно-климатических условиях. Территория Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ), расположенного на юго-востоке Беларуси, является специальным полигоном для мониторинговых наблюдений, которые с течением времени позволяют дать всестороннюю оценку особенностей миграционных процессов в загрязнённом радиоактивными веществами почвенном покрове.

Материалы и методы исследований. Объектами исследования являлись почвы на пробных площадках ПГРЭЗ в пяти типичных фитоценозах, характеризующиеся различной степенью увлажнения и уровнем радиоактивного загрязнения. Закладка пробных площадок производилась в соответствии с ТКП 498-2013 (02080) «Радиационный мониторинг лесного фонда. Закладка постоянного пункта наблюдения. Порядок проведения». Все фитоценозы расположены на территории зоны отчуждения ПГРЭЗ на расстоянии 10–12 км от ЧАЭС. Географические координаты и высотное расположение площадок наблюдения представлены в таблице 1.

Таблица 1 – Координаты пробных площадок и их высотное расположение

Название объекта	Фитоценоз	Географические координаты		Высотное расположение, м.
		С.Ш.	В.Д.	
Березовый лес	Ф-1	51°30,825′	030°01,294′	110
Черноольховый лес	Ф-2	51°31,165′	030°00,812′	111
Дубовый лес	Ф-3	51°30,644′	030°02,276′	108
Залежные земли	Ф-4	51°31,139′	030°01,44′	112
Сосновый лес	Ф-5	51°30,781′	030°01,140′	121

Фитоценоз 1 (Ф-1) – березняк, средний возраст деревьев 40–50 лет: расположен в закрытой ложбине, где в весенний период грунтовые воды поднимаются до глубины 15 см от поверхности почвы. Почва дерново-подзолистая супесчаная с расположенным под подстилкой оторфованным гумусовым горизонтом (5–15 см).

Фитоценоз 2 (Ф-2) – черноольшаник, средний возраст деревьев 50–60 лет: расположен на берегу ручья. Почва аллювиальная дерново-глеявая на суглинистом аллювии с оторфованным гумусовым горизонтом. В черноольшанике в весенний период уровень грунтовых вод составляет 25 см.

Фитоценоз 3 (Ф-3) – дубрава, средний возраст деревьев 50–60 лет: расположена на берегу искусственного затопления, образованного в результате перекрытия Погонянского канала. Грунтовые воды в дубраве поднимаются до глубины 40 см. Почва дерново-подзолистая супесчаная глеевая.

Фитоценоз 4 (Ф-4) – залежь: представлена суходольным лугом. Почва дерново-подзолистая супесчаная, слабоподзоленная. Глубина залегания грунтовых вод около 150 см.

Фитоценоз 5 (Ф-5) – сосняк, средний возраст деревьев 50–60 лет: почва дерново-подзолистая песчаная. Глубина залегания грунтовых вод – 250 см.

По условиям увлажнения березняк Ф-1 и черноольшаник Ф-2 – расположены на гидроморфной почве, дубрава Ф-3 – на полугидроморфной, залежь Ф-4 и сосняк Ф-5 – на автоморфной почве.

Отбор проб почвы проводился по почвенному разрезу послойно на глубину 100 см: верхний слой 0–10 см с интервалом 1 см, далее – с интервалом 5 см (10–30 см) и 10 см (30–100 см). Образцы подстилки отбирались по схеме 50 × 50 см. В лабораторных условиях пробы подстилочного слоя и почвы высушивали при температуре 20–25 °С. По окончании пробобработки образцы помещали в сосуды «Маринелли» (объём 1 л) или «денты» (0,1 л) для последующего определения радионуклидов.

Определение удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах проводили инструментальным методом на γ - β -спектрометре «МКС-АТ1315» (Атомтех, Беларусь) с блоком детектирования для регистрации γ -излучения на основе сцинтилляционного кристалла NaI (Тl) размерами $\varnothing 63 \times 63$ мм с погрешностью измерений не более 20 %. Для регистрации β -излучения использовался органический сцинтиллятор на основе полистирола, активированного паратерфинилом, размерами $\varnothing 128 \times 9$ мм. Измерения ^{241}Am проводили на γ -спектрометре

«Canberra» (Canberra Industries, Inc., USA) с детектором из особо чистого германия с композитным углеродным окном с регистрацией γ -излучения в диапазоне энергий 20–2000 кэВ с погрешностью не более 25 %.

Для оценки параметров вертикальной миграции радионуклидов в почвах использовался расчётный показатель центра запаса радионуклида, который характеризует глубины, ниже и выше которых залегают 50 % от общего содержания радионуклида в профиле и рассчитывался по следующей формуле:

$$\text{Центр запаса радионуклида (см)} = \frac{\sum(A_i \times L_i)}{\sum(A_i)},$$

где A_i – плотность загрязнения i -го слоя почвы (кБк/м²); L_i – глубина залегания i -го слоя почвы от поверхности (см).

Среднее значение плотности загрязнения почвы в пределах реперной сети составляло для ¹³⁷Cs – 3417,4 кБк/м², с интервалом от 1990,9 до 5127,7 кБк/м², для ⁹⁰Sr – 815,3 кБк/м², с интервалом от 90,1 до 1417,9 кБк/м², для ²⁴¹Am – 70,9 кБк/м², с интервалом от 40,1 до 98,1 кБк/м².

Результаты исследований и их обсуждение. Динамика вертикальной миграции радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am в профиле почвы на площадках наблюдений за период наблюдений 2013–2023 гг. представлена на рисунках 1–5. За 100 % принято общее содержание в верхнем 100 см слое почвы.

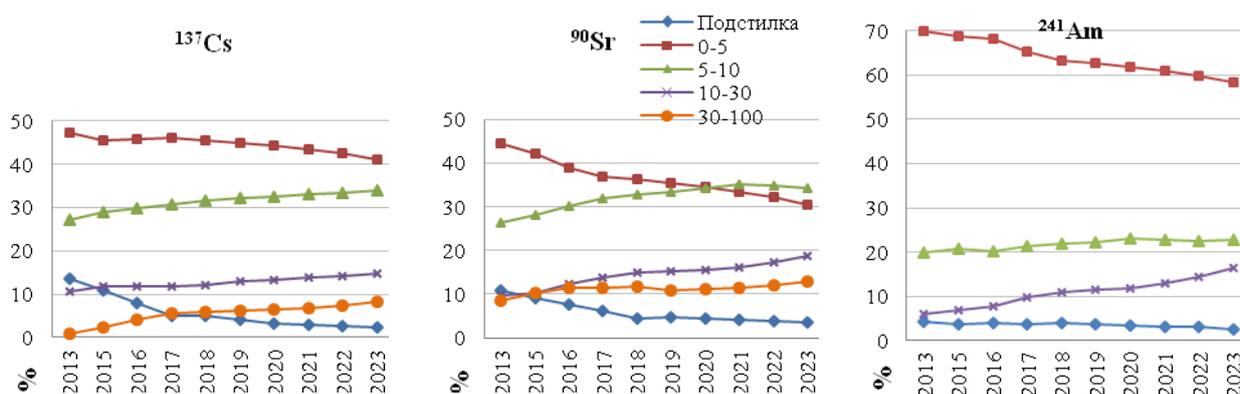


Рисунок 1 – Динамика вертикального распределения радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am в профиле почвы на площадке березового леса Ф-1

Общей особенностью вертикального перемещения радионуклидов в лесных почвах является то, что в их органогенном слое (подстилке) и минеральной толще перераспределение радионуклидов протекает с различной интенсивностью и определяется доминированием различных процессов. Подстилка лесных почв является биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов, от удерживающей способности которого зависит содержание нуклидов в минеральной части почвы. В подстилке перемещение радиоактивных элементов вглубь почвенного профиля происходит, в основном, за счёт ежегодного поступления на поверхность почвы относительно более чистого растительного опада, в то время как в минеральной толще только в результате протекания миграционных процессов [10]. На период 2023 г. в органогенном слое подстилки почв лесных фитоценозов Ф-1, Ф-2, Ф-3, Ф-5 сосредоточено 2,4–13,7 % ¹³⁷Cs, 1,1–11,1 % ⁹⁰Sr и 1,3–10,1 % ²⁴¹Am (рисунки 1–5). Исследования показали, что подстилка соснового леса Ф-5 (рисунок 5) аккумулирует до сих пор более 10 % радионуклидов. Это объясняется тем, что в сосновых насаждениях формируется мощный слой подстилки (4,0 см), которая медленно во времени минерализуется и относительно небольшая часть радионуклидов мигрирует в почвенные слои.

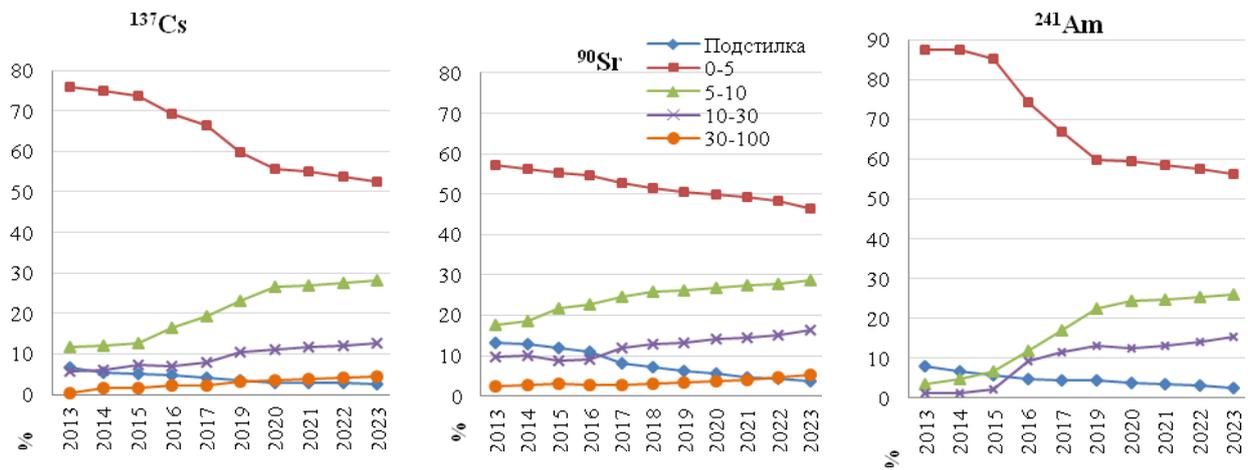


Рисунок 2 – Динамика вертикального распределения радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в профиле почвы на площадке черноольхового леса Ф-2



Рисунок 3 – Динамика вертикального распределения радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в профиле почвы на площадке дубового леса Ф-3

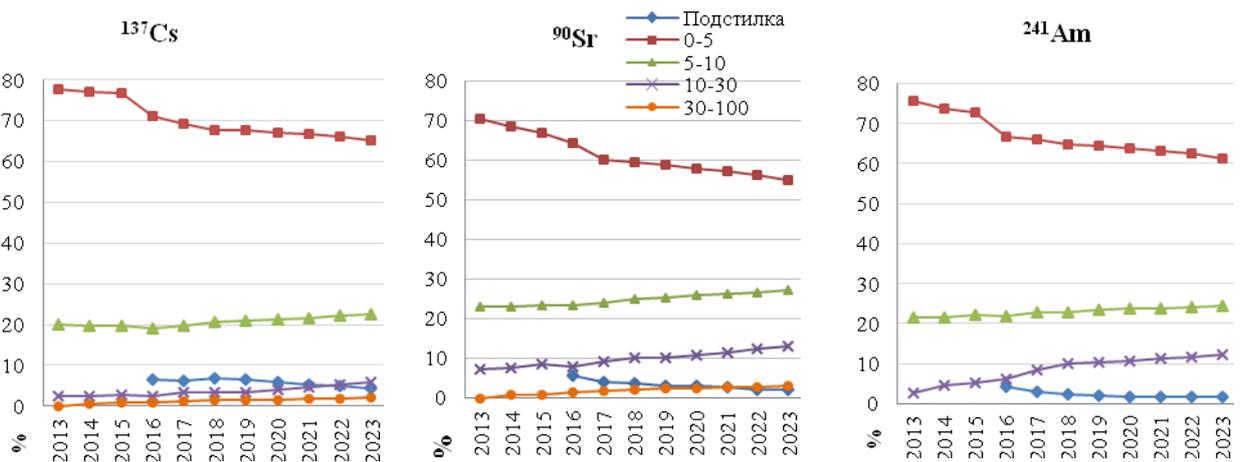


Рисунок 4 – Динамика вертикального распределения радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в профиле почвы на площадке залежи Ф-4

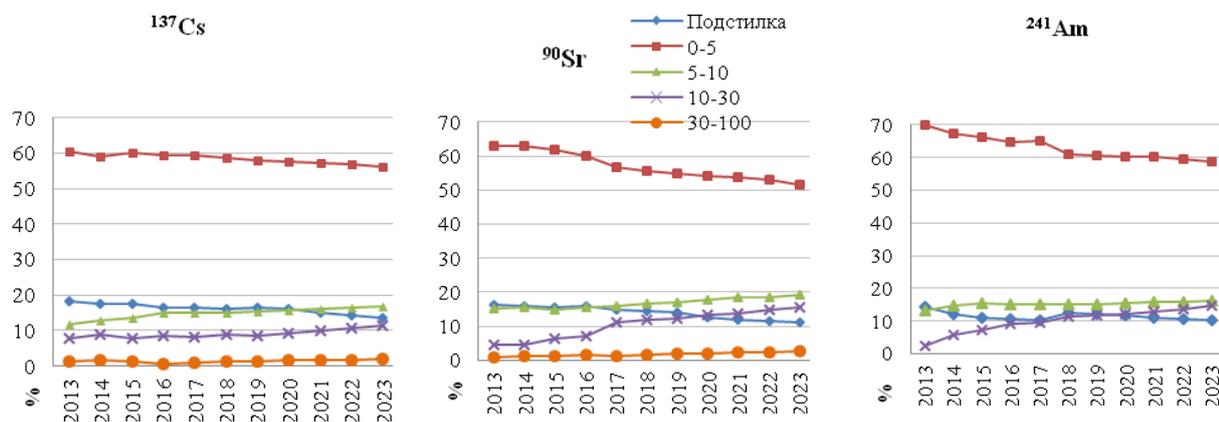


Рисунок 5 – Динамика вертикального распределения радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в профиле почвы на площадке соснового леса Ф-5

В верхнем 5-см слое минеральной части почвы всех фитоценозов сосредоточена основная доля ^{137}Cs (41,0–65,3 %) и ^{241}Am (56,3–61,6 %), а в 10-см слое содержится от 4,9 до 82,0 % ^{90}Sr . На данный период времени особенностью профильного распределения радионуклидов в почве березняка Ф-1 является сближение уровней содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в слоях 0–5 см и 5–10 см (рисунок 1). Концентрация ^{90}Sr в 5–10 см слое почвы березняка уже превышает содержание этого радионуклида в слое 0–5 см, а в слое 10–30 см отмечается до 20 % ^{90}Sr . В почвах всех фитоценозов в слой 30–100 см мигрировало не более 8,2 % ^{137}Cs и 12,9 % ^{90}Sr , причем ^{241}Am в этих слоях не обнаружен.

Результаты расчёта центров запаса радионуклидов в почвах пробных площадок с различным режимом увлажнения представлены в таблице 2. Данный параметр – медиана распределения, характеризует половину запаса радионуклида и соответствующую ей отметку глубины почвенного профиля, наилучшим образом применим для оценки интенсивности вертикальной миграции радионуклидов за период, прошедший после выпадений. В профиле автоморфных почв Ф-4 (залежь) и Ф-5 (сосняк) центр запаса ^{137}Cs не вышел за пределы 8 см, тогда как в гидроморфной почве половина содержания этого радионуклида уже достигла глубины 12 см в Ф-1 (березняк) и 9 см в Ф-2 (черноольшаник).

Таблица 2 – Глубина проникновения 50 % запаса радионуклидов в почвах с различным режимом увлажнения

Тип почвы	Глубина слоя, см		
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am
Гидроморфные Ф-1, Ф-2	9,58–12,51	15,08–20,06	7,54–7,67
Полугидроморфные Ф-3	8,68	10,83	7,19
Автоморфные Ф-4, Ф-5	6,84–7,64	8,89–9,31	6,73–6,76

Большой подвижностью обладает ^{90}Sr , что усиливается в условиях избыточного увлажнения почв. Глубина проникновения 50 % ^{90}Sr в почвах с избыточным увлажнением находилась в пределах 10–20 см, тогда как в автоморфных почвах центр запаса еще не вышел за пределы 10 см. Положение центров запаса ^{241}Am варьировало в относительно узком диапазоне 6–8 см в профилях почв всех фитоценозов. Известно, что на период 2010 г. в почвенном профиле сосняков на территории ПГРЭЗ центр запаса ^{241}Am не выходил за пределы 3 см [11]. Результаты настоящего исследования свидетельствуют, что к 2023 г. уже состоялся 2-х кратный сдвиг медианного содержания америция до глубины 6–7 см вниз вертикального профиля автоморфной почвы сосновых фитоценозов.

В таблице 3 отображены данные по скорости вертикальной миграции радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am по профилю почв реперных площадок фитоценозов.

Подвижность радионуклидов заметно возрастает с увеличением степени гидроморфности почв: автоморфные < полугидроморфные < гидроморфные. Скорость миграции медианного содержания ^{137}Cs составила для автоморфных почв 0,31–0,35 см/год, для полугидроморфных – 0,43 см/год и гидроморфных почв 0,54–0,57 см/год. Следует отметить, что скорость вертикальной миграции ^{90}Sr в 1,2–1,5 раз превышает скорость миграции ^{137}Cs и состав-

ляют 0,45–0,48 см/год, 0,60 и 0,71–0,75 см/год соответственно. ^{241}Am проявляет более низкие мобильные параметры. В дальнейшем необходимо учитывать постоянное увеличение со временем удельной активности долгоживущего ^{241}Am ($T_{1/2} = 432,2$ г.) в почве вследствие физического распада материнского ^{241}Pu ($T_{1/2} = 15,16$ г.), что может отразиться на характеристиках вертикального распределения америция.

Таблица 3 – Скорость вертикальной миграции радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am) по профилю почв, см/год

Тип почвы	Скорость миграции, см/год		
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am
Гидроморфные Ф-1, Ф-2	0,54–0,57	0,71–0,75	0,36–0,40
Полугидроморфные Ф-3	0,43	0,60	0,34
Автоморфные Ф-4, Ф-5	0,31–0,35	0,45–0,48	0,24–0,26

Для исследования влияния атмосферных осадков на параметры вертикальной миграции были использованы два расчетных показателя – сумма осадков и их интенсивность. В качестве климатической характеристики интенсивности осадков применялась плотность осадков, которая вычисляется как среднее количество осадков в день выпадений. В ходе проведенного корреляционного анализа данных за 2021 г. с учетом годовой суммы 505,7 мм и их плотности 0,19 мм доказано, что величина скорости вертикальной миграции радионуклидов в почвах зависит от суммы атмосферных осадков. Расчетный коэффициент линейной корреляции Пирсона составлял 0,66 для ^{137}Cs и 0,61 для ^{90}Sr при уровне значимости менее 0,05 и критическом значении корреляции Пирсона 0,58 для ^{137}Cs и ^{90}Sr . Для ^{241}Am коэффициент линейной корреляции Пирсона составлял 0,59 при уровне значимости менее 0,05 и критическом значении корреляции Пирсона 0,50. Степень корреляционной связи для всех радионуклидов средняя ($r > 0,50–0,69$). Результаты корреляционного анализа показали, что плотность осадков также оказывала определенное влияние на параметры миграции радионуклидов в почве. Коэффициент линейной корреляции Пирсона составлял 0,87 для ^{137}Cs , 0,75 для ^{90}Sr и 0,55 для ^{241}Am при уровне значимости менее 0,05 и критических значениях корреляции Пирсона 0,81, 0,71 и 0,63 соответственно.

Заключение. Анализ распределения ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в вертикальных профилях почвенных горизонтов на реперных площадках различных фитоценозов (березовый, черноольховый, дубовый, сосновый лес и залежь), расположенных на территории ПГРЭЗ, показал, что наибольшим содержанием радионуклидов до сих пор характеризуется слой 0–5 см. Отмечено, что в профиле почвы березняка на период 2023 г. доля ^{90}Sr в слое 5–10 см уже превышает таковую долю в слое 0–5 см. Общей закономерностью для всех почв пунктов наблюдения является полное отсутствие ^{241}Am в слоях почв глубже 30 см. Положение центров запаса радионуклидов в почвенных разрезах находилось на уровне 6,84–12,51 см – ^{137}Cs , 8,89–20,06 см – ^{90}Sr и 6,73–7,67 см – ^{241}Am . Установлено, что на особенности вертикального распределения и параметры миграции радионуклидов по профилю почв существенное влияние оказывает режим увлажнения почв в фитоценозах. Подвижность радионуклидов возрастает с увеличением степени гидроморфности почв: автоморфные < полугидроморфные < гидроморфные. В почвах с избыточным увлажнением глубина проникновения радионуклидов более высокая и зависит от степени насыщенности влагой, что усиливает процессы диффузионного и конвективного переноса.

Авторы выражают благодарность сотрудникам отдела радиационно-экологического мониторинга и лаборатории спектрометрии и радиохимии научного отдела ПГРЭЗ за участие в выполнении отбора проб на территории зоны отчуждения и аналитических определений.

Литература

1. Силантьев, А. Н. Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС / А. Н. Силантьев, И. Г. Шкуратова, Ц. И. Бобовникова // Атомная энергия. – 1989. – Т. 66, № 3. – С. 194–197.
2. Анисимов, В. С. Вертикальная миграция ^{137}Cs чернобыльских выпадений в различных ландшафтах / В. С. Анисимов, В. К. Кузнецов, А. И. Санжаров // Радиационная биология, радиоэкология. – 2021. – Т. 61, № 3. – С. 286–300.

3. Рамзаев, В. П. Вертикальное распределение ^{137}Cs в дерново-подзолистой песчаной почве на лугах и в лесах Брянской области в 2015–2016 гг. / В. П. Рамзаев, А. Н. Барковский, К. В. Варфоломеева // Радиационная гигиена. – 2019. – Т. 12, № 3. – С. 27–41.
4. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС : биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / Под ред. чл.-корр. РАН Н. И. Санжаровой и проф. С. В. Фесенко. – М. : РАН, 2018. – 278 с.
5. Подоляк, А. Г. Влияние вертикальной миграции и форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах на их биологическую доступность на примере естественных лугов Белорусского полесья / А. Г. Подоляк // Агрохимия. – 2007. – №2. – С. 72–82.
6. Кузнецов, В. К. Динамика распределения ^{137}Cs в почвенном профиле целинных черноземов / В. К. Кузнецов, С. И. Спиридонов, В. В. Иванов [и др.] // Агрохим. вестн. – 2020. – № 4. – С. 12–15.
7. Ivanov, Y. A. Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian soils / Y. A. Ivanov, N. Lewyckij, S. E. Levchuk [et al.] // J. Environ. Radioact. – 1997. – № 35. – P. 1–21.
8. Krstic, D. Verticale profile of ^{137}Cs in soil / D. Krstic, D. Nikezi, N. Stevanovi, M. Jeli // Appl. Radiat. Isotopes. – 2004. – № 6. – P. 1487–1492.
9. Arapis, G. Effective migration velocity of ^{137}Cs and ^{90}Sr as a function of the type of soils in Belarus / G. Arapis, E. Petrayev, E. Shagalova, O. Zhukova [et al.] // J. Environ. Radioact. – 1997. – № 34. – P. 171–185.
10. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС : состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / В. А. Ипатьев, В. Ф. Багинский, И. М. Булавик [и др.] ; под общ. ред. В. А. Ипатьева. – Гомель : Институт леса НАН Беларуси, 1999. – 454 с.
11. Тагай, С. А. Распределение ^{241}Am в профиле почвы зоны отчуждения ЧАЭС в условиях затопления территории / С. А. Тагай // Известия ГГУ им. Ф. Скорины. – 2010. – № 3 (60). – С. 139–145.

Полесский государственный
радиационно-экологический заповедник

Поступила в редакцию 15.04.2024