

УДК 539.163:574.4:631.4

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ И ^{137}Cs В ПРОФИЛЯХ ПОЧВ ЛЕСНЫХ, АГРО- И УРБОЭКОСИСТЕМ МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2020 г. Д. Н. Липатов^{1,*}, Д. В. Манахов¹, С. В. Мамихин¹, Г. И. Агапкина¹

¹ Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Факультет почвоведения, Москва, Россия

*E-mail: dlip@soil.msu.ru

Поступила в редакцию 11.07.2019 г.

После доработки 20.08.2019 г.

Принята к публикации 18.09.2019 г.

Определены типы распределения ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs в профилях природных и техногенно-нарушенных дерново-подзолистых, дерново-подзолисто-глеевых, агродерново-подзолистых почв и стратоземов, изученных в Солнечногорском и Раменском районах Московской области. Выявлена сопряженность профильных распределений естественных радионуклидов. Установлено, что плотность загрязнения ^{137}Cs на исследованных территориях составляет 0.8–3.0 кБк/м² и соответствует уровням, обусловленным глобальными выпадениями. Зафиксированные уровни удельной активности ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в почвенных горизонтах зависят в наибольшей степени от районов залегания, различающихся по составу почвообразующих и подстилающих пород, тогда как влияние типов почв и экосистем не выражено.

Ключевые слова: естественные радионуклиды, ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs , радиационный мониторинг, дерново-подзолистые почвы, стратоземы

DOI: 10.31857/S0869803120040062

Радиационная обстановка в экосистемах в значительной степени определяется γ -излучением естественных радионуклидов (ЕРН), рассеянных в горных породах, почвах и других природных средах. γ -Излучение от естественных радионуклидов, содержащихся в почве, формируют представители семейств ^{238}U и ^{232}Th , а также ^{40}K [1, 2]. Региональные уровни удельных активностей ЕРН в почвах определяются концентрацией этих элементов в почвообразующих породах. Вместе с тем важной задачей является определение диапазонов варьирования удельных активностей ЕРН в отдельных почвенных профилях с различным составом почвообразующих и подстилающих пород.

Современные параметры радиационно-экологической обстановки окружающей среды в Москве и Московской области изменяются в пределах многолетних колебаний их фоновых уровней [3]. Плотность загрязнения ^{137}Cs на территории Московской области в постчернобыльский период не превышала 3.7 кБк/м² (0.1 Ки/км²) [4], и региональное распределение этого техногенного радионуклида сформировано преимущественно глобальными выпадениями. Оценка уровней удельной активности ЕРН и ^{137}Cs в почвах различных

экосистем — необходимая составная часть регионального радиационного мониторинга.

В профилях почв лесных таежных ландшафтов распределение ЕРН связано с процессами подзолообразования и элювиально-иллювиальной дифференциации [5, 6]. Вертикальное распределение ^{137}Cs в почвах лесных экосистем на территориях чернобыльских выпадений характеризуется долгосрочной аккумуляцией этого техногенного радионуклида в верхних органогенных горизонтах и резким уменьшением его удельной активности глубже слоя 10–20 см [7, 8]. Актуальной задачей является анализ профильных распределений ЕРН и ^{137}Cs в почвах лесных экосистем на фоновых территориях, включающих Московскую область.

В профилях агропочв распределение ЕРН, унаследованное от доагрогенных аналогов, может изменяться вследствие различной миграционной подвижности радионуклидов [9, 10]. К увеличению радиоактивного загрязнения верхних слоев агропочв может приводить долгосрочное применение фосфорных удобрений и мелиорантов, для которых характерны высокие уровни удельной активности радионуклидов ряда ^{238}U – ^{226}Ra [11, 12]. Распределение ^{137}Cs в профилях агропочв на

территориях чернобыльских выпадений проявляет равномерный характер в пределах пахотного горизонта, что объясняется его ежегодным перемешиванием в ходе сельскохозяйственных работ, а в подпахотной толще удельная активность этого радионуклида резко снижается [13, 14]. Распределение ЕРН и ^{137}Cs в верхних слоях агропочв значительно изменяется под влиянием эрозионных процессов, при этом радионуклиды могут рассматриваться в качестве трассеров этих явлений [15, 16]. Изучение профильных распределений ЕРН и ^{137}Cs в почвах агроэкосистем на фоновых территориях, включающих Московскую область, необходимо для оптимизации параметров радиационного контроля сельскохозяйственных угодий.

В профилях урбопочв распределение ЕРН и ^{137}Cs связано с влиянием не только природных, но и техногенных факторов [17–19]. В урбоэкосистемах некоторые техногенные компоненты (стройматериалы, дорожные покрытия, промышленные отходы) могут характеризоваться значениями удельных активностей ЕРН, превышающими в несколько раз фоновые уровни, установленные для почв природных ландшафтов [20, 21]. В ряде исследований для почв городских и промышленных территорий отмечены особенности распределения радионуклидов, связанные с техногенной миграцией радионуклидов, включением в верхние горизонты строительных отходов и насыпных песчаных слоев [22–24]. Анализ распределений ЕРН и ^{137}Cs в профилях урбопочв важен для контроля радиационной безопасности городской среды, а также позволяет применять радионуклиды в качестве трассеров при реконструкции этапов землепользования в урбоэкосистемах.

Цель данной работы – описание особенностей распределения ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs в профилях почв лесных, агро- и урбоэкосистем, исследованных на территории Московской области.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Исследования проводились в 2012–2016 гг. в Солнечногорском и Раменском районах Московской области. В Солнечногорском районе изучались лесные биогеоценозы и агроценозы на территории Учебно-опытного почвенно-экологического центра МГУ им. М.В. Ломоносова “Чашниково” вблизи одноименной деревни. В качестве объектов исследования выступили почвенные разрезы: № 1–3 – в различных лесных биогеоценозах, № 4–6 – в агроценозах с 10–20-летним периодом залежного использования (табл. 1). В Раменском районе исследования проведены в техногенно-нарушенных биогеоценозах и урбоэкосистемах вблизи деревни Полушкино. В качестве объектов выступили почвенные разрезы: № 7–9 – в раз-

личных техногенно-нарушенных лесных биогеоценозах, № 10–12 – в урбоэкосистемах придорожной зоны и дачных участков (табл. 1). Описание морфологического строения профилей с выделением горизонтов и таксономическим названием почв проводилось на основе Классификации почв России [25].

Пробоотбор в почвенных разрезах выполняли по генетическим горизонтам, а в пределах горизонтов – по 10–20-сантиметровым слоям. В лабораторных условиях пробы высушивали, помещали в измерительные сосуды и герметизировались, после установления радиоактивного равновесия ^{226}Ra – ^{222}Rn в них измеряли удельную активность ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs на сцинтилляционном гамма-спектрометре с детектором NaI(Tl) 63×63 “Мультирад” (ООО “НТЦ Амплитуда”, Россия).

При статистической обработке данных по каждому профилю проводили проверку нормального закона распределения с помощью критерия Уилка–Шапиро. Для выявления взаимосвязей рассчитывали коэффициенты корреляции Пирсона и Спирмена. Для оценки влияния глубины пробоотбора, типов почв и экосистем, а также их региональной приуроченности на варьирование ЕРН и ^{137}Cs проводили четырехфакторный дисперсионный анализ без учета влияния взаимодействия факторов.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Распределение ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в профиле дерново-подзолистой почвы на покровном суглинке, подстилаемом мореной, имеет достаточно равномерный характер (рис. 1,а). Отмечаются слабовыраженный минимум удельных активностей ЕРН в горизонте EL и их отчетливое увеличение в горизонте BCt по сравнению с нижележащим горизонтом D.

Распределение ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в дерново-подзолистой почве на покровном суглинке, подстилаемом флювиогляциальными отложениями, неоднородно в различных частях профиля (рис. 1,б). В пределах верхней толщи, включающей горизонты AY, AEL и EL, распределение ^{226}Ra имеет равномерный характер с уровнем удельной активности 26–28 Бк/кг. Распределение ^{232}Th и ^{40}K характеризуется увеличением удельной активности в горизонте EL. В средней части профиля в горизонте BEL отмечается резкое почти двукратное уменьшение удельных активностей всех ЕРН. В глубоких слоях почвы они продолжают уменьшаться, но плавно, доходя в горизонте D до минимальных значений: ^{226}Ra – 8 Бк/кг, ^{232}Th – 7 Бк/кг, ^{40}K – 257 Бк/кг.

Распределение ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в дерново-подзолисто-глеевой конкреционной почве относит-

Таблица 1. Характеристика экосистем и почв на исследованных территориях
Table 1. Characteristics of ecosystems and soils in the studied areas

Район исследования	Номер почвенного разреза	Координаты	Фитоценоз, местоположение участка	Название почвы, морфологическое строение профиля, горизонты (см)
Солнечногорский район, vicinity деревни Чашниково	1	56.04347° с.ш. 37.17250° в.д.	Ельник с подростом дуба и подростом из рябины	Дерново-подзолистая легкосуглинистая на покровном суглинке, подстилаемом мореной AY(0-12)-AEL(12-25)-EL(25-36)-BEL(36-50)-BT1(50-70)-BCt(70-100)-D(100-120)
	2	56.04434° с.ш. 37.16928° в.д.	Дубово-еловый лес	Дерново-подзолистая легкосуглинистая на покровном суглинке, подстилаемом флювиогляциальными отложениями O(0-1)-AY(1-12)-AEL(12-45)-EL(45-60)-BEL(60-84)-BF(84-110)-D(110-130)
	3	56.02639° с.ш., 37.19930° в.д.	Елово-березовый лес	Дерново-подзолисто-глеевая конкреционная легкосуглинистая почва на покровном суглинке O(0-1)-AY(1-10)-AEL(10-22)-ELnn(22-36)-BEL(36-46)-BTg(46-60)-G(60-100)
	4	56.03912° с.ш., 37.16787° в.д.	Разнотравно-злаковый луг в агроценозе на 10-летней залежи	Агродерново-подзолистая легкосуглинистая на покровном суглинке, подстилаемом мореной P(0-30)-BEL(30-40)-BTy(40-80)-D(80-100)
	5	56.03990° с.ш., 37.16818° в.д.	Разнотравно-злаковый луг в агроценозе на 10-летней залежи	Агродерново-подзолистая легкосуглинистая на покровном суглинке, подстилаемом мореной P(0-30)-BEL(30-43)-BTy(43-65)-BT(65-90)-BCg(90-105)
	6	56.04172° с.ш., 37.16918° в.д.	Разнотравно-злаковый луг в агроценозе на 20-летней залежи	Агродерново-подзолистая легкосуглинистая на покровном суглинке, подстилаемом мореной P(0-30)-BEL(30-43)-BT(43-68)-BC(68-106)-C(106-120)
Раменский район, vicinity деревни Полушкино	7	55.69069° с.ш. 38.05964° в.д.	Злаково-разнотравный луг после корчевки леса	Дерново-подзолистая турбированная легкосуглинистая на покровном суглинке AYtr(0-10)-BEL(10-20)-BT(20-60)-C(60-90)
	8	55.69256° с.ш. 38.05133° в.д.	Березово-дубовый лес рядом с автодорогой	Дерново-подзолистая глееватая турбированная легкосуглинистая на покровном суглинке AYtr(0-10)-BELtr(10-20)-BT(20-40)-BTg(40-70)-Cg(70-100)
	9	55.70025° с.ш. 38.04717° в.д.	Дубово-березовый лес рядом с автодорогой	Дерново-подзолистая легкосуглинистая на погребенной дерново-подзолисто-глеевой AY(0-17)-AEL(17-25)-BEL(25-35)-BT(35-45)-[ELg](45-60)-[BELg](60-80)-[BTg](80-100)
	10	55.70511° с.ш. 38.0525° в.д.	Участок без растений в придорожной зоне	Стратозем серогумусовый урбостратифицированный легкосуглинистый AYur(0-10)-RY1ur(10-50)-RY2ur(50-70)-BD(70-90)
	11	55.69931° с.ш. 38.04464° в.д.	Рудеральный луг в придорожной зоне	Стратозем серогумусовый урбостратифицированный легкосуглинистый на погребенной дерново-подзолистой почве AYur(0-10)-RY1ur(10-30)-RY2ur(30-50)-BEL(50-70)-BT(70-90)
	12	55.70100° с.ш. 38.04758° в.д.	Злаково-разнотравный луг на дачном участке	Агростратозем серогумусовый урбостратифицированный среднесуглинистый на погребенной дерново-подзолистой почве Pur(0-10)-RYur(10-30)-BEL(30-50)-BT(50-70)-BD(70-90)

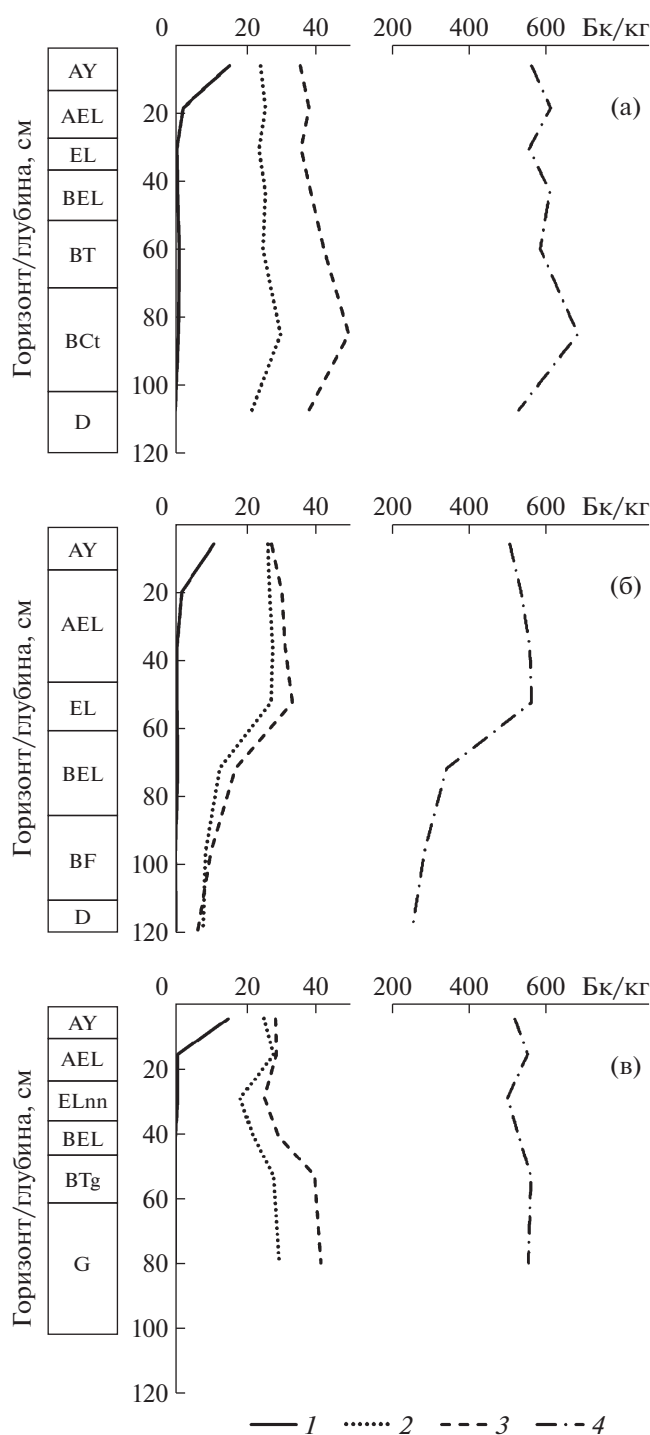


Рис. 1. Профильное распределение удельной активности ^{137}Cs (1), ^{226}Ra (2), ^{232}Th (3) и ^{40}K (4) в дерново-подзолистых почвах: разр. 1 (а), разр. 2 (б) и дерново-подзолисто-глеевой почве разр. 3 (в) в лесных экосистемах.

Fig. 1. Profile distribution of specific activity ^{137}Cs (1), ^{226}Ra (2), ^{232}Th (3) и ^{40}K (4) in sod-podzolic soils: profile 1 (a), profile 2 (b) and sod-podzolic-gley soil: profile 3 (c) in forest ecosystems.

ся к элювиально-иллювиальному типу (рис. 1, в). В подзолисто-элювиальном горизонте ELnn зафиксированы наименьшие значения удельных активностей ЕРН. В вышележащем горизонте AEL удельная активность ЕРН немного выше, но их аккумуляция в горизонте АУ не отмечена. В иллювиально-глеевом горизонте BTg наблюдается резкое увеличение удельных активностей, в нижележащем глеевом горизонте G продолжается их плавное увеличение.

Распределение ^{137}Cs в исследованных дерново-подзолисто-глеевой и дерново-подзолистых почвах характеризуется регрессивно-аккумулятивным типом (рис. 1). Значения удельной активности ^{137}Cs уменьшаются в пределах верхних горизонтов АУ и АЕЛ – от 10–16 до 1–2 Бк/кг, а в более глубоких слоях – ниже 1 Бк/кг. Плотность загрязнения ^{137}Cs для этих почв составляла 2.2–3.0 кБк/м².

Распределение ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в агродерново-подзолистых почвах характеризуется широким диапазоном варьирования (рис. 2). В агроэкосистеме на 10-летнем залежном участке в пределах старопашотного горизонта Р (0–30 см) отмечено два типа профильных кривых. В одном из них наблюдается достаточно равномерное распределение ЕРН в этом горизонте с постепенным уменьшением удельных активностей на его нижней границе (рис. 2, а). В подпахотной толще этого профиля отмечено резкое увеличение удельных активностей ЕРН. В нижней части этой почвы, включающей горизонты ВТу и D, наблюдается постепенное уменьшение удельных активностей ЕРН.

В распределении ЕРН по второму профилю агродерново-подзолистой почвы зафиксирован локальный минимум в слое 15–20 см старопашотного горизонта (рис. 2, б). В средней части этого профиля отмечено постепенное увеличение удельных активностей ЕРН, и максимум наблюдается в горизонте ВТу. В нижних горизонтах ВТ и ВСg наблюдается снижение удельных активностей ЕРН, соответствующее переходу к почвообразующей породе.

Распределение ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в агродерново-подзолистой почве на 20-летней залежи имеет неоднородный характер только в верхней части профиля (рис. 2, в). В пределах старопашотного горизонта зафиксированы два локальных минимума удельных активностей ЕРН: в слоях 5–10 и 20–25 см. Для распределения ^{232}Th наиболее четко выражен максимум удельной активности в верхней части подпахотного горизонта BEL. В средней и нижней частях этого профиля распределение ^{40}K достаточно равномерное, а значения удельных активностей ^{226}Ra и ^{232}Th постепенно уменьшаются при переходе к горизонтам почвообразующей породы ВС и С.

Профильное распределение ^{137}Cs в исследованных агродерново-подзолистых почвах имеет

достаточно равномерный характер в пределах старопашотного горизонта, характеризуюсь значениями около 5 Бк/кг (рис. 2). В нижней части этого горизонта при переходе к подпахотной толще удельная активность ^{137}Cs резко уменьшается до значений <1 Бк/кг и не превышает этот уровень в более глубоких слоях почвы. Плотность загрязнения ^{137}Cs для агродерново-подзолистых почв составляла 1.9–2.4 кБк/м².

Распределение ЕРН в исследованных техногенно-нарушенных дерново-подзолистых почвах можно отнести к элювиальному типу, но с различными особенностями, связанными со строением профилей (рис. 3). На участке после корчевки леса в дерново-подзолистой турбированной почве минимальные значения удельных активностей отмечены в верхнем горизонте АУtr (рис. 3,а). В средней части этого профиля распределение ЕРН достаточно равномерное. При переходе к горизонту С, представленному почвообразующей породой, отмечается почти двукратное увеличение удельной активности ^{226}Ra и ^{232}Th , тогда как этот показатель для ^{40}K снижается.

В профиле дерново-подзолистой глееватой турбированной почвы наряду с минимальными значениями в поверхностном горизонте АУtr отмечено снижение удельных активностей ^{226}Ra и ^{232}Th в горизонтах ВТ и ВТg (рис. 3,б). В горизонте ВЕLtr наблюдается локальное увеличение удельных активностей ЕРН. В нижней части профиля при переходе к горизонту С, представленного оглеенной почвообразующей породой, отмечается резкое увеличение удельных активностей: ^{226}Ra – в 2 раза и ^{232}Th – в 1.5 раза. Распределение ^{40}K в средней и нижней частях этого профиля – равномерное.

В дерново-подзолистой на погребенной дерново-подзолисто-глеевой почве отмечается аналогичное уменьшение удельных активностей ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в верхнем горизонте АУtr (рис. 3,в). Еще один локальный минимум удельных активностей зафиксирован в средней части этого профиля: для ^{226}Ra и ^{40}K – в горизонте ВЕL, для ^{232}Th – в горизонте ВТ. В нижней части профиля при переходе к горизонтам [ЕLg], [ВЕLg] погребенной дерново-подзолисто-глеевой почвы отмечается увеличение удельных активностей ЕРН в 2–3 раза.

Распределение ^{137}Cs в профилях техногенно-нарушенных дерново-подзолистых почв имеет равномерно-аккумулятивный характер в пределах верхней 20-сантиметровой толщи (рис. 3). При этом в верхних горизонтах различных профилей значения удельных активностей варьируют от 3.5 до 15.0 Бк/кг. В средних и нижних слоях большинства профилей значения удельной активности ^{137}Cs не превышают 1 Бк/кг (рис. 3,а, 3,б). Однако в дерново-подзолистой на погребенной

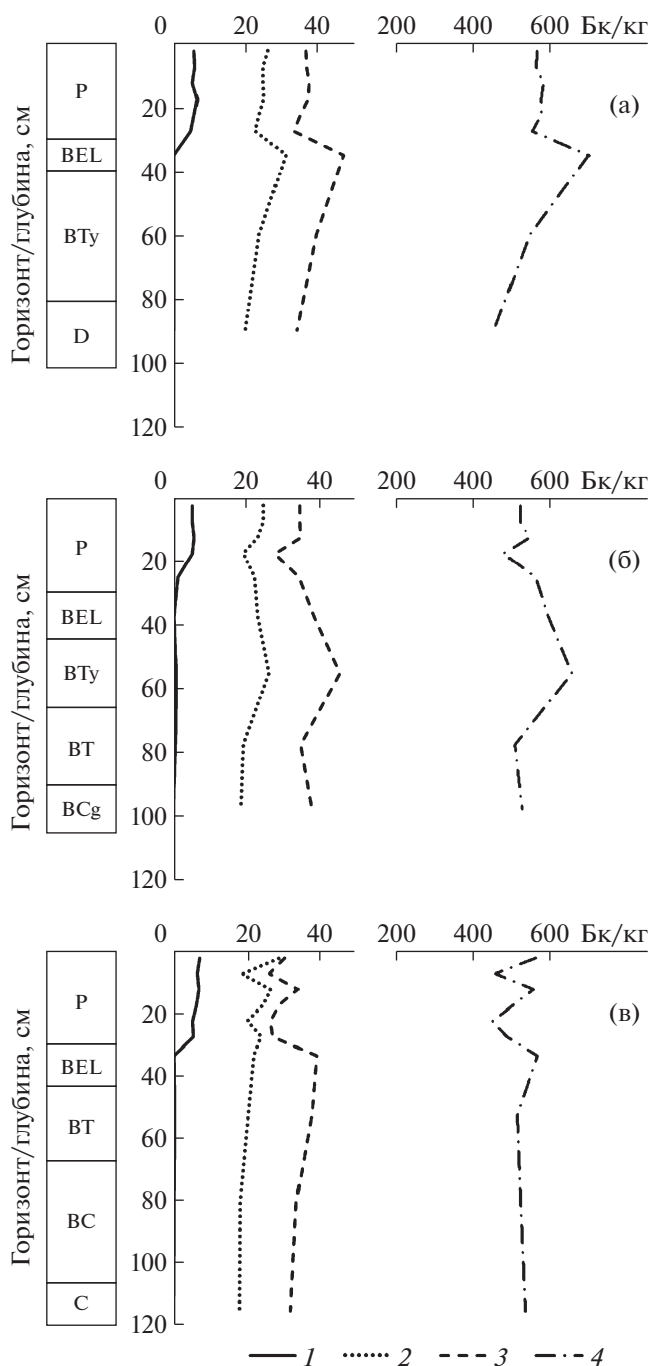


Рис. 2. Профильное распределение удельной активности ^{137}Cs (1), ^{226}Ra (2), ^{232}Th (3) и ^{40}K (4) в агродерново-подзолистых почвах: разр. 4 (а), разр. 5 (б), разр. 6 (в) в сельскохозяйственных залежных экосистемах.

Fig. 2. Profile distribution of specific activity ^{137}Cs (1), ^{226}Ra (2), ^{232}Th (3) and ^{40}K (4) in agro-podzolic soils: profile 4 (a), profile 5 (b), profile 6 (c) in agricultural fallow ecosystems.

дерново-подзолисто-глеевой почве отмечены значения удельной активности ^{137}Cs , равные 1.1–1.5 Бк/кг и приуроченные к верхней границе по-

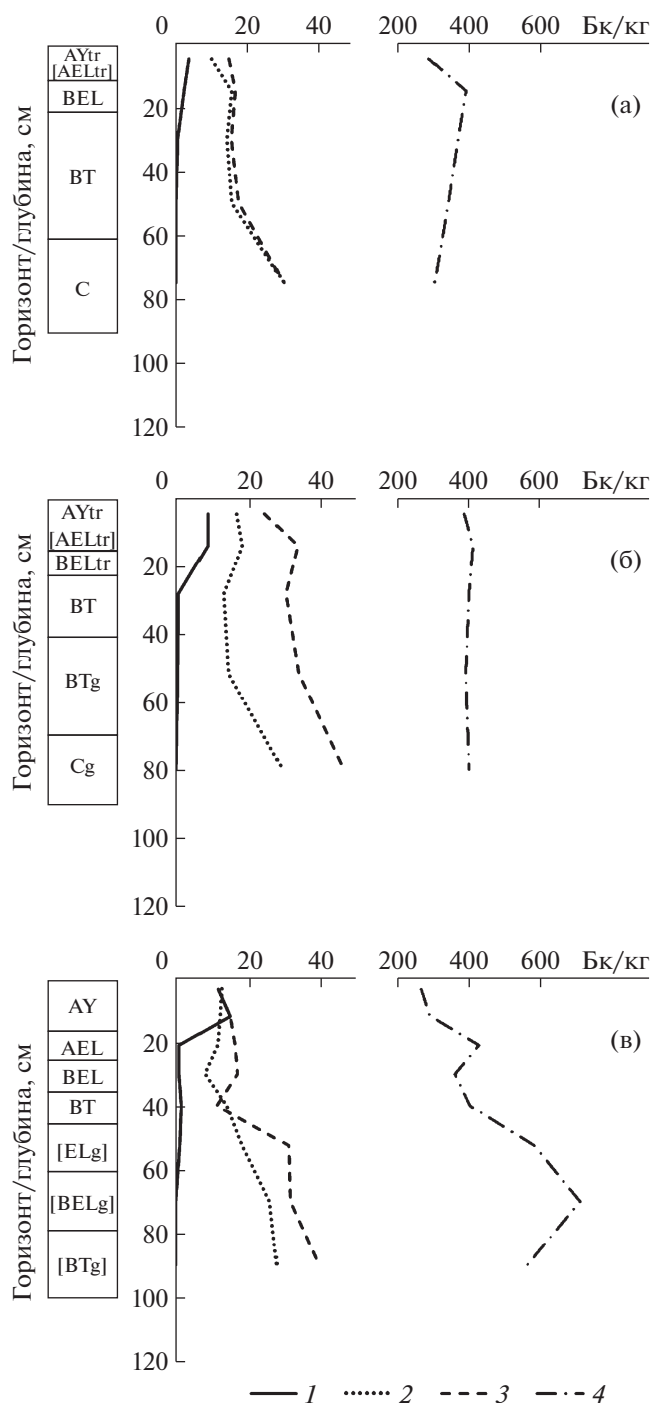


Рис. 3. Профильное распределение удельной активности ^{137}Cs (1), ^{226}Ra (2), ^{232}Th (3) и ^{40}K (4) в дерново-подзолистых почвах: разр. 7 (а), разр. 8 (б), разр. 9 (в) в техногенно-нарушенных лесных экосистемах.

Fig. 3. Profile distribution of specific activity ^{137}Cs (1), ^{226}Ra (2), ^{232}Th (3) и ^{40}K (4) in sod-podzolic soils: profile 7 (a), profile 8 (b) profile 9 (c) in technogenic-disturbed forest ecosystems.

гребенных горизонтов. Плотность загрязнения ^{137}Cs для техногенно-нарушенных дерново-подзолистых почв составляла 0.8–3.0 кБк/м².

Распределение ЕРН в стратоземах и агростратоземе относится к элювиальному типу, но в ряде случаев в верхних горизонтах отмечено увеличение их удельных активностей (рис. 4). Так, в профиле стратозема серогумусового урбостратифицированного отчетливая аккумуляция ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K зафиксирована в верхнем горизонте АУ_{tr} (рис. 4,а). В средней части этого профиля в насыпных стратифицированных горизонтах RY1_{ur} и RY2_{ur} наблюдаются стабильно низкие значения удельных активностей ЕРН. В нижней части профиля при переходе к подстилающей породе в горизонте ВD удельные активности ЕРН резко увеличиваются: ^{226}Ra – в 1.5 раза, ^{232}Th – в 2.5 раза, ^{40}K – в 2 раза.

Распределение ЕРН в профиле стратозема урбостратифицированного на погребенной дерново-подзолистой почве относится к регрессивно-элювиальному типу (рис. 4,б). Минимальные значения удельных активностей ^{232}Th и ^{40}K наблюдаются в поверхностном горизонте АУ_{ur}, а ^{226}Ra – в верхнем стратифицированном горизонте RY1_{ur}. В средней части профиля стратозема удельные активности ЕРН постепенно увеличиваются и резко возрастают при переходе к погребенным нижним горизонтам BEL и BT дерново-подзолистой почвы.

Распределение ^{226}Ra и ^{40}K в профиле агростратозема урбостратифицированного на погребенной дерново-подзолистой почве относится к регрессивно-элювиальному типу (рис. 4,в). В распределении ^{232}Th отмечена слабовыраженная аккумуляция в верхнем агрогумусовом горизонте R_{ur}. Удельные активности ЕРН постепенно увеличиваются в глубь этого профиля, достигая наибольших значений в переходном к подстилающей породе горизонте ВD.

Профильное распределение ^{137}Cs в стратоземах отличается от других исследованных почв. Для этих техногенных почв зафиксировано увеличение удельной активности ^{137}Cs в средних слоях профиля, тогда как в поверхностном горизонте этот показатель существенно ниже (рис. 4,а, 4,б). В горизонтах RY1_{ur} и RY2_{ur} на глубине 10–50 см удельная активность ^{137}Cs составила 2–4 Бк/кг, а в поверхностном слое АУ_{ur} – 0–1 Бк/кг. В нижних горизонтах, залегающих глубже 60 см, этот радионуклид не обнаружен. В агростратоземе распределение ^{137}Cs имеет регрессивно-аккумулятивный тип (рис. 4в), сходный с таковым в исследованных дерново-подзолистых почвах. Плотность загрязнения ^{137}Cs для стратоземов составила 1.3–1.5 кБк/м², для агростратозема – 1.8 кБк/м².

Варьирование удельных активностей ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K удовлетворяло нормальному закону

распределения, проверка проводилась для отдельных почвенных профилей с помощью критерия Уилка–Шапиро ($p = 0.05$). Варьирование ^{137}Cs не подчинялось нормальному закону. Анализ сопряженности удельных активностей ЕРН по каждому профилю проведен с помощью коэффициента корреляции Пирсона, так как они удовлетворяли нормальному закону распределения, а для ^{137}Cs — на основе коэффициента корреляции Спирмена вследствие отличия его распределения от нормального закона.

Результаты корреляционного анализа показывают статистически значимые ($p = 0.05$) положительные коэффициенты корреляции между ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K во всех профилях дерново-подзолистых почв, стратоземов и агростратоземе (табл. 2). В отдельных профилях агродерново-подзолистых почв не отмечена сопряженность между ^{226}Ra и ^{232}Th , а в турбированных дерново-подзолистой и дерново-подзолистой глееватой почвах не зафиксирована статистически значимая ($p = 0.05$) взаимосвязь ^{40}K с ^{226}Ra и ^{232}Th .

В большинстве исследованных профилей не выявлено статистически значимых ($p = 0.05$) коэффициентов корреляции ^{137}Cs с ЕРН. Вместе с тем в нескольких профилях отмечены значимые отрицательные коэффициенты корреляции ^{137}Cs с ЕРН (табл. 2), указывающие на противоположный характер кривых их профильного распределения. В агродерново-подзолистой почве на 20-летней залежи зафиксирован значимый положительный коэффициент корреляции между ^{137}Cs и ^{226}Ra , отражающий возможность сходного распределения этих радионуклидов в условиях постагрогенной трансформации.

С помощью дисперсионного анализа определялись факторы, влияющие на варьирование удельных активностей радионуклидов во всех исследованных почвенных профилях (табл. 3). Для ^{137}Cs дисперсионный анализ проводили после нормализации данных с помощью логарифмического преобразования исходных значений. Результаты дисперсионного анализа показывают, что глубина пробоотбора статистически значимо ($p = 0.05$) влияет на полученные значения удельных активностей ^{232}Th и ^{137}Cs в исследованных почвах. Значения удельной активности ^{232}Th увеличиваются в глубь профилей, составив для верхних горизонтов в среднем 25 Бк/кг, а для нижних на глубине 100 см — 33 Бк/кг. Средняя удельная активность ^{137}Cs в верхних горизонтах исследованных почв равна 6 Бк/кг, в средней части профилей снижается до 1 Бк/кг, в нижней части радионуклид не обнаруживается.

Результаты дисперсионного анализа показывают, что такие факторы, как тип почвы и экосистемы (лесные, агро-, урбо-) не оказывают статисти-

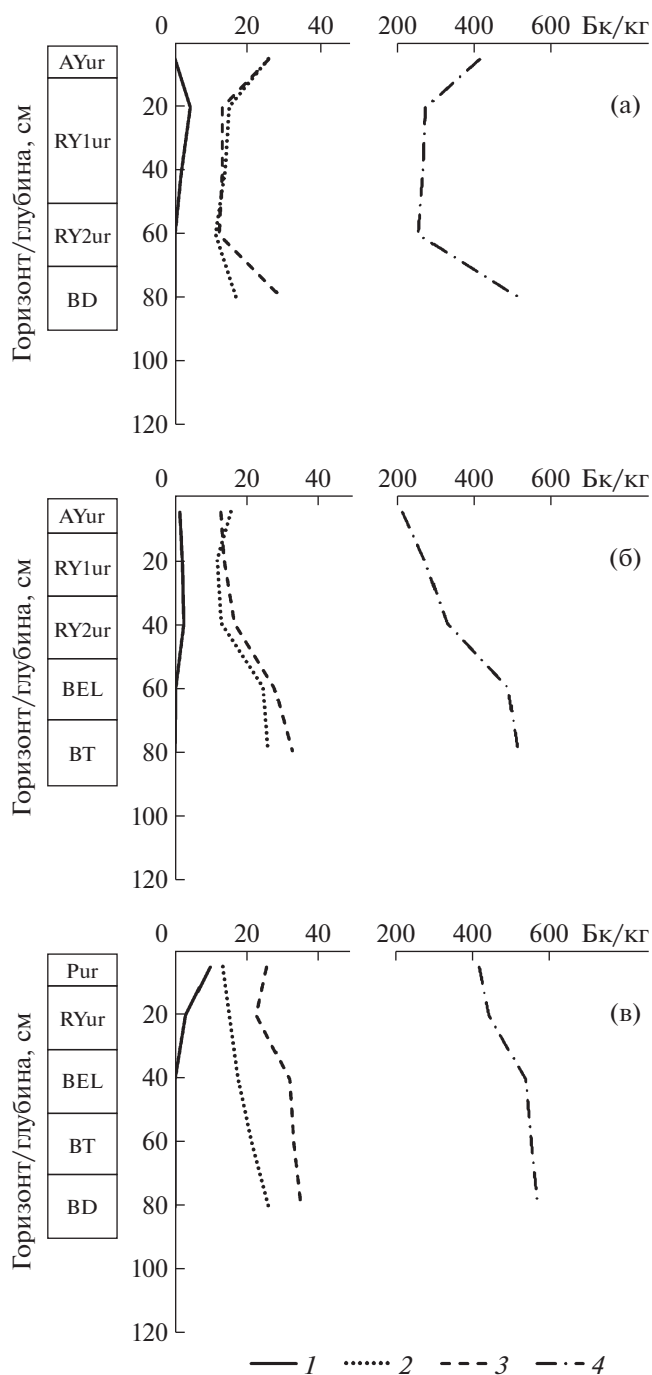


Рис. 4. Профильное распределение удельной активности ^{137}Cs (1), ^{226}Ra (2), ^{232}Th (3) и ^{40}K (4) в стратоземах: разр. 10 (а), разр. 11 (б), и агростратоземе разр. 12 (в) в урбоэкосистемах.

Fig. 4. Profile distribution of specific activity ^{137}Cs (1), ^{226}Ra (2), ^{232}Th (3) and ^{40}K (4) in stratozemes: profile 10 (a), profile 11 (b) and agricultural stratozeme: profile 12 (c) in urban ecosystems.

стически значимого ($p = 0.05$) влияния на полученные значения удельных активностей ЕРН и ^{137}Cs (табл. 3). Наиболее важным фактором, опре-

Таблица 2. Коэффициенты корреляции между удельными активностями ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs в исследованных почвенных профилях
Table 2. The correlation coefficients between the specific activities of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs in the studied soil profiles

Номер почвенного разреза	Коэффициенты корреляции между удельными активностями радионуклидов					
	коэффициенты корреляции Пирсона между ЕРН			коэффициенты корреляции Спирмена между ЕРН и ^{137}Cs		
	^{226}Ra	^{226}Ra	^{232}Th	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
	^{232}Th	^{40}K	^{40}K	^{137}Cs	^{137}Cs	^{137}Cs
1	+0.81**	+0.98**	+0.81**	+0.46	-0.03	+0.46
2	+0.97**	+0.98**	+0.98**	+0.38	+0.38	+0.38
3	+0.75*	+0.91**	+0.79*	-0.15	-0.74*	-0.58
4	+0.87**	+0.95**	+0.82**	+0.32	-0.25	+0.28
5	+0.52	+0.65*	+0.89**	+0.46	-0.50	-0.21
6	+0.10	+0.44	+0.73*	+0.72**	-0.41	-0.10
7	+0.98**	+0.30	+0.10	-0.60	-0.87*	-0.05
8	+0.84*	+0.41	+0.50	-0.20	-0.90**	-0.30
9	+0.88**	+0.82**	+0.84**	-0.42	-0.80**	-0.77**
10	+0.71*	+0.68*	+0.98**	-0.22	-0.22	-0.22
11	+0.95**	+0.89**	+0.98**	-0.90**	-0.60	-0.60
12	+0.87**	+0.89**	+0.95**	-0.90**	-0.78*	-0.90**

Уровень значимости рассчитанных коэффициентов корреляции: * $p < 0.10$, ** $p < 0.05$.

Таблица 3. Результаты дисперсионного анализа для оценки влияния различных факторов на варьирование ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs в исследованных почвенных профилях
Table 3. Results of variance analysis to assess the influence of different factors on the variation of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs in the studied soil profiles

Фактор варьирования	^{226}Ra		^{232}Th		^{40}K		$\ln(^{137}\text{Cs})$	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Глубина пробоотбора	1.98	0.15	4.91	0.01**	1.54	0.23	47.61	0.00**
Тип почвы	0.42	0.65	0.01	0.99	2.29	0.11	1.13	0.33
Тип экосистемы	0.47	0.50	0.19	0.67	0.10	0.76	0.48	0.49
Район	18.67	0.00**	27.26	0.00**	40.33	0.00**	1.14	0.29

Уровень значимости рассчитанных значений F -критерия Фишера: ** $p < 0.05$.

деляющим уровни удельных активностей ЕРН в изученных почвах, выступил район исследования, обуславливающий различия в составе почвообразующих и подстилающих пород. В Солнечногорском районе (вблизи деревни Чашниково) преобладают покровные суглинки, подстилаемые моренными валунными суглинками с линзами флювиогляциальных отложений, а в Раменском районе (вблизи деревни Полушкино) – покровные суглинки, подстилаемые моренными глинами и тяжелыми суглинками с линзами флювиогляциальных отложений [26]. Средние значения удельных активностей ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K для почв в Солнечногор-

ском районе выше, чем в Раменском районе (табл. 4). При этом наблюдается широкий размах варьирования значений удельных активностей ЕРН в почвах обоих исследованных районов. В работе А.Н. Переволоцкого и Т.В. Переволоцкой отмеченные в верхних горизонтах лесных почв коэффициенты вариации удельных активностей ^{226}Ra и ^{232}Th составляли 20–30%, тогда как для ^{40}K они снижены до 9–17% [27]. Следует отметить, что в нашей работе не выявлено влияние района на полученные значения удельной активности ^{137}Cs в исследованных почвах.

Таблица 4. Средние значения и размах варьирования удельных активностей ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в почвах (0–100 см) на исследованных территориях Московской области**Table 4.** Mean values and range of variation of specific activities ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K in soils (0–100 cm) in the studied areas of the Moscow region

Значения	Солнечногорский район, вблизи деревни Чашниково	Раменский район, вблизи деревни Полушкино
	^{226}Ra , Бк/кг	
Среднее	23	18
Минимум – Максимум	8–32	8–30
	^{232}Th , Бк/кг	
Среднее	34	24
Минимум – Максимум	7–49	11–46
	^{40}K , Бк/кг	
Среднее	540	401
Минимум – Максимум	257–697	216–716

ОБСУЖДЕНИЕ

Равномерное распределение ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в дерново-подзолистой почве (рис. 1,а) обусловлено, по-видимому, слабой выраженностью элювиально-иллювиальных процессов. Локальный минимум в горизонте ЕL сформирован элювиальными процессами, при этом некоторая доля подвижных соединений ЕРН перенесена в нижележащие горизонты ВТ1 и ВСt. Увеличение удельных активностей ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в горизонте ВСt и их уменьшение в нижележащем горизонте D связаны с профилем изменением гранулометрического и минералогического состава почвообразующей породы и подстилающих моренных суглинков.

Распределение ЕРН в дерново-подзолистой почве на покровном суглинке, подстилаемом флювиогляциальными отложениями, характеризуется резким уменьшением удельных активностей в нижней части профиля (рис. 1,б). Такой значительный градиент можно объяснить переходом к песчаной флювиогляциальной подстилающей породе, ее минералогический состав отличается от покровных и моренных суглинков.

Распределение ЕРН в дерново-подзолисто-глеевой конкреционной почве сформировано элювиально-иллювиальными процессами с выносом подвижных форм ^{226}Ra и ^{232}Th из подзолисто-элювиального горизонта и их аккумуляцией в иллювиально-глеевом и глеевом горизонтах (рис. 1,в). В целом для исследованных дерново-подзолисто-глеевой и дерново-подзолистых почв наибольшие значения удельных активностей ЕРН выявлены в горизонтах ВТg, G, ВСt, имеющих средне- и тяжелосуглинистый гранулометрический состав, а наименьшие – в горизонте D,

сформированном песчаной флювиогляциальной подстилающей породой.

Выявленные особенности профилейного распределения ЕРН в старопашотном горизонте агродерново-подзолистых почв обусловлены, по-видимому, процессами постагрогенной трансформации в условиях 10–20-летней залежи. Можно предполагать, что локальные минимумы удельных активностей ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , зафиксированные в различных слоях старопашотного горизонта (рис. 2), сформировались вследствие элювиальных процессов в постагрогенный период. Для почв, описанных на 10-летней залежи, элювиальный вынос подвижных форм ЕРН приурочен к нижней части старопашотного горизонта. На участке 20-летней залежи этот процесс охватывает также слой 5–10 см старопашотного горизонта (рис. 2,в). При этом накопление ЕРН может происходить в подпашотном горизонте ВЕL, а также в нижележащем горизонте ВТу агродерново-подзолистых почв.

Регрессивно-аккумулятивный тип распределения ^{137}Cs в дерново-подзолисто-глеевой и дерново-подзолистых почвах в лесных экосистемах (рис. 1) обусловлен необменной сорбцией радионуклида глинистыми минералами в верхнем горизонте АУ. Медленное заглубление ^{137}Cs в горизонт АЕL происходит в ходе диффузии и биотурбационных процессов. Равномерный тип распределения ^{137}Cs , зафиксированный в пределах старопашотного горизонта агродерново-подзолистых почв (рис. 2), сформирован в результате его многократного перемешивания при проведении вспашек в период сельскохозяйственного использования. Следует отметить, что не происходит выраженной вертикальной миграции ^{137}Cs в пределах старопашотного горизонта за 10–20-летний срок

залежного состояния. Значения плотности загрязнения ^{137}Cs , равные 1.9–3.0 кБк/м², зафиксированные для исследованных почв Солнечногорского района, соответствуют уровням, обусловленным глобальными выпадениями (<3.7 кБк/м²).

Элювиальный тип распределения ЕРН в дерново-подзолистых турбированных и глееватых почвах в нарушенных лесных экосистемах сформирован природными и техногенными факторами. Вследствие угнетения древесного покрова, отсутствия лесной подстилки, турбирования верхних горизонтов, привноса дорожной пыли и бытовых отходов усиливаются элювиальные процессы в поверхностном горизонте АУ(АУtr), при этом иллювиальное накопление ^{226}Ra и ^{232}Th в средней части профиля не выражено (рис. 3). Резкое увеличение удельных активностей ^{226}Ra и ^{232}Th , выявленное в глубоких слоях профилей, связано с переходом к горизонту С – почвообразующей породе, минералогический состав которой отличается от вышележащих почвенных горизонтов.

Распределение ЕРН в верхней толще стратоземов связано с техногенным строением горизонтов, а в более глубоких слоях унаследовано от погребенных природных почв и обусловлено педо- и литогенными факторами. Аккумуляция ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в горизонте АУг стратоземов связана с его техногенным характером. Урбостратифицированные горизонты RY1ug, RY2ug имели супесчаный гранулометрический состав и низкие значения удельных активностей ЕРН (рис. 4, а, 4, б). Верхние урбаногенные и стратифицированные горизонты, как правило, формируются из глубоких слоев почвы, перемещенных на поверхность при проведении земляных работ, или из завезенных плодородных и насыпных грунтов. Поэтому они могут резко отличаться по своим свойствам от генетических горизонтов почв.

В агростратоземе более высокие значения удельной активности ^{232}Th приурочены к среднесуглинистому агрогумусовому горизонту Pug (рис. 4, в). Увеличение удельных активностей ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в глубоких слоях стратоземов и агростратозема обусловлено переходом к погребенным горизонтам ВЕL, ВТ и ВD дерново-подзолистых почв.

Равномерно-аккумулятивный тип распределения ^{137}Cs в верхних горизонтах техногенно-нарушенных дерново-подзолистых турбированных и глееватых почв (рис. 3) обусловлен более интенсивным заглуплением радионуклида по сравнению с ненарушенными почвами. Техногенные турбационные процессы и перемещение поверхностных почвенных слоев приводят к перераспределению и выносу ^{137}Cs из этих горизонтов. Низкие значения удельной активности ^{137}Cs характерны для поверхностных горизонтов почв,

которые подвергались значительному техногенному турбированию, перемещению или сформированы при участии насыпных слоев. Варьирование удельной активности ^{137}Cs в средних слоях профилей стратоземов (рис. 4, а, 4, б) связано с различным возрастом их техногенных горизонтов. Стратифицированные горизонты RY1ug и RY2ug, а также погребенные почвенные горизонты, которые ранее располагались на поверхности почвы, могут содержать пул ^{137}Cs , поступавший в составе глобальных радиоактивных выпадений в предшествующие периоды, начиная с 1950-х годов. При этом поверхностные горизонты стратоземов, сформированные в последние десятилетия, загрязнены этим радионуклидом в гораздо меньшей степени. Различные горизонты в профилях стратоземов и других техногенных почв могут маркироваться на основе значений удельной активности ^{137}Cs с целью определения возраста их техногенной трансформации при реконструкции урбоэкосистем. Зафиксированные для исследованных почв Раменского района значения плотности загрязнения ^{137}Cs , равные 0.8–3.0 кБк/м², соответствуют уровням, обусловленным глобальными выпадениями (<3.7 кБк/м²). В стратоземах и некоторых турбированных почвах характерно снижение плотности загрязнения ^{137}Cs вследствие техногенного перемещения почвенных слоев и рассеивания радионуклида.

Выявленная в большинстве исследованных почв, статистически значимая положительная корреляция удельных активностей ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K указывает на сопряженность их профильных распределений (табл. 2). Такая педогенная взаимосвязь распределений ЕРН может ослабевать в распаханых и турбированных профилях вследствие смешивания различных горизонтов почвы.

Статистически значимое влияние глубины пробоотбора на полученные значения удельной активности ^{232}Th обусловлено значительной дифференцированностью профилей вследствие различного минералогического состава верхних горизонтов, почвообразующих и подстилающих пород. Аэротехногенное поступление ^{137}Cs на поверхность почвы формирует резкие градиенты распределения при переходе от верхних горизонтов к нижележащей толще, определяя значимое влияние глубины пробоотбора на полученные значения удельной активности этого радионуклида.

Результаты дисперсионного анализа показывают, что важнейшим фактором, определяющим уровни ЕРН в исследованных почвах, является район залегания, обуславливающий различия в составе почвообразующих и подстилающих пород, тогда как влияние их типовой принадлежности и экосистемной приуроченности не выраже-

но (табл. 3). Известно, что удельные активности ЕРН в почвах мира варьируют в широких диапазонах, а в качестве среднемировых приняты следующие значения: ^{226}Ra — 30 Бк/кг, ^{232}Th — 35 Бк/кг, ^{40}K — 400 Бк/кг [2]. Средние удельные активности ^{226}Ra , отмеченные на исследованных территориях Солнечногорского и Раменского районов Московской области (табл. 4), были ниже среднемирового значения. Средняя удельная активность ^{232}Th для почв в Солнечногорском районе близка к среднемировому значению, тогда как в Раменском районе значительно ниже этого уровня. Средняя удельная активность ^{40}K для почв в Раменском районе практически совпадает со среднемировым значением, а в Солнечногорском районе — в 1.35 раза выше. В мониторинговых исследованиях почв и грунтов Москвы и Московской области отмечались сходные с нашими результатами и еще более низкие уровни удельных активностей ЕРН: ^{226}Ra — 15–19 Бк/кг, ^{232}Th — 18–21 Бк/кг, ^{40}K — 345–377 Бк/кг [3], что позволяет считать их региональной особенностью. Широкий размах варьирования удельных активностей ЕРН, выявленный в пределах отдельных почвенных профилей и территорий, необходимо учитывать при планировании пробоотбора в радиационных исследованиях.

ВЫВОДЫ

1. Распределение ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K в профилях дерново-подзолистых и дерново-подзолисто-глеяных почв в лесных экосистемах унаследовано от почвообразующей и подстилающей породы, а также связано с различной выраженностью элювиально-иллювиальных процессов. Увеличение удельных активностей ЕРН в нижней части профилей характерно для дерново-подзолистых почв на покровных суглинках, подстилаемых моренными суглинками, а уменьшение — для подстилаемых песчаными флювиогляциальными отложениями.

2. В верхней толще агродерново-подзолистых и техногенно-нарушенных турбированных дерново-подзолистых почв распределение ЕРН проявляет элювиальный характер.

3. Распределение ^{137}Cs в естественных дерново-подзолистых и дерново-подзолисто-глеяных почвах относится к регрессивно-аккумулятивному типу, в техногенно-нарушенных турбированных — к равномерно-аккумулятивному типу, в агродерново-подзолистых почвах проявляет равномерный характер в пределах пахотного горизонта. Плотность загрязнения ^{137}Cs на исследованных территориях Солнечногорского и Раменского районов Московской области составляет 0.8–3.0 кБк/м², что соответствует уровням, обусловленным глобальными выпадениями.

4. Распределение ЕРН в верхних горизонтах стратоземов связано с техногенным строением этих почв, а в более глубоких слоях обусловлено педо- и литогенными факторами. Увеличение удельной активности ^{137}Cs на глубине 10–50 см в профилях стратоземов свидетельствует о том, что эти горизонты располагались на поверхности почвы в предшествующие периоды глобальных радиоактивных выпадений.

5. Статистически значимые положительные коэффициенты корреляции между удельными активностями ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , выявленные в дерново-подзолистых почвах, стратоземах и агростратоземе, указывают на сопряженность профилейных распределений этих ЕРН. Корреляционные связи ^{137}Cs с ЕРН не зафиксированы в большинстве почвенных профилей.

6. Значения удельных активностей ЕРН в исследованных почвенных горизонтах зависят в наибольшей степени от района залегания, обуславливающего различия по составу почвообразующих и подстилающих пород, тогда как влияние типов почв и экосистем не выражено. Полученные уровни ^{232}Th и ^{137}Cs статистически значимо связаны с глубиной пробоотбора в исследованных профилях почв.

БЛАГОДАРНОСТИ

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант № 18-04-00584 А).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Титаева Н.А.* Ядерная геохимия. 2-е изд. М.: Изд-во МГУ, 2000. 336 с. [*Titaeva N.A.* Yadernaya geokhimiya (Nuclear Geochemistry). M.: MGU, 2000. 336 p. (in Russian)]
2. Sources and effects of ionizing radiation. V. 1: Sources. United Nations scientific committee on the effects of atomic radiation (UNSCEAR). New York, USA: United Nations Publication, 2000. 654 p.
3. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2017 году: Ежегодник. Обнинск: ФГБУ “НПО “Тайфун”. Росгидромет. 2018. 360 с. [*Radiacionnaya obstanovka na territorii Rossii i sopredel'nyh gosudarstv v 2017: Ezhegodnik.* (Radiation situation in Russia and neighboring countries in 2017. Yearbook). Obninsk: FGBU “NPO “Tajfun”. Rosgidromet, 2018. 360 p. (in Russian)]
4. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины / Под ред. Ю.А. Израэля. М.: Федеральная служба геодезии и картографии России, 1998. 143 с. [*Atlas radioaktivnogo zagryazneniya Evropejskoj chasti Rossii, Belorusii i Ukrainy* (Atlas of radioactive contamination of the European part of Russia, Belarus and Ukraine) / Ed. Yu. A. Izrael. M.: Federal'naya sluzhba geodezii i kartografii Rossii, 1998. 143 p. (in Russian)]

5. *Van den Bygaart A.J., Protz R.* Gamma radioactivity in podzolic soils of Northern Ontario, Canada // J. Environ. Radioact. 1998. V. 42. P. 51–64.
6. *Безносиков В.А., Лодыгин Е.Д., Шуктомова И.И.* Искусственные и естественные радионуклиды в почвах южно- и среднетаежных подзон Республики Коми // Почвоведение. 2017. № 7. С. 824–829. [*Beznosikov V.A., Lodygin E.D., Shuktomova I.I.* Artificial and natural radionuclides in soils of the southern and middle taiga zones of Komi Republic // Eurasian Soil Science. 2017. V. 50. № 7. P. 814–819.]
7. *Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L.* Biogeochemical Migration of Technogenic Radionuclides in Forest Ecosystems. M.: Nauka, 2001. 235 p.
8. *Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В.* Прогнозирование вертикального распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных почвах Республики Беларусь // Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. № 6. С. 625–635. [*Perevolotsky A.N., Perevolotskaya T.V.* The forecasting of vertical distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the forest soils of the Republic of Belarus // Radiats. biologiya. Radioecologiya. 2012. V. 52. № 6. P. 625–635. (in Russian)]
9. *Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И.* Изменение подвижности соединений урана, радия и тория в пахотном слое подзолистой почвы // Почвоведение. 2009. № 2. С. 211–217. [*Rachkova N.G., Shuktomova I.I.* Changes in the mobility of uranium, radium, and thorium compounds in the plow layer of podzolic soil // Eurasian Soil Science. 2009. V. 42. № 2. P. 194–200]
10. *Nenadović S., Nenadović M., Kljajević L. et al.* Vertical distribution of natural radionuclides in soil: Assessment of external exposure of population in cultivated and undisturbed areas // Sci. Total Environ. 2012. V. 429. P. 309–316.
11. *Abril J.-M., García-Tenorio R., Enamorado S.M. et al.* The cumulative effect of three decades of phosphogypsum amendments in reclaimed marsh soils from SW Spain: ^{226}Ra , ^{238}U and Cd contents in soils and tomato fruit // Sci. Total Environ. 2008. V. 403. P. 80–88.
12. *Boukhenfouf W., Boucenna A.* The radioactivity measurements in soils and fertilizers using gamma spectrometry technique // J. Environ. Radioact. 2011. V. 102. P. 336–339.
13. *Агеец В.Ю.* Система радиэкологических контрмер в агрофере Беларуси. Гомель: РНИУП “Институт радиологии”, 2001. 250 с. [*Ageec V.Yu.* Sistema radioekologicheskikh kontrmer v agrosfere Belarusi (The system of radioecological countermeasures in the agricultural sphere of Belarus). Gomel: RNIUP “Institut radiologii”, 2001. 250 p. (in Belarus)]
14. *Липатов Д.Н., Шеглов А.И., Цветнова О.Б.* Содержание и распределение ^{137}Cs в почвах лесных и агроэкосистем Тульской области // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 5. С. 616–624. [*Lipatov D.N., Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B.* The concentration and distribution of ^{137}Cs in soils of forest and agricultural ecosystems of Tula Region // Radiats. biologiya. Radioecologiya. 2007. V. 47. № 5. P. 616–624. (in Russian)]
15. *Mabit L., Chhem-Kieth S., Toloza A. et al.* Radioisotopic and physicochemical background indicators to assess soil degradation affecting olive orchards in southern Spain // Agricult. Ecosyst. Environ. 2012. V. 199. P. 70–80.
16. *Goloso V.N., Walling D.E., Konoplev A.V. et al.* Application of bomb- and Chernobyl-derived radiocaesium for reconstructing changes in erosion rates and sediment fluxes from croplands in areas of European Russia with different levels of Chernobyl fallout // J. Environ. Radioact. 2018. V. 186. P. 78–89.
17. *Belivermis M.* Vertical distribution of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th and ^{226}Ra in soil samples from Istanbul and its environs, Turkey // Radiat. Prot. Dosim. 2012. V. 151. P. 511–521.
18. *Milenkovic B., Stajic J.M., Gulan Lj. et al.* Radioactivity levels and heavy metals in the urban soil of Central Serbia // Environ. Sci. Pollut. Res. 2015. V. 22. P. 16732–16741.
19. *Vukašinić I., Todorović D., Životić Lj. et al.* An analysis of naturally occurring radionuclides and ^{137}Cs in the soils of urban areas using gamma-ray spectrometry // Int. J. Environ. Sci. Technol. 2018. V. 15. P. 1049–1060.
20. *Сухоносенко Д.С.* Исследование радиационных параметров ландшафтных районов Волгоградской области и их изменения в урбанизированных и промышленных комплексах: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Волгоград: Астрахан. гос. ун-т, 2008. 29 с. [*Suhonosenko D.S.* Issledovanie radiacionnyh parametrov landshaftnyh rajonov Volgogradskoj oblasti i ih izmeneniya v urbanizirovannyh i promyshlennyh kompleksah (Study of radiation parameters of landscape areas of the Volgograd region and their changes in urban and industrial complexes): Abstract. Dis. ... kand. geogr. sciences. Volgograd: Astrakhan state University, 2008. 29 p. (in Russian)]
21. *Росликова В.И., Матвеев Т.И.* Радионуклиды в урбанизированных почвах города Хабаровска // Вестн. СВНЦ ДВО РАН. 2014. № 3. С. 46–51. [*Roslíkova V.I., Matveenko T.I.* Radionuklidy v urbanizirovannyh pochvah goroda Habarovska (Radionuclides in the urban soils of the city of Khabarovsk) // Vestnik SVNC DVO RAN. 2014. № 3. P. 46–51. (in Russian)]
22. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде: Пер. с англ. / Под ред. Ф. Уорнера, Р. Харрисона. М.: Мир, 1999. 512 с. [Biogeochemical pathways of artificial radionuclides / Ed. F. Warner, R. Harrison. M.: Mir, 1999. 512 p.]
23. *Селезнев А.А.* Поверхностная локальная миграция ^{137}Cs в условиях экосистемы города // Вопр. радиац. безопасности. 2009. № 3. С. 70–76. [*Seleznev A.A.* Poverhnostnaya lokal'naya migraciya ^{137}Cs v usloviyah ekosistemy goroda (Surface local migration of ^{137}Cs in the conditions of the ecosystem city) // Radiat. safety issues. 2009. № 3. P. 70–76. (in Russian)]
24. *Kriauciunas V.V., Iglovsky S.A., Kuznetsova I.A., Shakhova E.V., Bazhenov A.V., Mironenko K.A.* Spatial distribution of natural and anthropogenic radionuclides in the soils of Naryan-Mar // Arctic Environ. Res. 2018. V. 18. № 3. P. 82–89.
25. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с. [Classification and diagnosis of soils in Russia. Smolensk: Oikumena, 2004. 342 p. (in Russian)]
26. Почвенная карта Московской области 1985 г. / Сост. ПКО “Картография” в 1988 г.; отв. ред. Саталкин А.И. — 1:300000. [Soil map of Moscow region

- 1985 / РКО “Cartography” in 1988; Resp. ed. Sattalkin A.I. – 1:300000 (In Russian)]
27. *Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В.* О содержании ^{40}K , ^{226}Ra и ^{232}Th в лесных почвах Республики Беларусь // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54. № 2. С. 193–200. [*Perevolotsky A.N., Perevolotskaya T.V.* About the contents of ^{40}K , ^{226}Ra and ^{232}Th in forest soils of the Republic of Belarus // Radiats. biologiya. radioecologiya. 2014 V. 54. № 2. P. 193–200. (in Russian)]

Distribution of Natural Radionuclides and ^{137}Cs in Soil Profiles of Forest, Agricultural and Urban Ecosystems of the Moscow Region

D. N. Lipatov^{a,*}, D. V. Manakhov^a, S. V. Mamikhin^a, and G. I. Agapkina^a

^a *Lomonosov Moscow State University, Soil Science Faculty, Moscow, Russia*

^{*} *E-mail: dlip@soil.msu.ru*

Types of distribution of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs has been defined in the profiles of natural and technogenic-disturbed soddy podzolic, soddy podzolic gley, agricultural soddy podzolic soils and stratozems in Solnechnogorsk and Ramenskoye districts of Moscow region. Conjugacy of profile distributions of natural radionuclides has been revealed. It has been found that the deposition of ^{137}Cs is 0.8–3.0 kBq/m² in the studied areas and corresponds to the levels caused by global fallout. The observed levels of specific activity of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K in soil horizons depend to the greatest extent on the areas of occurrence that differ in composition of soil-forming and underlying rocks, while the influence of soil types and ecosystems is not expressed.

Keywords: natural radionuclides, ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{137}Cs , radiation monitoring, soddy podzolic soils, stratozems