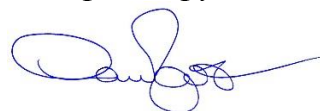


Министерство науки и высшего образования Российской Федерации
Федеральное государственное автономное образовательное
учреждение высшего образования
«ЮЖНЫЙ ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»

На правах рукописи



КОЗЫРЕВ ДЕНИС АНДРЕЕВИЧ

УДЕЛЬНАЯ АКТИВНОСТЬ РАДИОНУКЛИДОВ ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K И ^{137}Cs
В ПОЧВАХ РОСТОВСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

1.5.19. Почвоведение (биологические науки)

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание учёной степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:

доктор биологических наук Горбов Сергей Николаевич

Ростов-на-Дону – 2023

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	5
1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ	12
1.1 Радионуклиды, их генезис и распространение в экосистемах	12
1.1.1 Природа радионуклидов.....	12
1.1.2 Радионуклиды и их воздействие на человека и окружающую среду .	14
1.1.3 Миграция радионуклидов в наземных экосистемах.....	16
1.2 Активность радионуклидов в почвах, особенности накопления и миграции	17
1.2.1 Почвенная радиоактивность	17
1.2.2 Пути перемещения радионуклидов в почве	18
1.2.3 Охрана окружающей среды	22
1.3 Специфика поступления и накопления радионуклидов в растениях..	25
1.4 Изучение проблемы радиоактивности мировыми и отечественными учеными	27
2 ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТОВ ИССЛЕДОВАНИЯ	32
2.1 Характеристика г. Ростова-на-Дону и городов спутников.....	32
2.2 Характеристика условий почвообразования	33
2.3 Специфика растительного покрова г. Ростов-на-Дону	35
2.4 Основные характеристики исследованных почв	37
3 Методы исследования	44
3.1 Закладка почвенных разрезов и отбор почвенных проб	44
3.2 Определение удельной активности ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K в почвенных пробах	45
3.3 Определение основных почвенно-диагностических показателей	45

4 РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ	47
4.1 Мощность эквивалентной дозы гамма-излучения от почв Ростовской агломерации и прилегающих ООПТ	47
4.2 Удельная активность радионуклидов в зональных почвах Ростовской области	49
4.3 Удельная активность радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации	51
4.4 Удельная активность радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации под древесными и травянистыми фитоценозами	55
4.5 Удельная активность радионуклидов в антропогенно-преобразованных почвах Ростовской агломерации	59
4.6 Удельная активность радионуклидов в антропогенно-преобразованных экранированных и неэкранированных почвах Ростовской агломерации ...	62
4.7 Профильное распределение удельной активности радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации под древесными и травянистыми фитоценозами	66
4.8 Профильное распределение удельной активности радионуклидов в антропогенно-преобразованных экранированных и неэкранированных почвах Ростовской агломерации	72
4.9 Взаимосвязь удельной активности радионуклидов с физико-химическими свойствами почв Ростовской области	82
4.10 Удельная активность радионуклидов в травянистом ярусе и почвах Ростовской агломерации и прилегающих ООПТ	98
Выводы	115
Список литературы	118
Приложения	152
Приложение 1. Естественные почвы под травянистыми фитоценозами ..	152

Приложение 2. Естественные почвы под древесными фитоценозами.....	155
Приложение 3. Антропогенно-преобразованные экранированные почвы	158
Приложение 4. Антропогенно-преобразованные неэкранированные почвы.....	161
Приложение 5. Отдельные представители группы зональных почв ООПТ	163
Приложение 6. Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства исследованных почв	165
Приложение 6.1 - Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства в естественных почвах под травянистыми фитоценозами	165
Приложение 6.2 - Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства в естественных почвах под древесными фитоценозами	167
Приложение 6.3 - Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства в антропогенно-преобразованных экранированных почвах.....	169
Приложение 6.4 -. Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства в антропогенно-преобразованных неэкранированных почвах.....	172
Приложение 6.5 - Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства в зональных почвах ООПТ	174

ВВЕДЕНИЕ

Все живые организмы планеты Земля подвергаются воздействию радионуклидов из различных сред (Болтнева и др., 1977; Яковлева, 2008; Мирошников и др., 2014; Котченко и др., 2017). В основу изучения и анализа степени воздействия ионизирующих излучений на живые организмы положены рекомендации Научного комитета по действию атомной радиации при ООН (НКДАР), Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) и национальных комиссий (Ефремов, 2004; Горобцова, Назаренко, 2015; Захарова и др., 2013). Ведущую роль в радиационном фоне Земли и ее биосфере играют прежде всего естественные радионуклиды (ЕРН) (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Трапезников, 2007; Akinyose et al., 2018), и почва занимает одно из ключевых звеньев в биогеохимических процессах переноса и аккумуляции вещества и энергии (Добровольский, Никитин, 2000; Ахтырцев и др., 2004; Лисецкий, 2007). В этой связи поступление радионуклидов, их профильная и латеральная миграция в почвенном покрове важны для анализа и оценки загрязнения окружающей среды (Богдевич, 2011; Кочиш и др., 2014). Будучи многофазной и полидисперсной системой и выполняя внутри биосферы протекторные функции, именно почва определяет распространение радиоактивных веществ и снижает радиационные риски (Алексахин и др., 1992). Защитные функции почвы особенно важны при контроле и оценке загрязнения окружающей среды искусственными радионуклидами, такими как ^{137}Cs и ^{90}Sr , изучение которых становится первостепенным с точки зрения радиационной безопасности (Корнеев и др., 1988; Бондарь, 2000).

Актуальность работы. Ежегодно в результате деятельности человека в окружающую среду поступает значительное количество органических и неорганических соединений (Sonowal et al., 2018), часть из которых может быть ассоциирована с радиоактивными веществами. Токсичные соединения проникают в животные и растительные организмы планеты посредством механизмов поглощения и сорбции (Vinichuk et al., 2003; Воронов, Санжарова, 2017; Krmar et al., 2017) с последующим перемещением по пищевым цепям.

Процессы миграции радионуклидов в экосистемах изучены прежде всего для естественных ценозов, антропогенно-преобразованные и урболандшафты оставались до последнего времени за пределами детальных изысканий, в то время как именно здесь эти процессы представляют максимальную угрозу для здоровья человека.

Вопросы содержания радионуклидов в почвах затронуты в большом количестве работ (Переволоцкая и др., 2016; Meng et al., 2020; Анисимов, 2021; Yu et al., 2021; Liu et al., 2021), однако недостаточно исследований об особенностях накопления и миграции РН в условиях урбопедогенеза в сравнении с почвами особо охраняемых природных территорий. В связи с этим становятся актуальными работы, посвященные радиологическому мониторингу урбанизированных экосистем, а также изучению пространственной и внутрипочвенной миграции естественных и искусственных радионуклидов, и закономерностей перемещения их в следующие звенья биогеоценоза.

Цель исследования — определение и оценка удельной активности естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) и искусственного ^{137}Cs в почвенном покрове и травянистой растительности Ростовской агломерации и прилегающих особо охраняемых природных территориях Ростовской области.

Задачи исследования:

1. Изучить удельную активность и профильное распределение естественных радионуклидов ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K в антропогенно-преобразованных и естественных почвах Ростовской агломерации в сравнении с почвами прилегающих ООПТ;

2. Изучить удельную активность и профильное распределение искусственного ^{137}Cs в антропогенно-преобразованных и естественных почвах Ростовской агломерации в сравнении с почвами прилегающих ООПТ;

3. Выявить взаимосвязь профильного распределения активности радионуклидов с физико-химическими свойствами естественных и антропогенно-преобразованных почв и их диагностических горизонтов;

4. Исследовать концентрацию радионуклидов в образцах травянистых растений и оценить подвижность радионуклидов в экосистеме с использованием коэффициента биологического накопления.

Основные защищаемые положения:

1. На уровне иллювиальных горизонтов черноземов миграционно-сегрегационных, как городской черты, так и территорий ООПТ происходит уменьшение удельной активности естественных радионуклидов. В профиле естественных городских почв отмечена взаимосвязь концентрации радионуклидов с гранулометрическим составом, рН почвенной суспензии.

2. Удельная активность радионуклидов в профиле антропогенно-преобразованных почв городских территорий отличается от естественных и характеризуется неравномерным распределением, что сопряжено с двучленностью профиля, консервацией естественных горизонтов под антропогенной толщей и генезисом горизонтов урбик.

3. Распределение активности искусственного радионуклида ^{137}Cs в профиле городских почв сопряжено прежде всего с гранулометрическим составом, что подтверждается наличием достоверных корреляций его активности с физической глиной и физическим песком, на фоне отсутствия корреляции с органическим углеродом в поверхностной антропогенной толще.

4. Коэффициент биологического накопления ^{40}K и ^{137}Cs в травянистых растениях, сформированных на естественных городских почвах и почвах ООПТ, превышает 1,0 и возрастает с увеличением расчетной мощности корнеобитаемого слоя. Коэффициенты биологического поглощения ^{226}Ra и ^{232}Th свидетельствуют о неспособности травянистых растений к их накоплению, независимо от глубины проникновения корневых систем.

Научная новизна. Впервые было проведено подробное мониторинговое исследование, отражающее специфику удельной активности радионуклидов в почвенном покрове территории Ростовской агломерации в сравнении с ООПТ Ростовской области. На основании большого массива

данных были исследованы основные статистические критерии содержания естественных и искусственных радионуклидов по горизонтам, а также выявлены закономерности их профильного распределения.

Впервые определена удельная активность естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) и искусственного радионуклида ^{137}Cs в травянистых формациях г. Ростов-на-Дону, установлены особенности вариации данных радионуклидов в растительном материале.

Теоретическая значимость. Полученные данные могут рассматриваться как эталонные значения, подтверждающие отсутствие на изученных городских территориях последствий глобального влияния экологических катастроф. Информация об активности искусственного радионуклида ^{137}Cs является в свою очередь ноль-моментом для дальнейшего мониторинга почвенного покрова городских территорий.

Практическая значимость. Данные, полученные в настоящем исследовании, могут послужить информационной базой и основой для учета изменений концентрации радионуклидов в естественных и антропогенно-преобразованных почвах Ростовской агломерации и прилегающих целинных почвах особо охраняемых природных территорий. В то же время полученные данные позволят отслеживать степень воздействия антропогенной деятельности на почвенный покров и прогнозировать возможные экологические проблемы и последствия, вытекающие из нерационального использования земель и возникающие на фоне возрастающих рисков применения в смежных регионах тактического ядерного оружия.

Личный вклад автора. При выполнении данного исследования автор принимал непосредственное участие в экспедициях по закладке полнопрофильных разрезов и отбору почвенных проб. Диссертантом были проведены: пробоподготовка образцов отбора 2016–2023 годов, проведение аналитических исследований, анализ результатов и статистическая обработка полученных данных.

Степень достоверности и апробация результатов:

Было заложено более 50 полнопрофильных почвенных разрезов, отобрано, подготовлено и проанализировано более 300 почвенных и растительных образцов. Из них 90 образцов особо охраняемых природных территорий (ООПТ), 120 образцов естественных почв города и 95 образцов антропогенно-преобразованных почв.

Основные положения были представлены на более чем 20 конференциях всероссийского и международного уровней (в т.ч. Международная научная конференция XXIV Докучаевские молодежные чтения «Почвоведение в цифровом обществе». Устный доклад. Международная научная конференция студентов, аспирантов и молодых учёных «Ломоносов-2021». Устный доклад. Москва, 19–22 апреля, 2021. Monitoring, modeling and managing of urban soils and green infrastructure" (3MUGIS) / «Мониторинг, моделирование и управление и управление городскими почвами и зеленой инфраструктурой» Онлайн конференция. 3–13 июля, 2020. Smart and Sustainable Cities Online Conference (SSC-2020). 8–10 July, 2020. Отражение био-, гео-, антропосферных взаимодействий в почвах и почвенном покрове. VII Международная научная конференция, посвященная 90-летию кафедры почвоведения и экологии почв ТГУ, Томск, 14–19 сентября 2020 года. Международная научная школа-конференция «Воспроизводство, мониторинг и охрана природных, природно-антропогенных и антропогенных ландшафтов». 20–21 октября 2021 г. Воронеж. Устный доклад. VIII Съезд общества почвоведов им. В. В. Докучаева. Заседание рабочей группы по изучению черноземов. Россия, Ростов-на-Дону, 19 мая 2021 г. Выступление с устным докладом.). Международный молодежный научный форум «ЛОМОНОСОВ-2022». Международная научная конференция «Биологическое разнообразие и биоресурсы степной зоны в условиях изменяющегося климата». Устный доклад. Ростов-на-Дону, 24–29 мая 2022. Международная конференция Smart and Sustainable Cities Conference Sustainable urban ecosystems: challenges and solutions (SSC-2022), Москва, 20–22 июля 2022 года. Постерный доклад.

Международный молодежный научный форум «ЛОМОНОСОВ-2023». II Международной научно-практической конференции «Куражсковские чтения» 2023г.

Представленный объем обработанных данных позволяет получить репрезентативную картину об активности радионуклидов в почвах Ростовской агломерации и прилегающих естественных ландшафтах.

Публикации. По теме диссертации опубликовано 49 работ, из них 4 статьи в журналах, входящих в базы данных международных индексов научного цитирования Scopus и Web of Science, 2 входят в перечень рецензируемых научных изданий ВАК; а также зарегистрировано 7 баз данных (в соавторстве).

Структура и объем работы. Диссертация состоит из введения, 4 глав, выводов, списка литературы и приложений. Работа содержит 177 страницы текста, 23 таблицы, 28 рисунков и 6 приложений. Список литературы включает 272 источника, из них 111 на иностранных языках.

Соответствие паспорту специальности. Тема диссертации соответствует паспорту научной специальности 1.5.19. Почвоведение по пункту 6 направления исследований «Теоретические и научно-методические вопросы химии почв. Изучение взаимодействия органических и минеральных компонентов почвы. Техногенное и агрогенное химическое загрязнение почв, изменение их естественной кислотности, химического состава и физико-химических свойств».

Финансовая поддержка исследования. Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности № FENW-2023–0008, в рамках гранта Российского научного фонда № 23-27-00418, <https://rscf.ru/project/23-27-00418/>, а также за счет программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030»).

Благодарности. Автор выражает глубокую признательность сотрудникам научно-испытательной лаборатории «Биогеохимия» и кафедры почвоведения и оценки земельных ресурсов Академии биологии и биотехнологии им. Д. И. Ивановского ЮФУ за помощь при проведении полевых и аналитических работ. Особую благодарность автор выражает ведущему научному сотруднику НИИ Физики, к. х. н. Е. А. Бураевой за содействие в измерении активности радионуклидов, а также научному руководителю д.б.н. С. Н. Горбову и профессору кафедры почвоведения и оценки земельных ресурсов О. С. Безугловой за ценные советы и поддержку при написании диссертационной работы.

1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

1.1 Радионуклиды, их генезис и распространение в экосистемах

1.1.1 Природа радионуклидов

На сегодняшний день в геосферных оболочках Земли насчитывается множество носителей явления радиоактивности, включая радиоактивные элементы и их изотопы (Smith-Johnsen et al., 2020). Все химические элементы таблицы Д. И. Менделеева имеют радиоактивные изотопы, некоторые из которых всегда присутствовали в природных объектах (например, U, Th, K), другие образуются в результате взаимодействия природных атомов с космическим излучением (например, C, H), однако значительная часть радиоактивных изотопов и элементов является продуктом человеческой деятельности (например, Pu, Am, Cs) (Smith-Johnsen et al., 2020).

Исследования Kabore et al. (2017) показывают, что радиоактивные вещества естественного происхождения широко распространены во всех компонентах биосферы, включая живые и неживые объекты. При этом некоторые радионуклиды, такие как ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , радон и торий, способны оказывать наибольшее воздействие на экосистемы (Уткин и др., 2000).

Радионуклиды из серий ^{238}U и ^{232}Th , а также ^{40}K , являются естественными природными радионуклидами, которые происходят из земной коры и служат источниками естественной радиоактивности в окружающей среде (Kessaratikoon, Awaekuchi, 2008). Распространенность нуклида ^{238}U в природе сравнима с распространенностью ^{232}Th , и оба нуклида представляют собой незначительные примеси большинства природных соединений (Баженов и др., 1990).

Калий, в геохимической классификации, типичный щелочной металл, широко распространенный в природе. Его кларк в земной коре по разным данным составляет от 2,35% до 2,59% (Clarke, Washington, 1924; Виноградов, 1962; Мейсон, 1971; Ярошевский, 1988).

В магматических породах калий распределен неравномерно, в среднем от $3,9 \cdot 10^{-4}\%$ до $0,6 \cdot 10^{-4}\%$ уменьшаясь в ряду от кислых до ультраосновных пород. В осадочных породах калий также варьирует в широких пределах: сланцы глинистые – $2,7 \cdot 10^{-4}\%$, песчаники – $1,4 \cdot 10^{-4}\%$, известняки – $0,4 \cdot 10^{-4}\%$ (Пчелкин, 1966; Прокошев, 1984; Якименко, 2003).

Под влиянием выветривания на калийсодержащие породы элемент переходит в растворимые соединения, которые частично удерживаются почвой, а частично уносятся в моря и океаны, где аккумулируются в донных отложениях. Поглощенный глинами калий со временем переходит в необменное состояние в структуре глинистых минералов, главным образом гидрослюд. Калий из этих минералов частично вытесняется ионом гидроксония (H_3O^+) (Перельман, 1972), причем в зависимости от степени вытеснения образуются гидробиотиты, иллиты и другие гидрослюды. По мере выветривания слюд увеличивается и их дисперсность, площадь поверхности и емкость катионного обмена. Согласно данным Прокошева и Дерюгина (2000), содержание калия при этом снижается с 10% в слюдах до 1% в монтмориллоните и вермикулите.

Природный калий включает в себя три изотопа: стабильные ^{39}K (93,258%), ^{41}K (6,73%), а также β -активный ^{40}K (0,0117%). При β -распаде (вероятность 89%) переходит в ^{40}Ar , при К-захвате (вероятность 11%) образуется ^{40}Ca . В современной геохронологии данный β -распад лежит в основе метода калий-аргонового датирования, позволяющего определить абсолютный возраст объектов (Dickin, 2005). Калий-40 один из главных естественных радионуклидов на Земле (Wu et al., 2018). Так распад ^{40}K является основным источником геотермальной энергии и по некоторым оценкам составляет 40–44 ТВт, что вносит существенный вклад в тепловой баланс Земли (Капитинов, 2017).

Периоды полураспада доминирующих радионуклидов варьируют в широких пределах. Например, период полураспада радионуклида ^{40}K составляет $1,25 \cdot 10^9$ лет, у радионуклида ^{226}Ra – 1602 года, а у радионуклида

^{232}Th – $1,41 \cdot 10^{10}$ лет. Однако некоторые радиоизотопы имеют гораздо меньшие периоды полураспада. Например, период полураспада радиоизотопа ^{137}Cs составляет всего 30 лет, а радиоизотопа ^{131}I – 8 суток. Таким образом, разнообразие периодов полураспада радионуклидов велико, варьируя от $\approx 1,41 \cdot 10^{10}$ лет для ^{232}Th до ≈ 30 лет для ^{137}Cs (Smith-Johnsen, 2020).

Содержание тория (Th) в грунтовых водах на 90% связано с коллоидно-взвешенной фазой (Дементьев, Сыромятников, 1965), причем доля этой фазы снижается при увеличении концентрации органических веществ. Высокое содержание тория, а также низкий уровень pH, жесткость и минерализация вод способствуют его перемещению с грунтовыми водами и ограничивают его поглощение почвами.

Таким образом, радиоактивные элементы и радионуклиды присутствуют в окружающей среде повсеместно в различных количествах, обладая при этом различными периодами полураспада. Их наличие подтверждается многочисленными исследованиями и справочными данными (Korobova et al., 2014). Понимание радиоактивности как фундаментального свойства материи позволяет нам лучше понять и управлять воздействием радиоактивных веществ не только на почву и сопредельные среды, но и на здоровье населения.

1.1.2 Радионуклиды и их воздействие на человека и окружающую среду

Влияние радионуклидов на живые организмы планеты в отдельных случаях носит главенствующий характер, особенно в условиях, когда концентрации радионуклидов приурочены к геохимическим аномалиям или сопряжены с местными геологическими условиями и антропогенной деятельностью (Baba et al., 2004; Faanu, 2011). Как следствие, естественные радионуклиды, особенно образующиеся в результате процессов техногенеза, оказывают значительное влияние на экологическую функцию почвы и здоровье человека (Choudhary et al., 2012; Davies et al., 2015; Song et al., 2018).

Высокие концентрации радионуклидов естественного происхождения могут повышать риск рака и генетических негативных последствий для населения. Поэтому оценка уровня радионуклидов необходима, особенно в районах с добычей нефти или отсутствием информации об их уровнях и распределении.

К примеру, в одном из населенных районов Северной Харьяны (Индия), проведена оценка радиоактивности ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K , а также их риска для здоровья человека. Средние значения выдыхаемого радона и торона составили $16,6 \pm 0,7$ мБк кг⁻¹ ч⁻¹ и $132,1 \pm 2,6$ мБк м⁻² с⁻¹ соответственно.

Деятельность человека может приводить к перераспределению естественных радионуклидов ^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra не только в воздушной и водной среде, но и в почве, что ведет к их последующей аккумуляции в биогеохимических циклах и на биогеохимических барьерах (Молчанова, Караваева, 2001; Сычев и др., 2016). В то время как естественный радиационный фон не представляет опасности для человека и животных, существенное повышение концентрации радионуклидов в результате антропогенной деятельности может привести к негативным последствиям. В результате даже естественные радионуклиды могут проникать в организм человека и животных различными путями, нанося непоправимый вред функционированию биологической системы в целом (Лысенко и др., 2005; Lu et al., 2012; Щукин и др., 2014).

Одним из методов оценки экологического воздействия радионуклидов на окружающую среду и здоровье человека является исследование концентрации радионуклидов в почве, воде и пищевых продуктах (Шарипова, 2012). Измерение радионуклидов в природных и антропогенных объектах позволяет определить их уровень и динамику распространения, а также их потенциальную опасность для окружающей среды и человека.

1.1.3 Миграция радионуклидов в наземных экосистемах

Почвенный покров биосферы (педосфера) является одним из важнейших компонентов, где накапливаются искусственные радионуклиды. Однако в некоторых случаях местом первичного накопления искусственных радионуклидов могут являться и наземные экосистемы, где происходит их интенсивный выброс (Lee et al., 2013).

Естественная радиоактивность почв связана с наличием радионуклидов в материнских породах и их перемещением в верхние слои экосистемы через миграционные процессы. Распределение и перераспределение радионуклидов внутри и между компонентами экосистемы зависят от таких факторов, как рельеф местности, растительность, свойства почв и климатические особенности территории (Титаева, 2000; Рачкова, Шапошникова, 2020).

Антропогенная деятельность является второй причиной попадания радионуклидов в биосферу. Тепловые станции, работающие на сжигании угля, выбрасывают ряд искусственных радионуклидов вместе с золой, которая затем активно мигрирует посредством ветрового переноса (Давыдов и др., 2013; Dinis et al., 2014; Vaasma et al., 2014). Попадая в атмосферу, радиоактивные вещества под влиянием атмосферных явлений, таких как осадки, вертикальное перемещение потоков воздуха, гравитационные силы, турбулентная диффузия и другие, накапливаются в почвенном покрове. Через некоторое время после осаждения радиоактивных веществ на поверхность почвы и на листовые пластины растений, они проникают внутрь живых организмов, повышая, тем самым, естественный радиационный фон территорий. Также возможно попадание радионуклидов в почву через их смыв в водные экосистемы в результате паводков, орошения и других процессов. Кроме того, благодаря своей высокой поглощательной способности почвенный покров активно удерживает различные техногенные примеси, включая радионуклиды, и является значительным резервуаром для этих веществ (Bai et al., 2002).

В результате совокупности естественных и антропогенных факторов радионуклиды мигрируют в почвенном покрове и распределяются в экосистеме, оказывая воздействие на живые организмы. Понимание механизмов перемещения и накопления радионуклидов в почвах является важным аспектом радиоэкологических исследований и позволяет оценить потенциальные риски для окружающей среды и здоровья человека.

1.2 Активность радионуклидов в почвах, особенности накопления и миграции

1.2.1 Почвенная радиоактивность

Группы естественных и искусственных радионуклидов, объединяющих в себе элементы различного происхождения, обуславливают общую радиоактивность почв. При этом сам почвенный покров является той составной частью биосферы, которая обладает наиболее высокой степенью радиоактивности среди всех прочих ее компонентов, таких как атмосфера и гидросфера, и, будучи наиболее распространенным на поверхности Земли ионообменным биокосным материалом, представляет собой главный резервуар для радионуклидов на стыке сфер (Вальков и др., 2004).

Природные радиоизотопы являются основными источниками гамма-излучения в горных породах и почвах. Естественная радиоактивность в основном определяется ^{238}U и ^{232}Th , продуктами их распада, а также ^{40}K , который обладает более длительным периодом полураспада. Основным источником превышающего допустимые значения гамма-излучения являются техногенные радионуклиды, в частности ^{137}Cs , образующийся в результате испытаний ядерного оружия и ядерных аварий, и вносящий основной вклад в радиоактивный поток (Elless, Lee, 2002).

Поведение радионуклидов в поверхностных горизонтах различных почвенных типов зависит от климатических особенностей территории и специфики миграционных процессов внутри ландшафта – доминировании

аккумулятивных или транслокационных процессов. При этом в климатических зонах с высокой степенью увлажнения, где доминирует промывной тип водного режима, радионуклиды выносятся более интенсивно в связи с обилием водорастворимых органических соединений. В почвах аридного климата, где преобладают выпотной и десуктивно-выпотной типы водного режима, они накапливаются на карбонатных и солевых барьерах с формированием малорастворимых соединений. В местах схождения ландшафтов (между водоразделами), на латеральных барьерах, аккумуляция радионуклидов отмечается в понижениях рельефа.

Ранее проведенные исследования показали, что средние содержания естественных радионуклидов в профилях зональных и интразональных почв определяются, прежде всего, радиоактивностью почвообразующих пород (Давыдов и др., 2013; Рихванов и др., 2013). В ходе эволюции почвенного профиля, развития доминирующих почвообразовательных процессов, сопряженных с выносом и накоплением отдельных почвенных компонентов, изменяются как активность естественных радионуклидов, так и их профильное распределение. В этой связи почвам различных климатических зон, эволюционирующих на разнообразных материнских породах, свойственно различное содержание естественных радионуклидов (Алексахин и др., 1990).

1.2.2 Пути перемещения радионуклидов в почве

Уровень сорбции радионуклидов, прочность их связи, а также механизмы их поглощения зависят от типа почвы, наличия в профиле биогеохимических барьеров, физико-химических свойств отдельных, как правило диагностических, почвенных горизонтов и почвенного профиля в целом. К примеру, почвы, обладающие легким гранулометрическим составом с преобладанием физического песка, в сравнении с тяжелыми глинистыми и суглинистыми разновидностями, не способны захватывать и удерживать

большое количество радионуклидов. Активное функционирование почвенного поглощающего комплекса зависит не только от гранулометрического, но и от минералогического состава, в совокупности определяющих сорбционную способность почвы. Последняя тем выше, чем больше в ней присутствует глинистых минералов и специфических органических соединений почвенной природы, способных обменно и необменно сорбировать радионуклиды. Как следствие, относительно высокая сорбционная способность характерна для черноземных почв, что сопряжено как с наличием в их составе повышенного содержания фракции физической глины, так и почвенного органического вещества – гумуса, который представляет собой совокупность специфических высокомолекулярных углеродсодержащих соединений, являющихся основой большинства почвенных коллоидов и обладающих высокой емкостью катионного обмена (Куликов и др., 1975; Рахимова, 2002; Srilatha et al., 2015). Известно, что минеральный состав почв и процессы выветривания контролируют естественную радиоактивность почв, однако исследования влияния водной эрозии и основных свойств почв на пространственную изменчивость литогенных и осадочных радионуклидов остаются малоизученными в гетерогенных агроэкосистемах со сложным ландшафтом (Dusane et al., 2014).

Выпавшие на поверхность почвы радиоактивные вещества могут мигрировать в горизонтальном и вертикальном направлениях, благодаря внутрипочвенным процессам. При этом искусственные радионуклиды, такие как ^{137}Cs , под действием физических миграционных процессов довольно быстро распределяются в ландшафте, и впоследствии, в результате адсорбции, концентрируются на мелких частицах почвы. В составе гранулометрических фракций радионуклиды, как было показано выше, удерживаются прежде всего физической глиной и органическим веществом, а затем переносятся в естественных и антропогенных экосистемах посредством физического и физико-химического стока, что эффективно используется для отслеживания эрозионных процессов в ландшафтах в последующие за техногенной

катастрофой десятилетия (Mabit et al., 2008; Walling, 2012; Gaspar et al., 2013; Navas et al., 2014).

Попавшие в почву радионуклиды со временем рассредоточиваются в 30-сантиметровом слое, не преобразовывая при этом её существующую структуру и физические свойства (Kozyrev et al., 2020; Тагивердиев и др., 2021). В почве радионуклиды включаются в процессы внутрипочвенного и латерального переноса, в основе которых лежит их способность либо проникать в ППК, либо мигрировать в виде ионов. В условиях гумидного климата горизонтальное перемещение радионуклидов может быть связано с поверхностным стоком после сильных осадков. В условиях сухого климата перенос радионуклидов происходит прежде всего в составе пылеватых частиц посредством ветровой эрозии.

Перенос радиоактивных веществ внутри почвенного профиля может быть обусловлен механическим переносом частиц без их разрушения (лессиваж, оглинивание), на которых адсорбированы радионуклиды, или посредством движения свободных ионов с внутрипочвенной влагой сквозь пустоты в период засухи. Нельзя исключать и экстремальных эрозионных процессов, сопряженных с миграцией поверхностных органоминеральных почвенных масс, в которых определённая доля приходится на почвенный органический углерод (SOC). Как правило, эрозия провоцируется водными и ветровыми потоками на фоне нерациональных приемов по механической обработке почвы (Lal, 2003). Рельеф, как сочетание элементарных ландшафтов, может существенно влиять на динамику процессов перераспределения почвенных масс, играть важную роль в пространственном распределении различных типов почв, влияя тем самым на формирование биогеохимических барьеров на пути миграции как природных, так и антропогенных радионуклидов.

Внутри почвенного профиля радионуклиды вступают в физико-химические реакции взаимодействия с почвенным поглощающим комплексом (ППК), образуют растворимые и нерастворимые соли, коллоидные

соединения, что сопровождается изменением миграционной подвижности и биологической доступности для корневых систем растений, а также их способности поглощаться почвенными микроорганизмами (Санжарова, 1994; Василенков, 2018; Рачкова и др., 2010; Косолапова, 1999)

По данным С. Н. Горбова и О. С. Безугловой (2013) в двучленном профиле АПП для погребенных гумусовых горизонтов характерно повышенное содержание гумуса относительно перестилающей урбиковой толщи. Именно для погребенных гумусово-аккумулятивных горизонтов характерны пики удельной активности большего числа РН. Например, ^{40}K в большинстве случаев накапливается в горизонте А, обогащенном гумусом, в то время как из иллювиального горизонта В вынос ослаблен (Иванов, 1994).

К видам взаимодействия между радионуклидом и почвой относятся физическая (обратимая) сорбция, регулируемая несопряженными зарядами на поверхности частиц почвы, и химическая (в основном необратимая) сорбция за счет высокого радиуса действия, специфических взаимодействий и установления ковалентных связей (Sposito, 2008). Способность самой почвы иммобилизовать радионуклиды является основным фактором, контролирующим концентрации активности, доступные для биоты, и действует в сочетании с многочисленными внешними факторами. Благодаря мельчайшему размеру частиц глинистые минералы обладают наибольшей площадью поверхности, что важно для химии почвы, а также для водоудерживающей способности, играющей существенную роль в переносе питательных веществ и загрязнителей к почвенным организмам и растениям. Кроме того, органическое вещество почвы вносит значительный вклад в емкость катионного обмена почвы в водоудерживающую способность (Щеглов, 2000; Исаков, Володченков, 2010; Никитин и др. 2022).

Текстура и структура почвы, минеральный состав, органические компоненты, окислительно-восстановительный потенциал и рН, а также атмосферные осадки, изменения климата и рациональное использование почвы признаны значимыми факторами в мобильности радионуклидов (Iurian

et al., 2015). pH почвы, емкость катионного обмена и органический углерод почвы являются физико-химическими характеристиками, которые чаще всего коррелируют с распределением радионуклидов (Navas et al., 2011; Smičiklas et al., 2015).

1.2.3 Охрана окружающей среды

В области охраны окружающей среды радионуклиды могут использоваться для определения скорости почвенного перераспределения и возраста отложений. Этот потенциал был успешно продемонстрирован во многих районах мира (Ritchie, McHenry, 1990; Navas et al., 2014; Yao, Xue, 2016; Mabit et al., 2018). Кроме того, концентрации радионуклидов в почве могут быть связаны с геологическими и морфологическими аномалиями различных территорий. Каждая подобная аномалия может иметь уникальные концентрации нуклидов, связанные с их источником. К примеру, в последние десятилетия радионуклиды из радиоактивных осадков и литогенные радионуклиды использовались в исследованиях дактилоскопии для идентификации и разделения различных источников отложений, а также для понимания происхождения отложений и их количественной оценки (Motha et al., 2003; Palazon et al., 2015; Owens et al., 2016; Lizaga et al., 2020). Предыдущие исследования подтверждают потенциал использования литогенных радионуклидов для идентификации различных пород с разной литологией (De Jong et al., 1994), недавние исследования Navas et al. (2020) успешно выявили различия в материнских материалах отложений в леднике Альдегонда (Шпицберген).

Одной из важных причин увеличения гамма-радиоактивности в почвенном покрове техногенных и городских территорий являются выбросы радионуклидов из промышленных производств (Wang et al., 2007; Zhang et al., 2015). Эти выбросы могут значительно влиять на радиационный фон и

приводить к загрязнению почвы. Поэтому контроль и управление выбросами радионуклидов являются важными аспектами охраны окружающей среды.

Кроме того, немаловажной задачей является устранение возникших загрязнений. Для восстановления участков, загрязненных радионуклидами, существуют два основных метода: *in-situ* и *ex-situ* (Li et al., 2016; Sarma et al., 2021). Эти методы основаны на применении физических, химических, биологических, электрических и термических процессов для извлечения/удаления и иммобилизации загрязняющих веществ. Однако при выборе методов восстановления необходимо учитывать, как их преимущества, так и недостатки. Восстановление *in-situ* обычно более экономически эффективно, чем обработка *ex-situ*, но некоторые коммерческие методы ремедиации могут оказаться неэффективными при удалении радионуклидов (Liu et al., 2018). Поэтому важно проводить детальное исследование и выбирать подходящие методы, учитывая специфические условия загрязнения и требования окружающей среды.

В настоящее время для извлечения токсичных веществ из сточных вод и почвы широко используется адсорбция (Mohammadi et al., 2011). Кроме того, электрокинетическая ремедиация показывает высокую эффективность очистки с применением электрического тока (Purkis et al., 2021). Биоремедиация также представляет собой хорошую альтернативу для удаления радионуклидов (Peng et al., 2018). К примеру, усиленная фиторемедиация обладает положительными характеристиками, такими как высокое качество, низкая стоимость и экологическая безопасность (Prakash et al., 2013). Исследования показали, что использование дождевых червей или микроорганизмов может быть эффективным способом улавливания токсичных элементов. Однако среди них бактерии считаются наиболее эффективными адсорбентами (Sarma et al., 2019a). Так, микроорганизмы, которые существуют в условиях повышенного загрязнения, играют решающую роль в поддержании экологической функции почвы. Они способны стимулировать биогеохимический круговорот органических и

неорганических элементов, включая токсичные радионуклиды (Lloyd, Lovley, 2001; Chen et al., 2003; Dang et al., 2019; Rogiers et al., 2021). Микроорганизмы обладают высокой устойчивостью к радиации и способностью восстанавливать поврежденные гены (Shukla et al., 2017). Именно поэтому они рассматриваются в качестве наиболее предпочтительных кандидатов для биоремедиации, которая считается приемлемым, безопасным, эффективным и недорогим методом восстановления загрязненных участков (Prabhakaran et al., 2016). Кроме того, микроорганизмы, способные переносить, выживать и сопротивляться высоким уровням радиации, привлекают особо пристальное внимание при удалении радионуклидов с загрязненных участков или природных территорий (Cox, Battista, 2005; Zakeri et al., 2010; Roh et al., 2015; Shukla et al., 2017).

Однако для эффективной ремедиации загрязненных радионуклидами участков важно использовать сочетание различных методов восстановления. Например, комбинирование фиторемедиации с другими методами, такими как электрокинетическая ремедиация или адсорбция, может значительно улучшить результаты очистки (Prakash et al., 2013; Purkis et al., 2021).

Таким образом, восстановление загрязненных радионуклидами участков является сложной задачей, требующей комплексного подхода и использования различных методов восстановления. Отбор действительно эффективных методов должен основываться на проведении научных исследований и учете конкретных условий загрязнения. Биоремедиация и использование микроорганизмов, а также сочетание различных методов, являются перспективными направлениями исследований в области ремедиации радионуклидов. Эти методы обладают значительным потенциалом в удалении и иммобилизации загрязняющих веществ, а также восстановлении радионуклидами загрязненных участков (Воскресенский, 2009; Сунцова и др., 2015).

1.3 Специфика поступления и накопления радионуклидов в растениях

Одним из основных способов поступления радионуклидов в живые организмы, является путь «почва – растение – животные/человек». На поглощение радионуклидов корнями и последующую транслокацию в съедобные части растений влияют многие факторы, такие, как поглотительная и удерживающая способность почвы, видовые особенности растений, а именно – наличие у них барьерных и безбарьерных механизмов поглощения, наличие конкурирующих ионов в почвенном растворе, региональные климатические условия, физико-химическая форма поступления радионуклидов и, наконец, выраженность антропогенного прессинга на фитоценоз в целом (Isikaye et al., 2013).

Моделирование поглощения радионуклидов корневыми системами является компромиссом между доступностью исходных показателей и научно обоснованными методиками (UNSCEAR, 2000). Оценка коэффициента переноса из почвы в растение для ^{238}U , ^{210}Pb , ^{210}Po и ^{40}K для различных сельскохозяйственных продуктов (бобовых и овощных культур, фруктовых деревьев) в некоторых районах Южной Сирии, проведенная М. S. Al-Masri с соавторами (2008), показывает, что коэффициент переноса радионуклидов был выше в листьях, чем в плодах, за исключением ^{40}K , где коэффициент переноса как для листьев, так и для плодов был идентичным. В своем отчете по оценке коэффициента переноса из почвы в растение Н. Van der Stricht с соавторами (2011) пришли к выводу, что значения коэффициента переноса в целом были примерно в 10 раз ниже для ^{232}Th и ^{210}Po , чем для ^{238}U , ^{226}Ra и ^{210}Pb .

В некоторых случаях мониторинг активности радионуклидов в почве бывает затруднен, и для оценки степени опасности концентрации радионуклидов могут использоваться отдельные виды деревьев, выступающие в качестве биоиндикаторов, как, например, *Acacia auriculiformis*. Так, при изучении урана и других редкоземельных элементов в горнодобывающих районах Северного Вьетнама был исследован коэффициент переноса

радионуклидов из почвы в *A. auriculiformis*. Данные концентрации ^{226}Ra , ^{238}U , ^{137}Cs , ^{228}Ra и ^{40}K в почве и в растении-индикаторе значительно различались в силу аномальной способности *A. auriculiformis* поглощать радионуклиды из почвы. Это позволило использовать изученное растение для биомониторинга техногенных зон (Duong et al., 2021).

Наиболее распространенными первичными радионуклидами, представленными в почве и продуктах питания, являются ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U и их производные (Yu, Mao, 1999). Следовательно, получение данных о поглощении радионуклидов корневыми системами растений и их транспорт в съедобную часть, т. е. коэффициент переноса (КП) из почвы в надземную фитомассу, является важным параметром при создании моделей оценки доз заражения. Данные, полученные в мировом масштабе, демонстрируют широкий диапазон значений КП для отдельных радионуклидов у одного и того же растения (или группы растений) и сильно колеблются в зависимости от эдафических характеристик и географического положения. К числу важных экологических факторов, влияющих на перенос радионуклидов из почвы в растения/растительные компартменты, относят такие, как: физико-химические свойства корнеобитаемого слоя почвы, химические свойства радионуклидов, физиологическая реакция растений на температуру, интенсивность света, периодичность и продолжительность атмосферных осадков и т.д. (Adams, Langton, 2005; Feng et al., 2012). Так, в тропической зоне, из-за высокой скорости выветривания глинистых минералов, почвы обладают низкой обменной способностью, что приводит к высокой биодоступности загрязняющих веществ по сравнению с почвами умеренной зоны (Frissel, 1997; Van der Stricht, Kirchmann, 2001; Simon et al., 2002; Batandjieva et al., 2009; Uchida et al., 2009). Следовательно, процесс переноса РН из почвы в растения должен быть интенсивнее именно в условиях тропического климата. Кроме того, сельскохозяйственная деятельность также может быть отнесена к числу факторов, оказывающих значительное влияние на величину КП.

В большинстве исследований данные о коэффициенте переноса от почвы к растениям обычно получают либо в лабораторных условиях (модельные эксперименты), либо в условиях полевых опытов с использованием радионуклидов (или стабильных элементов), где типичный период наблюдения составляет менее одного года (от посадки до сбора урожая), что может быть недостаточно для достижения равновесия в системе почва-растение для выбранных радионуклидов. Т. е. сохраняется возможность, что только что внесенный в почвенную среду радионуклид не будет находиться в равновесном состоянии, что приведет к высоким значениям КП для радионуклидов из-за более высокой биодоступности. Например, КП для ^{99}Tc , полученный в лабораторных условиях, намного выше, чем данные, полученные в ходе полевого эксперимента (Tagami et al., 2005).

1.4 Изучение проблемы радиоактивности мировыми и отечественными учеными

В России одним из пионеров в изучении радиоактивности воздуха и почвы был профессор медицинской химии А. В. Пель (1850–1908), работавший в Клиническом институте в Санкт-Петербурге. Он первым обнаружил радиоактивность почвы Царского Села и выявил её санитарное значение (Пель, 1903; Зайцева, Фигуровский, 1961). Александр Васильевич также отметил, что радиоактивные свойства воздуха и почвы этого района влияют на воду, делая её способной уничтожать холерные и тифозные микробы в короткие сроки, в отличие от воды из других источников. Кроме того, он заметил, что радиоактивность оказывает влияние на рост растений, что объясняет особенности растительности Царского Села по сравнению с окружающими районами.

Другие ученые также внесли свой вклад в исследования радиоактивности в разных регионах России. Профессор И. А. Антипов (1861–1911) начал свои исследования радиоактивных минералов в 1900 году

(Антипов, 1900), а заведующий кафедрой химии Томского университета П. П. Орлов (1859–1937) занялся этой темой в Западной Сибири с 1904 года (Орлова, 1953). Профессор А. П. Соколов (1854–1928) из Московского университета начал исследовать радиоактивность грязей и вод минеральных источников на Северном Кавказе также с 1904 года (Боргман, 1904; Боргман, 1905). Инженер-технолог Э. Э. Карстенс продолжил работы своих предшественников на Северном Кавказе и исследовал радиоактивность Кавказских минеральных вод непосредственно у их источников. Он определил радиоактивность 26 минеральных источников в 1907 году (Карстенс, 1907–1908).

Большое исследование радиоактивности воздуха, минеральных вод, почв, грязей, минералов и горных пород проводилось в Одесской радиологической лаборатории, созданной в 1910 году при химическом отделе Одесского отделения Русского технического общества. Руководил ею Е. С. Бурксер (1887–1965). С 1911 г. лаборатория издавала сборник под названием «Труды химической и радиологической лаборатории» (Зайцева, Фигуровский, 1961). В середине 1920-х гг. в этой лаборатории начались исследования в области биогеохимии. В 1927 г. Е. С. Бурксер впервые количественно определил содержание радия в живых организмах.

Также стоит упомянуть Василия Андреевича Бородовского (1887–1914), который, обладая хорошим знанием физики, химии и нескольких иностранных языков, проводил исследования в Европейских лабораториях и активно изучал радиоактивность в российских месторождениях.

В годы перед Второй мировой войной исследования радиоактивности были ограничены оценкой миграции урана, тория, радия и их продуктов распада в окружающей среде с целью поиска урановых руд. Важное место в этой работе занимал академик А. Е. Ферсман.

Радиоэкология развивалась как часть экологии, и её формирование связывается с периодом между XIX и XX веками. Термин "радиоэкология" впервые был упомянут в 1866 г. в работе немецкого биолога Эрнста Геккеля «Общая морфология организмов».

Изучение проблемы радиоактивности почв и растений отечественными учеными за последние 100 лет привело к значительным открытиям и пониманию закономерностей в этой области. Исследования были прежде всего сфокусированы на изучении источников радиоактивности, механизмов перемещения радиоактивных веществ в почвах, а также их влияния на растения и экосистемы в целом (Балыкин, Пузанов, 2006; Маркина, Глазун, 2006; Салтыков, Пузанов, 2006; Шура и др., 2006; Лукин, Гребер, 2008; Сутягин и др., 2011; Апарин и др., 2012; Асварова и др., 2013; Крячюнас, Шахова, 2013; Котченко и др., 2017).

Исследования показали, что природная радиоактивность связана с наличием радиоактивных изотопов, таких, как уран, торий и их радиоактивные продукты распада (Стасов, 2008; Дженбаев, Жумалиев, 2018;) Антропогенная радиоактивность, в свою очередь, связана с ядерными испытаниями, авариями на ядерных объектах и радиационными источниками в промышленности и медицине (Мирончик, 2008; Конюхов и др., 2018; Котченко и др., 2017; Баженов и др., 2022).

Одной из важных задач было исследование механизмов перемещения радиоактивных веществ в почвах и механизмы их накопления в растениях. Было обнаружено и теоретически, и практически подтверждено, что радиоактивные элементы могут перемещаться в почвах в зависимости от их природных свойств (Блохин и др., 2002; Егорова, 2007; Абдулаева, 2012; Баженов и др., 2022).

Важным акцентом в исследованиях было изучение влияния радиоактивности на биогеоценозы и экосистемы. Ученые выяснили, что высокие уровни радиоактивности могут вызывать мутации в генетическом материале растений, нарушать процессы фотосинтеза и сопряженных с ним иных жизненно важных физиологических процессов, а также негативно влиять на рост и развитие растений в целом. Это в свою очередь может приводить к ухудшению плодородия почв и уменьшению биоразнообразия

(Мельник, Кизеев, 2006; Скрипников, Щетинкин, 2015; Красницкий и др., 2016; Воронин, Швецов, 2019).

К настоящему времени накоплен большой массив данных, проведен их анализ и изложены процессы миграции радионуклидов в окружающей среде, в том числе за последние несколько лет (Валуйская и др., 2022; Орлов и др., 2021; Бураева и др., 2022; Гордиенко, 2022; Никитин и др., 2022; Персикова и др., 2022; Торшин и др., 2022; Агапкина и др., 2023). Тем не менее, городские экосистемы, почвы урболандшафтов и антропогенно-преобразованные почвы изучены недостаточно и требуют пристального внимания в силу сосредоточенности здесь населения и производств. Городские почвы отличаются рядом особенностей, влияющих на процессы сорбции и миграции химических соединений, поэтому проблема радиоактивности почв в городских экосистемах остается актуальной и требует дальнейшего изучения, осознания и развития теоретических основ.

С одной стороны, радиоактивное загрязнение является динамическим процессом, и новые источники радиоактивного загрязнения могут появляться в результате изменений в промышленности, энергетике и других сферах деятельности. Это требует постоянного мониторинга и исследований, чтобы оценить последствия этих изменений и принять соответствующие меры по защите окружающей среды и здоровья человека.

С другой стороны, интенсификация производства в городе, внедрение на промышленных предприятиях все новых технологий, зачастую сопряжена именно с применением редкоземельных и радиоактивных элементов, что, в свою очередь, отражается на общей экологической ситуации и на радиоактивности городских почв. Кроме того, использование радиоактивных компонентов в медицине и научных исследованиях требует особого мониторинга радиоактивного загрязнения в городской среде. Особенно в условиях неоднородности почвенного покрова в целом и отдельных почвенных типов в частности, обладающих более сложными внутрипочвенными процессами перемещения радиоактивных веществ.

Кроме того, научные исследования радиологии городской среды необходимы для разработки эффективных стратегий мониторинга и управления радиоактивным загрязнением. Новые технологии и методы анализа могут быть применены для более точной оценки уровня радиоактивности и выявления зон повышенного риска. Также важно изучить влияние радиоактивности на городскую экосистему и биоразнообразие, чтобы разработать соответствующие стратегии охраны и восстановления мест сосредоточения населения в условиях возрастающих рисков применения тактического ядерного оружия.

Таким образом, несмотря на уже проведенные исследования, актуальность изучения радиоактивности почв, в особенности на городских территориях, остается важной. Дальнейшие исследования позволят получить более полное представление об угрозе радиоактивного загрязнения и разработать меры по минимизации его воздействия на окружающую среду и человеческое здоровье.

2 ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТОВ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1 Характеристика г. Ростова-на-Дону и городов спутников

Ростов-на-Дону является главным «центральный» звеном формирования территории, которую принято называть «Большой Ростов» (рис. 1), представляющий лишь часть Ростовской агломерации (около 40% от общей территории Ростовской области). Протяженность г. Ростова-на-Дону с севера на юг составляет около 25 км, а с запада на восток – около 30 км. Этот размер позволяет городу иметь разнообразные районы с различной инфраструктурой и архитектурой, а также неоднородный почвенный покров в связи с различными условиями антропогенного развития и воздействия.



Рисунок 1 – Границы ядра Ростовской агломерации «Большой Ростов»
(Тагивердиев, 2020)

Исторический аспект формирования городов является необходимым условием понимания генезиса отдельно взятых типов городских почв и формирования почвенного покрова урбанизированных территорий в целом.

На данный момент возраст г. Ростова-на-Дону насчитывает 274 года, однако некоторые историко-археологические данные указывают на то, что первые поселения здесь сформировались еще в эпоху бронзы (III–II тыс. до н.

э.). Появление города можно назвать случайным. Все произошло «благодаря» недопониманиям между государством и казаками в таможенном вопросе, после чего пункт таможни было решено перенести к устью реки Темерник.

Батайск расположен в непосредственной близости к Ростову-на-Дону, население города насчитывает 126,7 тысяч человек, возраст составляет 254 года. Большую часть города занимают одноэтажные жилые постройки, но также имеют место многочисленные промышленные предприятия, транспортные предприятия автомобильных и железнодорожных дорог. В последние годы началась усиленная застройка северной и южной части города многоэтажными жилищными комплексами.

Город Аксай (районный центр области) насчитывает на 2023 год 49 000 человек. По официальным данным датой основания города можно считать 1570 год. В послевоенные годы станция Аксайская, как и ее соседи, активно начинает застраиваться объектами промышленной деятельности, а также жилыми массивами, новыми микрорайонами.

К сегодняшнему дню все указанные выше города стали одним целым, соединяясь развивающимися транспортными сетями, что делает в некотором смысле невозможным рассмотрение их в отдельности. Как следствие к 2020 году «Большой Ростов» превратился в один урбанистический центр с населением свыше двух миллионов человек, став крупным административным, культурным, научно-образовательным, промышленным центром и важнейшим транспортным узлом Юга России, что в свою очередь также оказывает существенное на урбоэкосистему в целом и на почвенный покров в частности.

2.2 Характеристика условий почвообразования

Географическое расположение «Большого Ростова» приурочено к югу Европейской части России, а именно зоне Южно-Русской равнины. В работе О. С. Безугловой (2003) указано, что Ростовская агломерация в целом

расположена на северной стороне Ростовского свода Русской платформы. Свод представляет собой два геоструктурных этажа (докембрийский кристаллический фундамент и породы осадочного типа). По геоморфологическим критериям исследуемую территорию можно отнести к пологоволнистой равнине, пересекаемой долинами реки Дон, характеризующейся склонами различных экспозиций, днищами балок, поймами и террасами.

Одной из отличительных черт городов «Большого Ростова» является отсутствие нативного рельефа, минимум две трети территории были подвержены различного рода трансформациям, от лесомелиоративных, до более существенных, сопряженных с выравниванием слабоволнистых ландшафтов, что изменило пути развития рельефообразующих процессов.

Почвообразующие породы изученной территории сложены лессовидными суглинками, с включениями известковых стяжений и кристаллов гипса, мощностью до 15 метров. Характерна палевая окраска, пористое сложение и достаточно высокий уровень карбонатности. Уровень грунтовых вод от 3 до 40 метров на водоразделах (Миноранский, 2004; Безуглова, Хырхырова, 2008).

Для г. Ростова-на-Дону характерен умеренно континентальный климат, с малоснежными и мягкими зимами, неустойчивым снежным покровом, сохраняющимся как правило не более 10–20 дней. В январе средняя температура составляет около $-2,9^{\circ}\text{C}$, а средний минимум за весь зимний период может достигать $-21,3^{\circ}\text{C}$. Абсолютный минимум температуры за всю историю наблюдений зафиксирован в январе 1940 года и составил $-31,9^{\circ}\text{C}$.

Континентальность климата выражается в наличии в регионе засушливого и продолжительного лета. Средняя температура в июле поднимается до $+28,3^{\circ}\text{C}$. Абсолютный максимум температуры был достигнут в августе 2010 года и составил $+40,1^{\circ}\text{C}$.

На исследуемой территории сформировались различные типы почв, как естественного сложения, так и те, которые были подвержены существенному

антропогенному воздействию, вследствие чего образовались городские почвы со специфичным горизонтом «урбик», сложенным отчасти остатками нативных горизонтов, отчасти строительным мусором. Городские почвы, сформированные на черноземах, в которых горизонт «урбик» не превышает 40 см, принято обозначать как урбистратифицированный чернозем, в случае превышения этого значения, их принято именовать урбостратоземами (Горбов, Безуглова, 2018).

2.3 Специфика растительного покрова г. Ростов-на-Дону

Одним из наглядных индикаторов степени воздействия антропогенных факторов на окружающую среду является изменение флористического и геоботанического составов растительного покрова. Деятельность человека приводит к коренным изменениям в составе растительных сообществ. Например, расширение сельскохозяйственного производства, особенно на плодородных территориях юга Европейской части России, привело к формированию искусственных агроценозов и соответствующих агротипов почв. На территории городов в процессе формирования урболандшафтов также наблюдаются изменения в составе флоры, которые могут быть вызваны как прямым антропогенным воздействием, таким, как внесение адвентивных видов растений в местную флору, усиление апофитической активности, уничтожение растительного покрова на отдельных участках, так и косвенным воздействием, связанным с изменениями условий обитания для некоторых видов растений, что характерно для городской среды (Иваныкина, 2008; Рысин, 2012).

Важной задачей в условиях растущей антропогенной нагрузки является мониторинг биоразнообразия флоры, а изучение урбанофлоры является одним из приоритетных направлений городской экологии, позволяющим отслеживать динамику городской флоры в исторической перспективе. (Постарнак, 2011; Голованов, 2018). Термины «урбанофлора» и

«урбофитоценоз» широко используются в научных исследованиях. Когда речь идет о больших агломерациях, следует различать урбанофлору (растительность в застроенной части города) и субурбанофлору (растительность в незастроенной или слабо застроенной части города, а также на окраинах, прилегающих к другим городам внутри агломерации) (Ильминских, 1994; Антипина, 2002; Рысин и др., 2012).

Ростов-на-Дону, расположенный в степной зоне, имеет свою характерную природную растительность. Город занимает территорию, на которой когда-то произрастали разнотравно-злаковые степи с ковылями, типчаком, тонконогом и представителями лугово-степного разнотравья (Яцута, 1940). В настоящий момент степные и луговые массивы сменили городские парки, рощи, сады и скверы, которые также играют важную роль в сохранении природного растительного покрова. При этом очень важным остается поддержание баланса между селитебно-промышленными зонами города и элементами зеленой инфраструктуры, с целью сохранения и расширения мест отдыха и рекреационных зон. На территории Ростова-на-Дону существуют различные парки, скверы и сады, но их площадь недостаточна для миллионного города (Рогинский, 1999; Козловский и др., 2013; Горбов, 2018). Под пологом деревьев и кустарников, высаженных специально, в этих искусственно созданных сообществах стихийно формируется травянистый ярус, в состав которого наряду с видами природной флоры входят и рудеральные растения.

Разработка и реализация мер по сохранению биоразнообразия, созданию зеленых зон и устойчивому использованию природных ресурсов помогут смягчить негативное воздействие антропогенных факторов и обеспечить более благоприятную среду обитания для людей и растений (Гудзенко, 2016).

В рамках настоящего исследования было проанализировано влияние травянистой растительности на уровень радионуклидов в почвенной среде Ростовской области и Ростовской агломерации. Проанализированная растительность, характерная для степных и лесостепных зон, является

сложным биологическим комплексом, обладающим адаптационными механизмами к суровым климатическим условиям. Исследование содержания радионуклидов в растительном покрове проводилось с целью понимания процессов миграции и концентрации радионуклидов в биосфере данного региона.

В данной связи осуществлялось сравнительное изучение содержания радионуклидов в надземных частях травянистых растений и в верхнем корнеобитаемом слое почвы. Это сравнение направлено на оценку роли растений в поглощении и накоплении радионуклидов из почвенной среды. Растения могут выступать в качестве активных биоиндикаторов загрязнения радионуклидами, оказывая воздействие на их концентрацию в почвенном покрове (Авалян и др., 2022).

Дополнительно была проведена оценка выноса радионуклидов из почвы растениями. Этот аспект исследования позволил оценить вклад растений в распределение радионуклидов в почвенной среде на различных глубинах. Собранные данные позволяют лучше понять динамику передвижения радионуклидов в экосистеме, а также влияние растений на данный процесс (Шапошникова и др., 2021). Такой анализ имеет важное значение для определения общего радиационного фона и оценки его последствий на окружающую среду и человека.

2.4 Основные характеристики исследованных почв

Объектами диссертационной работы являются естественные и антропогенно-преобразованные почвы, расположенные в Ростовской агломерации, а также территория ООПТ Ростовской области, расположенных на аналогичных почвенных типах (рис. 2, 3). В современных условиях развития городской агломерации почвы естественного происхождения практически не сохранились, почти вся территория урболандшафтов подверглась различному воздействию человека. В большинстве случаев это

приводит к образованию почвенных комбинаций, включающих в себя природные и антропогенно-преобразованные почвы и образующих единую функционирующую систему. Во вновь образованной системе возникает взаимодействие почвенного покрова с остальными компонентами городской среды, как сохранившимися естественными, так и созданными под воздействием антропогенного фактора. Как следствие, под воздействием процесса урбопедогенеза происходит формирование и последующая эволюция новых разнообразных типов городских почв и почвоподобных образований (Прокофьева и др., 2011; Прокофьева и др., 2015).

Исследование направлено на изучение радиоактивности почвенного покрова городских территорий, а также зональных почв ООПТ, с выявлением закономерностей в распределении естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) и искусственного ^{137}Cs по профилю, а также зависимость их концентрации от физико-химических свойств почв (pH, гумус, карбонаты и гранулометрический состав), которые подвергаются изменениям под воздействием антропогенной деятельности в промышленно-селитебных, парково-рекреационных зонах городов.

В вопросах изучения антропогенно-преобразованных почв основное внимание уделено исследованию наиболее урбанизированной части Ростовской агломерации – «Большому Ростову». Общая площадь исследуемой территории составляет 493,1 км², включая площадь Батайска (77,6 км²), Аксая (67,5 км²) и Ростова-на-Дону (348 км²).

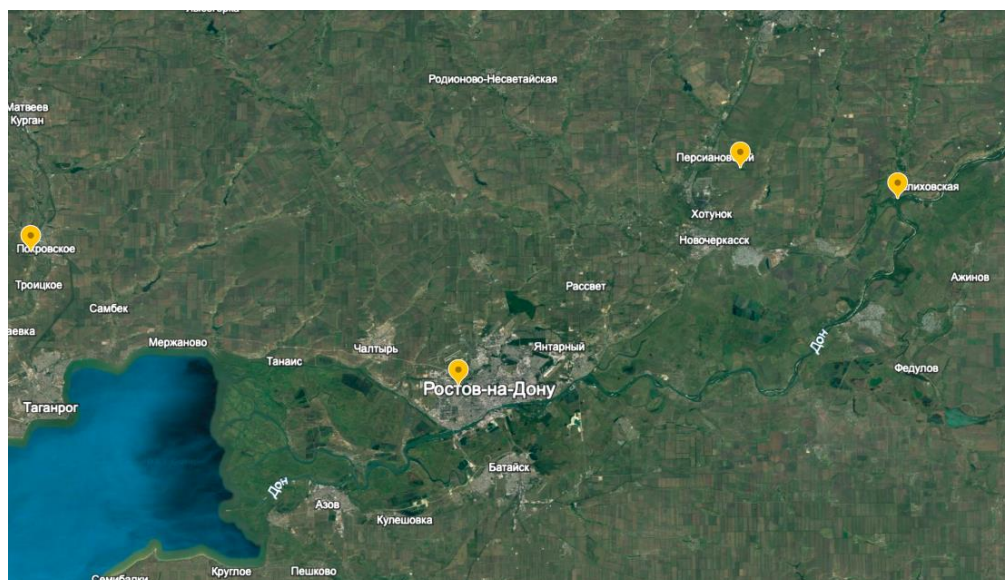


Рисунок 2 – Карта-схема закладки полнопрофильных разрезов, скважин и отбора поверхностных почвенных и растительных проб в Ростовской области

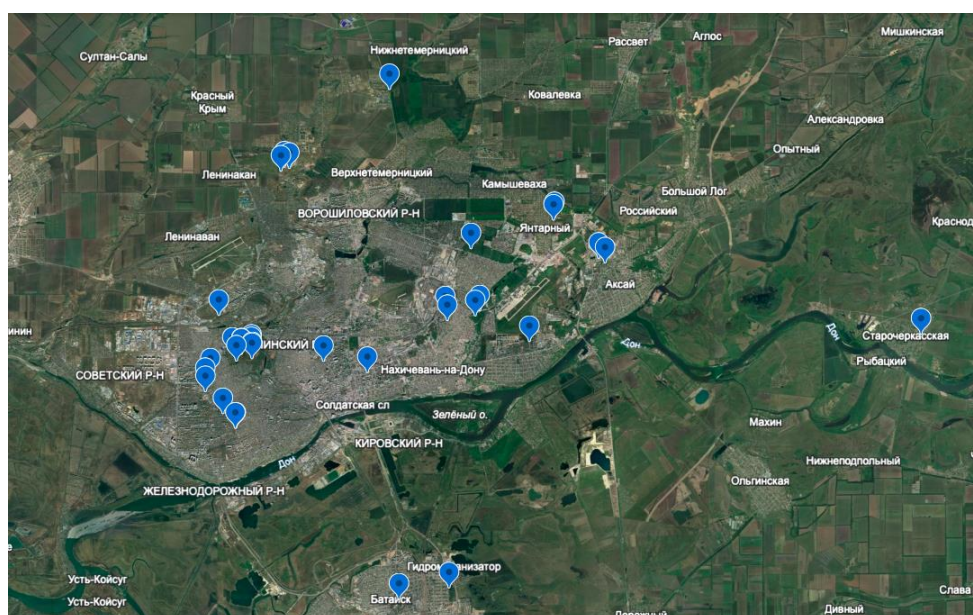


Рисунок 3 – Карта-схема закладки полнопрофильных разрезов, скважин и отбора поверхностных почвенных и растительных проб в «Большом Ростове»

Нативными почвами при формировании городских почв в Ростовской агломерации послужили черноземы миграционно-сегрегационные (ранее

обыкновенные карбонатные) различной мощности и гумусированности, которые претерпевают изменения под влиянием урботехнопедогенеза (Горбов и др., 2015). На их основе в результате урбопедогенеза сформировались антропогенно-преобразованные почвы:

Одним из наиболее распространенных типов почв в условиях Ростовской агломерации являются урбистратифицированные черноземы, сочетающие в своем профиле как погребенные почвы естественного происхождения, так и сформированную на дневной поверхности погребавшую толщу, сложенную горизонтами «урбик» совокупной мощностью менее 40 см. Благодаря процессам седиментации, поверхностные синлитогенные горизонты этого типа почв обладают неоднородным гранулометрическим составом с высокой долей антропогенных включений. При этом поверхность урбистратифицированных черноземов может быть изолирована различными империабельными покрытиями – асфальт, дорожная плитка или иные водонепроницаемые материалы.

Отдельным, наиболее распространенным представителем антропогенно-преобразованных почв являются урбостратоземы на погребенных черноземах или лессовидных суглинках. Данные городские почвы обладают совокупной мощностью диагностических синлитогенных горизонтов UR (урбик), которая превышает 40 см. Как правило, описываемые АПП также сохраняют в своем теле в разной степени скальпированный профиль естественных черноземов, включающий основные генетические горизонты и прежде всего частично сохранившуюся погребенную гумусово-аккумулятивную толщу.

Под влиянием процесса урбопедогенеза естественные факторы, определяющие элементарные почвообразовательные процессы, претерпевают существенные трансформации. Это соответствующим образом сказывается на физико-химических свойствах не только антропогенной толщи, но и погребенного почвенного профиля. Необходимо отметить, что в антропогенно-преобразованных почвах за счет двучленности профиля

существенно изменяются внутрипочвенные процессы миграции вещества. Как следствие, в них, на фоне сохранившегося естественного карбонатного барьера в иллювиальных горизонтах погребенных черноземов, возникает новый биогеохимический барьер при переходе от горизонтов урбик к погребенным гумусово-аккумулятивным горизонтам, обусловленный различиями в гранулометрическом составе, разницей рН и ЕКО (Горбов и др., 2015).

Нами также были использованы почвы естественного сложения (территории ООПТ) как фоновые (эталонные) для сравнения и возможности оценки загрязнения и изменения свойств и характеристик в условиях городской среды.

По О. С. Безугловой с соавторами (2022) принципами выбора эталонных почв являются следующие:

- морфологические признаки, генетический профиль и аналитические характеристики почвы-эталона должны соответствовать центральному образу почвы, приведенному в почвенной классификации;
- к эталонам целесообразно относить целинные почвы, желательно, в пределах особо охраняемых природных территорий;
- эталонные почвы должны быть типичными для территории, часто встречающимися и занимающими значительную долю площади рассматриваемого региона;
- набор эталонных почвенных разностей в максимальной степени должен отражать почвенное разнообразие и быть репрезентативным на уровне высоких таксономических уровней (типов и подтипов) последних;

В процессе исследования во всех выбранных образцах были определены основные почвенно-диагностические показатели. Среди них были измерены удельная активность, гранулометрический состав, реакция среды, гумус и карбонаты.

Для удобства рассмотрения и анализа результатов радиологического обследования почв Ростовской области (почвы особо охраняемых природных

территорий) и Ростовской агломерации, все изученные почвенные типы были разделены на группы:

- почвы ООПТ;
- почвы городских территорий естественного сложения (не подверженные антропогенному воздействию). В свою очередь подразделялись на почвы под древесными и травянистыми фитоценозами;
- антропогенно-преобразованные почвы города, подразделялись на экранированные и неэкранированные.

Ниже представлены фотографии отдельных часто встречаемых типов почв, сформированных в условиях различной антропогенной нагрузки.

4Н (естественная почва под травянистым фитоценозом)

Название почвы:

Чернозем миграционно-сегрегационный средне гумусированный карбонатный мощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке

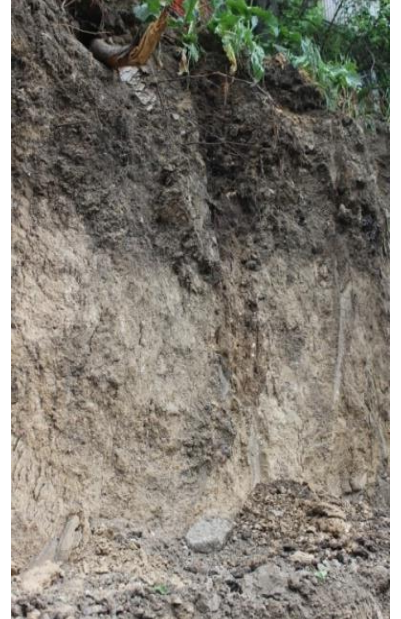


13Н (естественная почва под древесным фитоценозом)

Название почвы:

Чернозем миграционно-сегрегационный сильно гумусированный средне карбонатный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке



8АПП (антропогенно-преобразованные экранированные почвы) Название почвы: Экранированный урбостратозем на погребенном черноземе темногомусовом бескарбонатном мощном тяжелосуглинистом на лессовидном суглинке	
10АПП (антропогенно-преобразованные незкранированные почвы) Название почвы: Урбостратозем мощный на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном мощном тяжелосуглинистом на лессовидном суглинке	
15ООПТ (зональные почвы ООПТ) Название почвы: Чернозем миграционно-сегрегационный мощный тяжелосуглинистый на желто-бурой глине	

3 МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

3.1 Закладка почвенных разрезов и отбор почвенных проб

Определение оптимальных мест для закладки почвенных разрезов в Ростовской области и Ростовской агломерации являлось первостепенным и фундаментальным этапом исследования радионуклидного загрязнения изученных типов почв. Подбор наиболее информативных участков наблюдения происходил с учетом ряда ключевых геоморфологических, геологических и антропогенных характеристик района исследования, с целью обеспечения максимальной репрезентативности получаемых данных.

При выборе точек заложения разрезов и отбора поверхностных проб учитывались геоморфологические особенности территории. Они привязывались к водораздельным плакорным пространствам, где, как правило, формируются полноразвитые почвенные профили естественных почв. Немаловажную роль при выборе площадок наблюдения играет анализ геологической структуры, так как различные типы пород могут оказывать влияние на аккумуляцию радионуклидов в почве. Как правило, в качестве материнских (почвообразующих) пород во всех изученных разрезах выступали лессовидные суглинки или глины, что позволяло сглаживать дополнительный фактор пестроты в различии литологических условий.

Особое внимание уделялось степени антропогенной трансформации территории, так как большая часть точек наблюдений заложена в Ростовской агломерации, и антропогенное воздействие на окружающую среду в отдельных функциональных зонах города значительно. Отдельные разрезы располагались в непосредственной близости от промышленных предприятий и автомагистралей, однако большая часть точек наблюдений была приурочена к зонам рекреации – паркам, скверам, залежам и пустырям.

В целом, все указанные выше подходы при выборе точек заложения разрезов позволили обеспечить учет разнообразия природных и антропогенных условий почвообразования и функционирования городских

ландшафтов, включая различные функциональные зоны города и целинные территории ООПТ, а также учесть различия в геоморфологических и биоклиматических условиях региона исследований.

В общей сложности Было заложено более 50 полнопрофильных почвенных разрезов, отобрано, подготовлено и проанализировано более 300 почвенных и растительных образцов. Из них 90 образцов особо охраняемых природных территорий (ООПТ), 120 образцов естественных почв города и 95 образцов антропогенно-преобразованных почв. Представленный объем обработанных данных позволяет получить репрезентативную картину об активности радионуклидов в почвах Ростовской агломерации и прилегающих естественных ландшафтах

3.2 Определение удельной активности ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K в почвенных пробах

Определение мощности эквивалентной дозы гамма-излучения (МЭД, мкЗв/ч) в различных функциональных зонах г. Ростова-на-Дону проводили согласно (МВИ 1.2.3(76)-11, 2011; МВК 2.2.3(50)-11, 2011; МВК 5.6(38)-11, 2011; Соболева, 2002; РД 03-26-2007, 2008; МУ 2.6.2398-08, 2009).

Удельную активность радионуклидов определяли с помощью гамма-спектрометра. (Прогресс, 2003; Прогресс, 2010).

3.3 Определение основных почвенно-диагностических показателей

В ходе работы во всех отобранных образцах определяли основные почвенно-диагностические показатели. Гранулометрический состав определяли по ГОСТ 12536-2014. Основной целью стандарта является определение в почве процентного содержания различных фракций, таких как песок, средний и мелкий песок, суглинок и глина. Определение содержания общего гумуса проводили по ГОСТ 26213–2021: «метод основан на окислении органического вещества почв раствором двуххромовокислого калия в серной кислоте и последующем определении содержания трехвалентного хрома,

эквивалентного содержанию органического вещества в почве, на спектрофотометре при длине волны 590 нм или фотоэлектроколориметре со светофильтром, имеющим максимум поглощения при длине волны 560-600 нм». Метод определения рН основан на извлечении водорастворимых солей из почвы дистиллированной водой при отношении почвы к воде 1:5 и определении рН с помощью рН-метра (ГОСТ 26423–85). Содержание карбонатов в почвенных образцах определялось по Кудрину. «Метод основан на разрушении карбонатов соляной кислотой и последующем определении в солянокислой вытяжке Са с помощью трилона Б» (О.С. Безуглова, И.В. Морозов, 1996, с. 11).

4 РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

4.1 Мощность эквивалентной дозы гамма-излучения от почв Ростовской агломерации и прилегающих ООПТ

Мощность эквивалентной дозы гамма-излучения в пределах г. Ростова-на-Дону характеризуется логнормальным распределением.

На рисунке 4 и в таблице 1 представлены особенности распределения мощности эквивалентной дозы гамма-излучения в приземном слое воздуха, измеренной на селитебных, парково-рекреационных зонах города и на ООПТ Ростовской области.

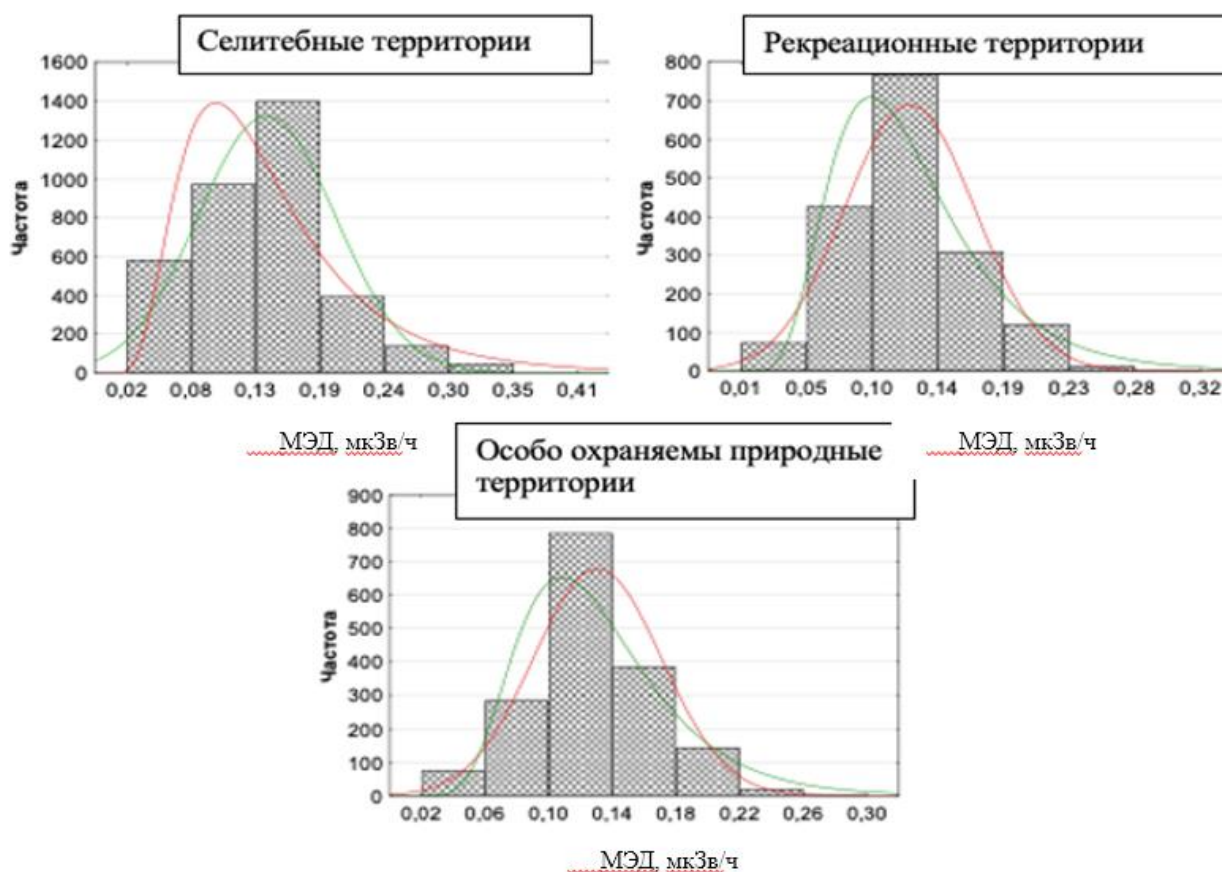


Рисунок 4 – Распределение мощности эквивалентной дозы гамма-излучения в пределах селитебной, парково-рекреационной зон города, особо-охраняемые природные территории.

Таблица 1 – Результаты статистической обработки данных по распределению мощности эквивалентной дозы гамма-излучения (МЭД, мкЗв/ч) на природных и урбанизированных территориях.

Параметр	Территории		
	Селитебные территории	Рекреационные территории	ООПТ
Минимум, мкЗв/ч	0,02	0,01	0,02
Максимум, мкЗв/ч	0,41	0,32	0,30
Среднее арифметическое, мкЗв/ч	0,14	0,12	0,13
Медиана, мкЗв/ч	0,14	0,12	0,14
Стандартное отклонение, мкЗв/ч	0,06	0,04	0,04
Количество измерений, шт.	3540	1719	1701

На рисунке 4 представлена форма распределения эффективной эквивалентной дозы (МЭД) гамма-излучения в пределах охраняемых объектов природы (ООПТ) и рекреационных зон. Для парково-рекреационных зон распределение характеризуется равномерностью, однородностью и симметричностью относительно центральной точки. Однако в условиях городской застройки наблюдается смещение формы распределения МЭД влево, что свидетельствует о неоднородности распределения гамма-фона в городских условиях.

Подобные аномалии в форме распределения могут быть объяснены тем, что в пределах ООПТ и рекреационных зон антропогенное воздействие либо отсутствует, либо минимально (например, отсутствие промышленных предприятий и укладки дорожных покрытий). В то время как в городских условиях, таких как Ростов-на-Дону, измерения гамма-фона проводились как в спальных районах, так и на территориях с малоэтажной застройкой, вдоль промышленных улиц и близ промышленных предприятий.

Следует отметить, что в городском строительстве широко используются строительные материалы с различным содержанием естественных радиоактивных элементов, а также горные породы, включая магматического происхождения, например, граниты. Все это может привести к образованию локальных участков с МЭД выше уровня 0,3 микрозивертов в час (табл. 1).

4.2 Удельная активность радионуклидов в зональных почвах Ростовской области

Почвы ООПТ представляют собой уникальные природные экосистемы, которые находятся в относительно ненарушенном состоянии и не подвергались антропогенному воздействию. Данная группа была выделена для возможности использования изученных типов почв в качестве эталонных комплексов, а полученные значения могут быть использованы как базовая информация при оценке и мониторинге радиационного состояния природной среды и влияния антропогенных факторов на радиационный фон. Анализ полученных значений активности радионуклидов позволит выявить ноль-момент их содержания для дальнейшего сравнения с городскими территориями, что является одним из важных первичных шагов для последующего мониторинга. Как следствие, данные об активности радионуклидов в почвах особо охраняемых природных территорий (ООПТ) послужат в качестве фоновых значений, кроме того, они представляют собой важную основу для анализа и сравнения радиационного состояния с другими регионами и способствуют более точному пониманию экологического состояния Ростовской области.

В качестве фоновых для городских аналогов были приняты черноземы таких особо охраняемых зон как «Миусские склоны», «Доно-Донецкая впадина», «Персиановская степь».

Ниже на рисунке 5 и в таблице 2 представлены результаты статистической обработки удельной активности естественных радионуклидов

(^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) а также искусственного ^{137}Cs в зональных почвах ООПТ Ростовской области.

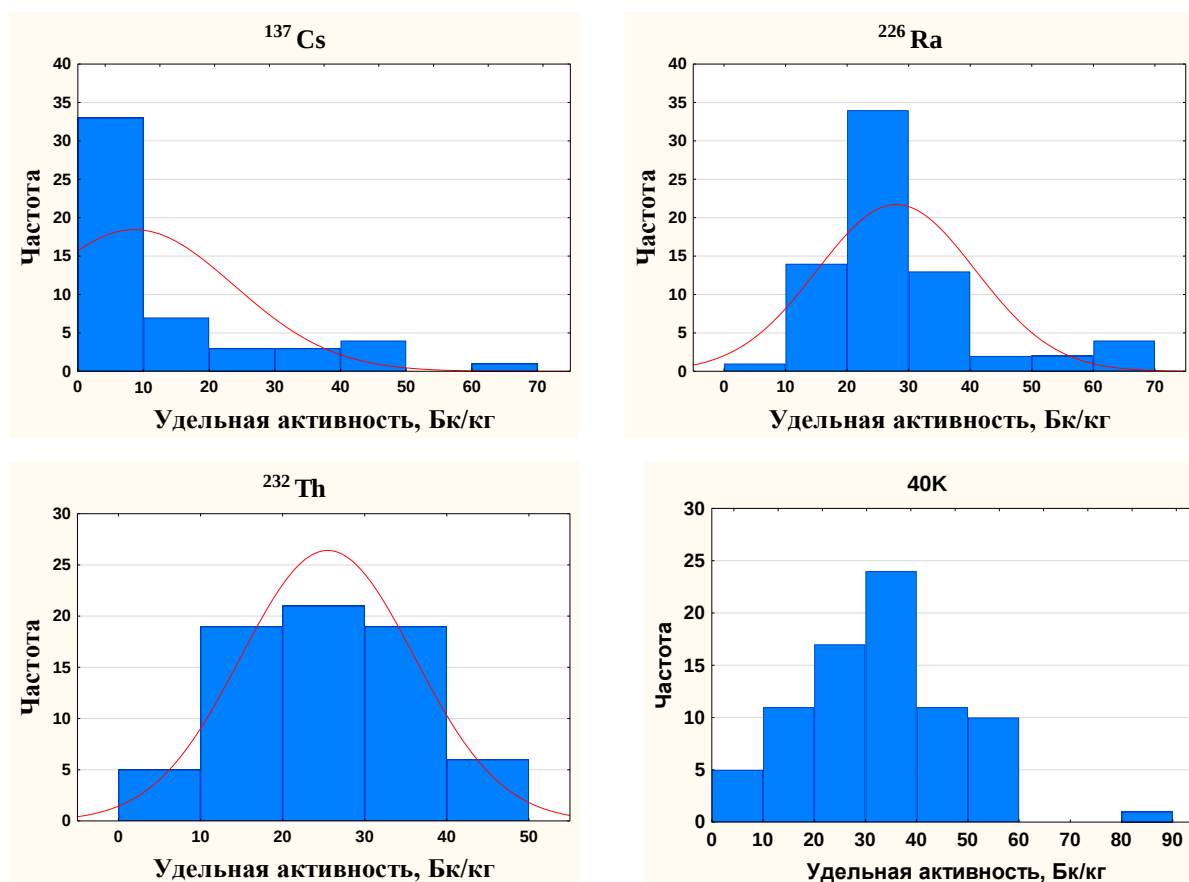


Рисунок 5 – Распределение удельной активности радионуклидов в черноземах ООПТ Ростовской области

Таблица 2 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в почвах ООПТ Ростовской области

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	6,8	5,7	2,9
Максимум, Бк/кг	66,2	69,3	50,0	81,5
Среднее арифметическое, Бк/кг	5,5	28,36	26,1	32,4
Медиана, Бк/кг	1,2	26,1	25,9	32,3
Стандартное отклонение, Бк/кг	14,5	12,2	10,5	14,8
Количество проб, шт	79			

Полученные данные отражают совокупную выборку для естественных радионуклидов и характеризуются нормальным распределением в пределах погрешности измерения. Выборка отражает совокупный набор всех изученных почвенных горизонтов, а также материнскую породу. Данный принцип использован и для искусственного радионуклида ^{137}Cs , хотя основная часть его активности приходится именно на верхние горизонты гумусо-аккумулятивной толщи, в которую он мигрировал в результате процессов естественной педотурбации, а также конвективно-диффузионного массопереноса.

4.3 Удельная активность радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации

В представленной группе рассматривается динамика значений удельной активности радионуклидов в нативных почвах Ростовской агломерации, то есть в почвах, которые не подвергались значительному антропогенному воздействию. Эта группа позволяет оценить не только естественный фон радионуклидов в городской среде, но и понять, их пространственную неоднородность и специфику миграции в почвенном профиле в условиях максимально приближенных к естественным.

Необходимо отметить, что Ростовская агломерация характеризуется высоким разнообразием растительного покрова. На ее территории присутствуют как древесные фитоценозы (лесные массивы, парки), так и травянистые фитоценозы (луга, островки степной растительности и т. д.). При этом растительный покров играет важную роль в городской экосистеме, не только с точки зрения создания микроклимата и повышения комфортности проживания в условиях умеренно континентального климата, но и с точки зрения изменения биогеохимических потоков большинства биогенных и техногенных элементов (Горбов, Безуглова, 2014).

Естественные почвы Ростовской агломерации представлены прежде

всего черноземами миграционно-сегрегационными водораздельной части города, а также аллювиальными почвами поймы рек Дон и Темерник. Антропогенное воздействие выражается в масштабной посадке древесной растительности, которое началось с конца 30-х годов прошлого столетия. В результате развития почвенного покрова под древесными фитоценозами за почти 90-летний период произошли некоторые изменения его морфологических, физических и химических свойств относительно зональных черноземов под степной растительностью. В работах Ростовских исследователей отмечены достоверное увеличение мощности гумусово-аккумулятивного профиля и глубины вскипания. Также наблюдается тенденция к понижению глубины залегания белоглазки. Изменение гидротермического режима почв лесопарков обуславливает преобладающую нисходящую миграцию карбонатов и водорастворимой части органического вещества в почвенном профиле, вследствие чего они мигрируют в более глубокие горизонты (AU hi, BSA lc или BSA pc) (Горбов, Безуглова, 2014; Тагивердиев, 2019; Скрипников, 2021, Горбов и др., 2022). Наличие лесной подстилки, формирование густого напочвенного травянистого покрова, защищенного от летнего выгорания кронами деревьев, представляют собой богатый энергетический материал, обогащающий почву органическими формами углерода. Как следствие, было выявлено, что на территории парково-рекреационной зоны города происходит увеличение содержания органического углерода в верхней части профиля и, соответственно, его запасов в метровой толще (Горбов, 2018; Skripnikov, 2022).

Все перечисленные выше характеристики естественных почв города находят отражение в их физико-химических свойствах, которые в свою очередь влияют на пространственную и внутрипочвенную миграционную способность радионуклидов.

В городской среде, при условии, что почвенный покров не подвергался прямому воздействию человека, миграция радионуклидов может быть различна. Некоторые из них (^{137}Cs и ^{226}Ra) более мобильны и способны

переноситься с поверхности почвы в атмосферу и гидросферу, попадая в пищевые цепи, тогда как другие (^{232}Th и ^{40}K) являются более устойчивыми и способны оседать на почвенном поглощающем комплексе (Липатов и др., 2020).

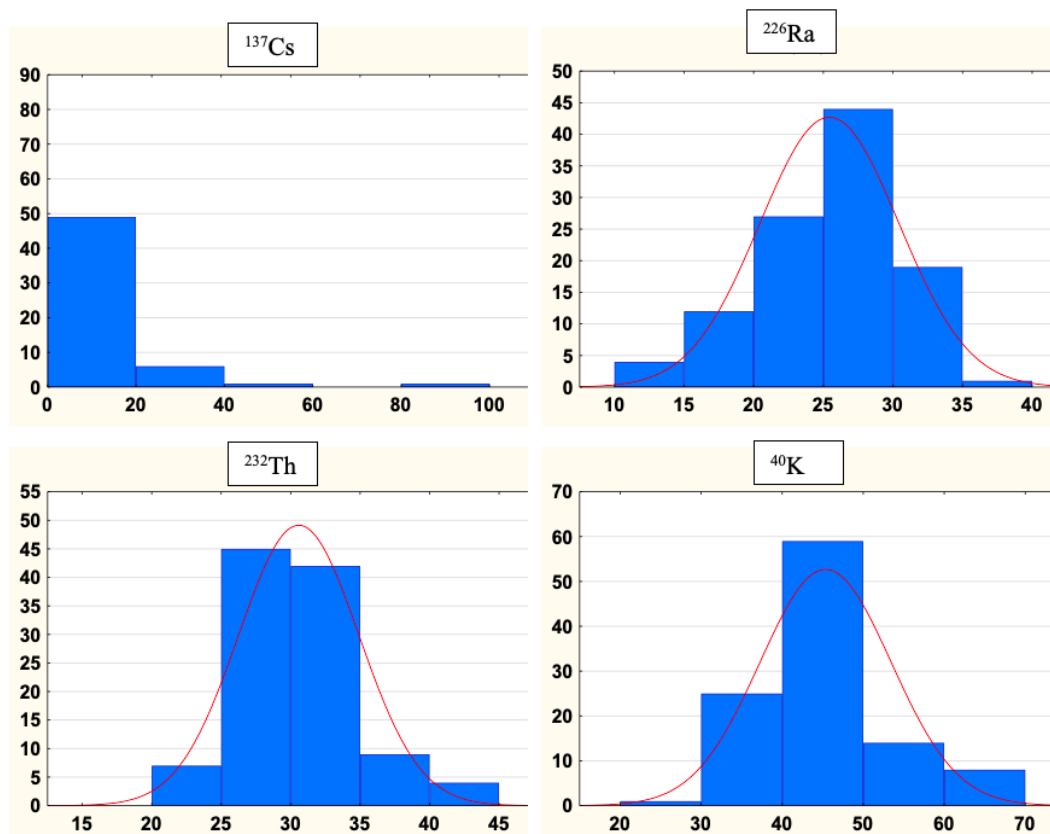


Рисунок 6 – Распределение удельной активности радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации (ось x – удельная активность, Бк/кг; ось y – частота встречаемости).

На рисунке 6 и в таблице 3 представлены результаты статистической обработки удельной активности естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K), а также искусственного ^{137}Cs в естественных почвах Ростовской агломерации.

Таблица 3 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	13,3	20,9	25,2
Максимум, Бк/кг	85,8	38,9	43,4	671,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	5,5	25,4	30,6	454,0
Медиана, Бк/кг	0,6	26,0	30,1	443,0
Стандартное отклонение, Бк/кг	11,2	5,0	4,3	81,0
Количество проб, шт	107			

Средние значения общей удельной активности естественных радионуклидов и искусственного радиоцезия в почвах Ростовской агломерации соотносятся с данными, полученными для особо охраняемых природных территорий Ростовской области, и соответствуют среднемировым значениям (Бураева и др., 2022). Однако в некоторых случаях отмечается повышение концентрации естественных радионуклидов, что обусловлено, прежде всего, выбором местоположения отбора проб вблизи промышленных предприятий города Ростова-на-Дону.

Городские почвы естественного сложения, не затронутые строительной деятельностью, представляют собой уникальные области со стабильно функционирующим растительным покровом. Они приурочены, как правило, к парково-рекреационным зонам и характеризуются сохранением целостности сложения почвенного профиля и почвенных горизонтов, что сказывается на накоплении радионуклида ^{137}Cs именно в верхних слоях его первичного выпадения.

Как следствие, в естественных городских почвах, не подверженных антропогенному воздействию, наблюдается плавное снижение вниз по профилю активности радионуклида ^{137}Cs . Кроме того, синлитогенные

горизонты урбик несут в своем составе различные элементы строительных материалов с непредсказуемым радионуклидным составом. Также городские почвы представляют собой коллаборации различных типов естественных и антропогенно-преобразованных почв с различными физико-химическими характеристиками, характеризующиеся двучленностью профиля (Горбов, 2015).

Таким образом, активность радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации имеет существенные отличия от их активности в зональных почвах ООПТ Ростовской области. Общая тенденция отсутствует – наблюдаются как более высокие, так и более низкие значения для разных радионуклидов, что сопряжено для естественных радионуклидов с различиями в геологических, географических и экологических факторах между рассматриваемыми группами почв. Для последующей статистической обработки данных использовали критерий Шапиро-Уилко, с целью проверки нормальности распределения данных. В составленной нами выборке величина критерия была близка к 1 и составила 0,9 для всех радионуклидов, т. е. данные подчиняются нормальному распределению.

4.4 Удельная активность радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации под древесными и травянистыми фитоценозами

Информация о радионуклидах в естественных почвах Ростовской агломерации и их распределении в зависимости от типов растительного почвенного покрова является важной для понимания радиологического состояния городской среды и оценки ее потенциальных рисков для здоровья человека. В этой связи в данном разделе мы объединили изученные почвы в две подгруппы – естественные почвы города под древесными фитоценозами и естественные почвы под травянистыми фитоценозами. Подобное разделение связано как с особенностями миграционных биогеохимических процессов в

системе почва-растения, так и с особенностями изменений ведущих почвообразовательных процессов.

Различия в активности радионуклидов в почвах под травянистыми и древесными фитоценозами, сформированными на естественных почвах города обусловлены, прежде всего, видовым составом растительных сообществ, а также способностью разных типов растительности к аккумуляции радионуклидов. Разброс в медианных значениях находится в пределах стандартного отклонения (~30%), при этом медианные значения для ^{137}Cs в травянистых фитоценозах в два раза выше, чем в древесных, что объясняется интенсивностью биогеохимического круговорота под степными и луговыми сообществами.

Почвы под травянистыми фитоценозами в условиях города характеризуются более низким содержанием органического вещества, комковатой структурой и высоким содержанием физической глины, что связано, прежде всего, с их расположением на неосвоенных склоновых территориях или пустырях.

Исследование почв, сформированных под травянистыми или древесными сообществами, позволило выяснить, какие радионуклиды могут быть накоплены в разных типах растительного покрова, и оценить различия в доступности радионуклидов для растений в зависимости от характеристик почвы. Такое разделение позволяет получить более полное представление о распределении радионуклидов в городской среде, а также помогает в оценке влияния растительности на поглощение и накопление радионуклидов в почвах. Это может быть полезно для разработки мер по охране и улучшению почвенного покрова под разными типами растительности.

На рисунке 7 и в таблицах 4, 5 представлены значения размаха для удельной активности радионуклидов в данной группе.

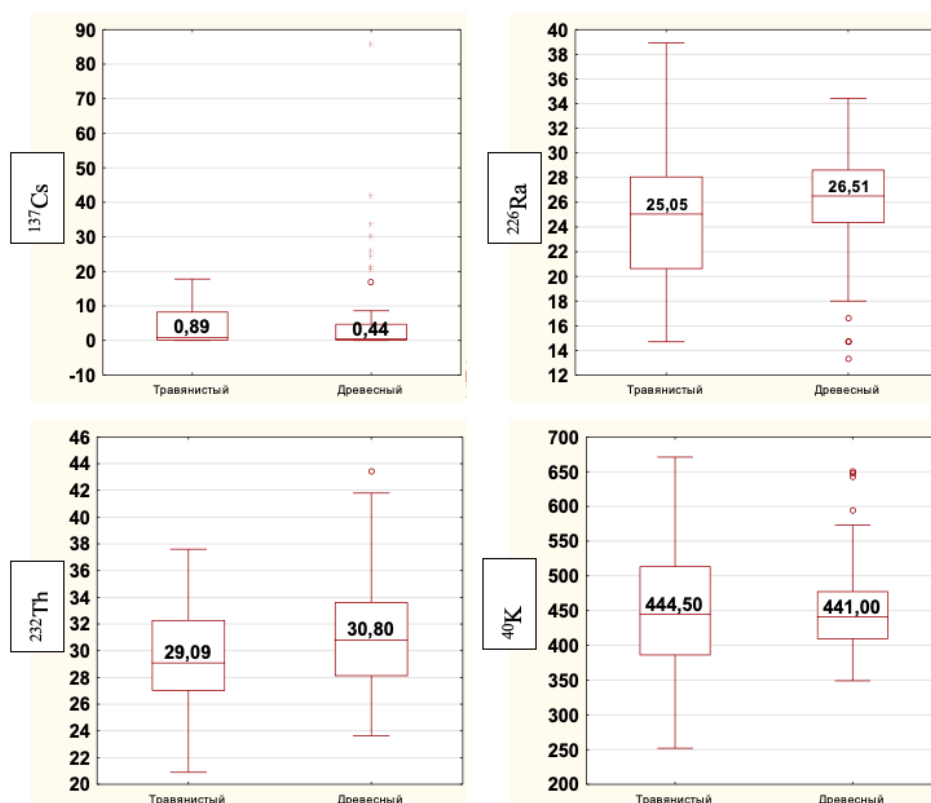


Рисунок 7 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для удельной активности радионуклидов (ось y) в естественных почвах под травянистыми и древесными фитоценозами (ось x) в г. Ростове-на-Дону

Таблица 4 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации под древесными фитоценозами

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	13,3	23,6	349,0
Максимум, Бк/кг	85,8	34,4	43,4	650,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	6,6	26,0	31,5	453,7
Медиана, Бк/кг	0,9	25,1	29,1	444,5
Стандартное отклонение, Бк/кг	14,3	4,7	4,6	69,1
Количество проб, шт	228			

Таблица 5 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации под травянистыми фитоценозами

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	11,6	15,2	244,7
Максимум, Бк/кг	30,8	38,9	37,6	671,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	4,6	24,4	29,7	441,7
Медиана, Бк/кг	0,4	26,5	30,8	441
Стандартное отклонение, Бк/кг	6,7	5,4	4,3	94,4
Количество проб, шт	224			

Для ^{137}Cs медианные значения активности в травянистых фитоценозах составляют 0,89 Бк/кг, в то время как для древесных фитоценозов они равны 0,44 Бк/кг. Это указывает на более высокую активность ^{137}Cs в почвах, где преобладают травянистые растения. Возможно, травянистые фитоценозы находятся на почвах с более высоким содержанием органического вещества, что способствует накоплению большего количества радионуклидов.

Для ^{226}Ra медианные значения активности в травянистых фитоценозах составляют 25,05 Бк/кг, а в древесных фитоценозах – 26,51 Бк/кг. Здесь разница в значениях активности не так значительна, различия в растительном покрове между фитоценозами не оказывают существенного влияния на активность ^{226}Ra в почвах.

Для ^{232}Th медианные значения активности в травянистых фитоценозах составляют 29,09 Бк/кг, а в древесных фитоценозах – 30,80 Бк/кг. Аналогично активности ^{226}Ra , различия в значениях активности ^{232}Th не являются существенными, растительный покров не оказывает значительного влияния на активность этого радионуклида.

Для ^{40}K медианные значения активности в травянистых и древесных фитоценозах примерно одинаковы и составляют соответственно 444,50 Бк/кг и 441,0 Бк/кг. Активность ^{40}K в почвах не зависит от типа растительного покрова.

4.5 Удельная активность радионуклидов в антропогенно-преобразованных почвах Ростовской агломерации

Удельная радиоактивность антропогенно-преобразованных почв находит отражение в изменениях, происходящих в почвенном покрове города под воздействием экстремально высоких антропогенных нагрузок при урбопедогенезе, таких как срезка и перепланировка нативной поверхности водораздельной и склоновых частей урболандшафтов в процессе строительства зданий и дорожной развязки, образование урбиковых горизонтов и запечатывание в разной степени трансформированного почвенного покрова.

При строительстве зданий и инфраструктуры часто наблюдается полное или частичное перемещение гумусово-аккумулятивной толщи, что на фоне ее запечатывания приводит к потере плодородия и нарушению внутрипочвенных процессов миграции веществ за счет образования антропогенных барьеров. Полное или частичное запечатывание территории влечет за собой уменьшение площади участков, доступных для растений, и ограничение корнеобитаемого пространства.

Формирование горизонтов урбик и погребение нативного профиля черноземов приводит к глубокой трансформации их физико-химических свойств. Например, запечатывание почвенного покрова нарушает водопроницаемость поверхностных горизонтов, препятствует поступлению свежих органических остатков, отсыпки строительного материала вносят существенные изменения в гранулометрический состав. Все эти факторы

сказываются на способности почвы удерживать радионуклиды и на их доступности для растений.

Результаты исследований данной группы могут помочь в понимании радиологического состояния антропогенно-преобразованных почв Ростовской агломерации, оценке потенциальных рисков для здоровья и окружающей среды. Это также может служить основой для разработки мероприятий по охране почвенного покрова и восстановлению растительности в городской среде.

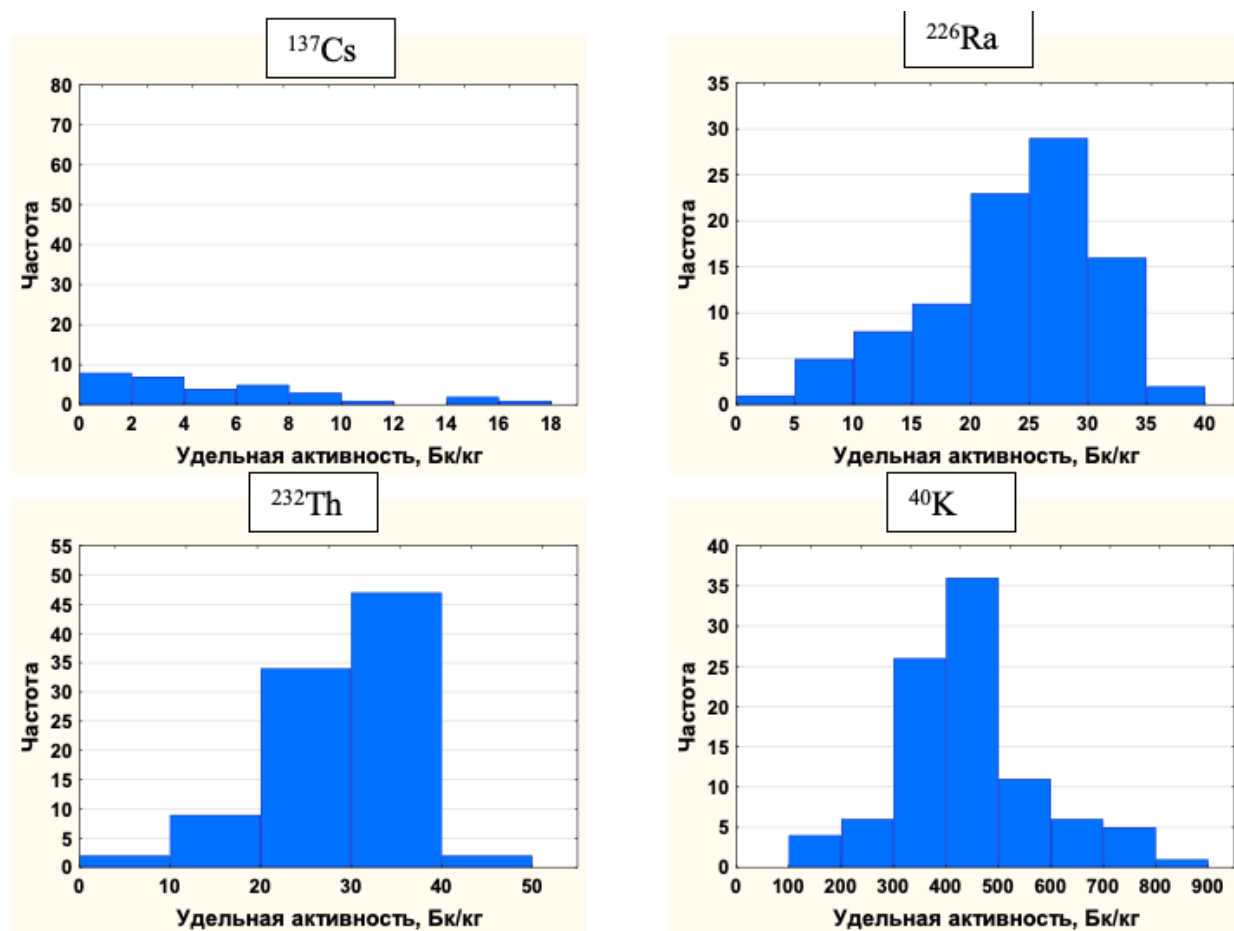


Рисунок 8 – Распределение удельной активности радионуклидов в антропогенно-преобразованных почвах Ростова-на-Дону

На рисунке 8 и в таблице 6 представлены результаты статистической обработки удельной активности естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) а также искусственного ^{137}Cs в естественных почвах Ростовской агломерации.

Таблица 6 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в антропогенно-преобразованных почвах Ростовской агломерации

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	4,1	0,0	110,0
Максимум, Бк/кг	16,4	36,5	45,1	811,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	1,8	23,6	29,0	438,5
Медиана, Бк/кг	0,0	24,9	30,4	424,0
Стандартное отклонение, Бк/кг	3,6	7,4	8,1	137,5
Количество проб, шт	95			

Синлитогенные горизонты урбик несут в своем составе различные элементы строительных материалов с непредсказуемым радионуклидным составом. А типичные городские почвы представляют собой коллаборацию остатков естественных и вновь образованных антропогенно-преобразованных почв с различными физико-химическими свойствами, как правило характеризующихся двучленностью профиля.

Если средние значения естественных радионуклидов в антропогенно-преобразованных почвах в целом соотносятся с таковыми значениями для естественных почв города и почв ООПТ, то искусственный радионуклид ^{137}Cs , показывает экстремально низкие значения, составляя 1,8 Бк/кг. С одной стороны, группа антропогенно-преобразованных почв, в особенности ее дневные урбиковые горизонты, обладая пестрым гранулометрическим составом и низкими величинами содержания, не способна удерживать РН в почвенном профиле долгое время, в силу незначительной емкости почвенного-поглощающего комплекса. С другой стороны, не исключено, что погребение оказывает положительный защитный эффект от воздействия именно поллютантов радиологической природы.

Сравнение с данными по зональным почвам ООПТ Ростовской области позволяет выявить следующие возможные причины различий в активности радионуклидов:

- антропогенное воздействие: группа антропогенно-преобразованных почв связана с воздействием человеческой деятельности, такой, как промышленность, городское строительство и другие антропогенные факторы. Это может приводить к накоплению радионуклидов в почвах, особенно ^{137}Cs , который является продуктом ядерных аварий и испытаний;

- источники поступления радионуклидов: антропогенно-преобразованные почвы могут содержать различные источники радионуклидов по сравнению с зональными почвами ООПТ. Например, промышленные выбросы, использование источников ионизирующего излучения, а также другие антропогенные источники могут способствовать повышенной активности радионуклидов;

- использование земель: антропогенно-преобразованные почвы могут быть подвержены более интенсивной деятельности, такой как промышленное использование, сельское хозяйство, застройка и дренаж. Эти процессы могут повлиять на содержание и распределение радионуклидов в почве.

4.6 Удельная активность радионуклидов в антропогенно-преобразованных экранированных и неэкранированных почвах Ростовской агломерации

Разделение почв на выбранные подгруппы позволяет изучить различия в распределении радионуклидов в почвенном покрове, где происходило запечатывание (консервация) и изменение природных процессов, и почв, где антропогенное воздействие было ограничено или минимизировано.

Экранированные территории представляют собой участки, которые были покрыты искусственными материалами, такими как асфальт, плитка или прочие полупроницаемые покрытия. Они предотвращают естественные

процессы взаимодействия почвы с атмосферой, выпадающими осадками и растительностью. Вследствие этого экранированные территории могут иметь отличия в физико-химических свойствах почвы, а также в распределении радионуклидов.

Неэкранированные антропогенно-преобразованные почвы также подвергаются значительному воздействию человека, но сохраняют связь с внешними факторами среды, здесь, как правило, продолжается течение основных процессов почвообразования с поправкой на региональную специфику и влияние города. Антропогенно-преобразованные почвы часто содержат в своем теле остатки погребенной гумусово-аккумулятивной толщи, которая сохраняет свое естественное сложение.

На рисунке 9 и в таблицах 7, 8 представлены результаты статистической обработки данных удельной активности радионуклидов в группе антропогенно-преобразованных почв (экранированных и неэкранированных).

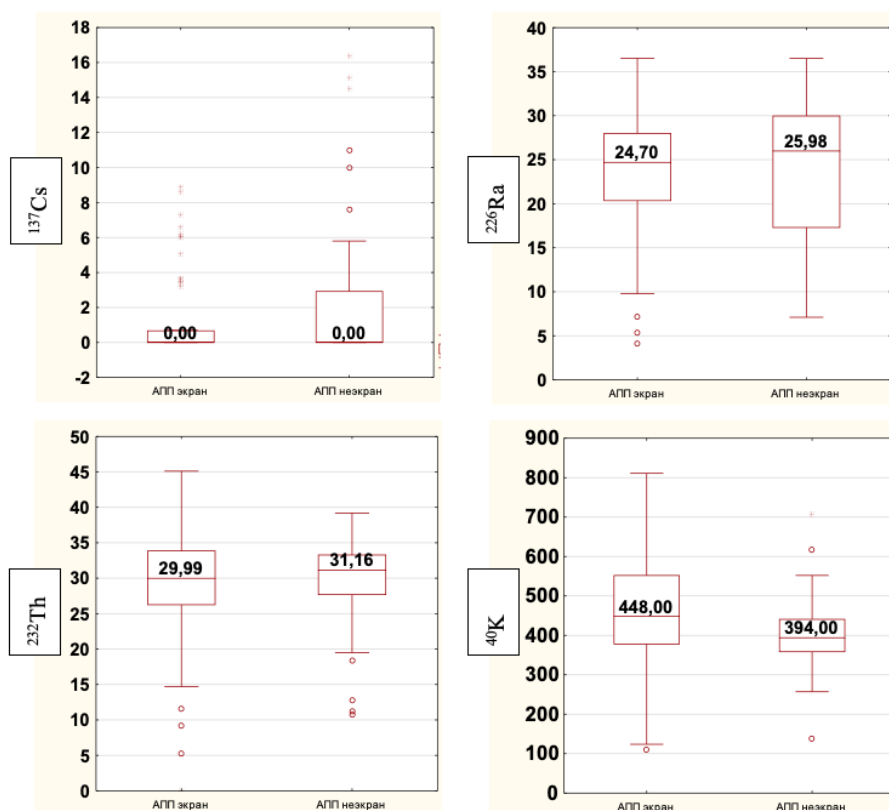


Рисунок 9 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для удельной активности радионуклидов (ось y) в антропогенно-преобразованных почвах (экранированных и неэкранированных) (ось x) г. Ростова-на-Дону

Таблица 7 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в экранированных антропогенно-преобразованных почвах Ростовской агломерации

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	4,1	0,0	110,0
Максимум, Бк/кг	8,9	36,5	45,1	811,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	1,3	23,4	29,1	460,1
Медиана, Бк/кг	0,0	24,7	30,2	448,0
Стандартное отклонение, Бк/кг	2,5	7,1	8,4	150,6
Количество измерений, шт	59	59	59	59
Количество проб, шт	236			

Таблица 8 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в неэкранированных антропогенно-преобразованных почвах Ростовской агломерации

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	7,1	10,8	139,0
Максимум, Бк/кг	15,1	36,5	45,1	811,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	3,1	22,4	29,5	441,9
Медиана, Бк/кг	0,0	26,0	31,2	394,0
Стандартное отклонение, Бк/кг	4,2	8,1	8,3	155,9
Количество измерений, шт	43	43	43	43
Количество проб, шт	172			

Исследование различий между экранированными и неэкранированными антропогенно-преобразованными почвами позволяет оценить влияние технологического преобразования на экосистему в целом, растительный и

почвенный покров в частности. Экранированные территории имеют более высокие концентрации радионуклидов в связи с ограничением естественных процессов удаления и разложения загрязнений. Неэкранированные антропогенно-преобразованные почвы отражают влияние человека, но с сохранением некоторых природных характеристик.

Опираясь на полученные данные для всех изучаемых радионуклидов (^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) в экранированных и неэкранированных почвах, можно наблюдать следующие различия и особенности. Медианное значение активности ^{137}Cs для экранированных и неэкранированных почв меньше предела определения. Однако разброс значений в экранированных почвах ограничен низким диапазоном, в то время как для неэкранированных почв разброс значений расширяется до 3,0 Бк/кг. Это указывает на то, что запечатанные почвы, защищенные от внешних воздействий, имеют более стабильное состояние радионуклидов, в то время как АПП имеющие в своем составе дневные горизонты урбик более подвержены изменениям, внутрипочвенной миграции и, как следствие, вариабельности активности РН.

Обратим внимание, что разброс значений для ^{226}Ra в экранированных почвах ограничен, варьируя от 10,0 до 36,0 Бк/кг, в то время как для неэкранированных почв разброс значений составляет от 7,5 до 36,0 Бк/кг. Важно отметить, что в экранированных почвах также могут быть наблюдаемы выбросы в минимальных значениях активности. Это связано с особенностями конкретных образцов почв и их историей использования или с воздействием других факторов, таких как местные условия или географическое расположение.

Разброс значений в экранированных почвах для ^{232}Th варьирует от 15,0 до 45,0 Бк/кг, в то время как для неэкранированных почв разброс значений составляет от 19,0 до 39,0 Бк/кг. Обратим внимание на наличие выбросов в обеих группах почв в значениях ниже разброса. Этот результат различных факторов, включая геологические особенности региона или наличие антропогенных воздействий на почву.

Полученные данные показывают, что для радионуклида ^{40}K разброс значений активности в экранированных почвах оказался больше, чем в неэкранированных. Для экранированных почв разброс значений активности калия варьирует от 120,0 до 810,0 Бк/кг, в то время как для неэкранированных почв разброс значений составляет от 260,0 до 550,0 Бк/кг. Таким образом, экранированные почвы имеют более широкий разброс значений активности калия, что может быть неожиданным результатом. Это связано с различиями в составе и свойствах почвы, таких, как содержание органического вещества, минеральный состав или структура почвенного профиля.

Одно из возможных объяснений может быть связано с влиянием экранирования на мобильность и распределение калия в почве. Запечатывание почвы приводит к изменениям в доступности калия для растений и его перемещению внутри почвенного профиля. Это может привести к неравномерному распределению его активности и, в результате, к большему разбросу значений в экранированных почвах.

Формирование империабельных покрытий на поверхности АПП приводит к частичному или полному прекращению внутрипочвенного тока влаги, вследствие чего нарушаются обменные процессы в почвенно-поглощающем комплексе, а миграция обменного калия внутри почвенного профиля претерпевает существенные изменения. Это приводит к неравномерному распределению его активности и, в результате, к большему разбросу значений для экранированных почвах.

4.7 Профильное распределение удельной активности радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации под древесными и травянистыми фитоценозами

Профильное распределение радионуклидов отображает изменение их активности с глубиной в почвенном профиле при переходе от поверхностных генетических горизонтов к нижележащим. Радионуклиды могут мигрировать

внутри профиля под воздействием различных факторов, таких, как рассеивание, фильтрация, обменные процессы и взаимодействие с почвенными частицами. Кроме того, эти факторы могут различаться в зависимости от типа фитоценоза (Бекман, 2018).

Под древесными фитоценозами процессы распределения радионуклидов напрямую зависят от особенностей формирования корневых систем деревьев, а также от доминирующих механизмов поглощения и удержания отдельно взятых элементов. С одной стороны, корни деревьев проникают в почву, как правило, за пределы почвенного профиля, что может дополнительно способствовать механическому перемещению радионуклидов вниз по профилю. С другой стороны, растительная биомасса может выступать в качестве биогеохимического барьера, задерживающего радионуклиды и способствующего их накоплению в верхних горизонтах почвы.

В травянистых фитоценозах на территории города, где преобладает рудеральная растительность, процессы распределения радионуклидов приурочены к поверхностным гумусово-аккумулятивным горизонтам почвы. Здесь главную роль играют растительные остатки, листья и стебли, которые способствуют удержанию радионуклидов в гумусовой толще, предотвращая их проникновение вглубь почвенного профиля (Соколова, 2020).

Наряду с этим древесные растительные ассоциации могут оказывать косвенное влияние на распределение радионуклидов в почвенном покрове, так как в условиях юга Европейской части России они влияют на физико-химические свойства почвы и водный режим. Как следствие, свойственный для региона непромывной тип водного режима сменяется доминированием нисходящих токов влаги, что обуславливает интенсификацию миграционных и обменных процессов (Горбов, Безуглова, 2019).

Таким образом, исследования почвенных профилей из группы естественных городских почв позволяют оценить, как различная растительность и ее характеристики (тип фитоценоза, густота, виды растений) воздействуют на распределение радионуклидов в почвенном профиле.

Рассмотрим распределение медианных значений удельной активности радионуклидов по почвенному профилю черноземов миграционно-сегрегационных, функционирующих под травянистыми и древесными фитоценозами (рис. 10).

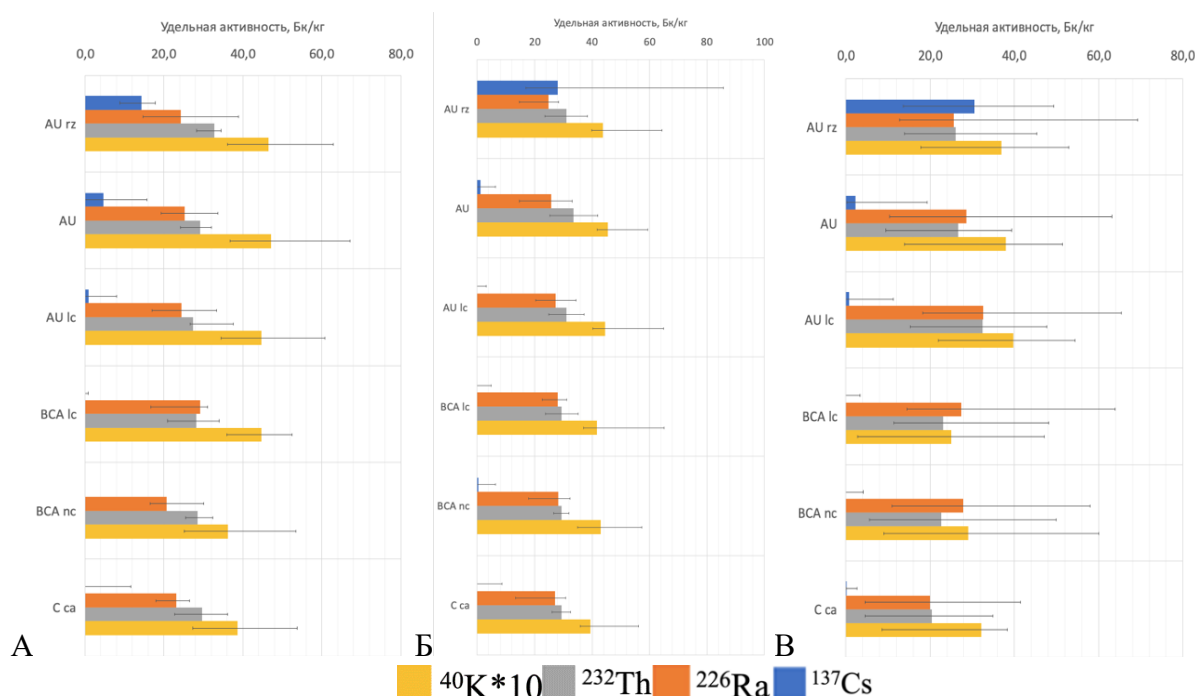


Рисунок 10 – Распределение минимальных, максимальных и медианных значений удельной активности радионуклидов в почвенном профиле: А – чернозем под травянистым фитоценозом; Б – чернозем под древесным фитоценозом; В – чернозем территорий ООПТ

Во всех изученных черноземах миграционно-сегрегационных удельная активность ^{137}Cs резко снижается с глубиной, максимальные значения зафиксированы в гумусово-аккумулятивной толще. При этом в почвах под древесными фитоценозами и на ООПТ снижение носит более резкий характер.

Активность ^{226}Ra не показывает достоверных различий по почвенному профилю, в то время как для ^{232}Th характерна максимальная активность в гумусово-аккумулятивных горизонтах – в AU rz под травянистой и в AU при функционировании почв под древесной растительностью. В почвах ООПТ достоверные различия в выборках не обнаружены, при этом максимальная медиана приурочена к первому карбонатному барьеру, а именно к горизонту

AU 1c.

Профильное распределение радионуклидов в почвенных разрезах может быть интерпретировано с учетом закономерностей миграции и аккумуляции радионуклидов в почвенном покрове, а также их взаимосвязи с физико-химическими свойствами отдельно взятого почвенного типа. При этом более объективным является сравнение медианных значений активности естественных радионуклидов для верхних и нижних почвенных горизонтов черноземов миграционно-сегрегационных, а именно, поверхностных гумусово-аккумулятивных элювиальных горизонтов (AU rz, AU и AU 1c), иллювиальных карбонатных горизонтов (BCA 1c и BCA nc) и почвообразующей породы (Cca). Таблица 9 показывает, что полученные значения находятся приблизительно на одном и том же уровне независимо от типа фитоценозов.

Таблица 9 – Значения удельной активности естественных радионуклидов в естественных почвах Ростовской агломерации.

Радионуклид	Горизонт	Удельная активность, Бк/кг		
		Минимум	Максимум	Медиана
Почвы под травянистой растительностью				
²²⁶ Ra	Элювиальные горизонты	14,7	38,9	25,1
	Иллювиальные горизонты	16,5	31,1	25,1
	Материнская порода	19,8	28,4	25,0
²³² Th	Элювиальные горизонты	24,1	37,6	30,0
	Иллювиальные горизонты	20,9	33,9	28,4
	Материнская порода	21,3	34,6	28,2
⁴⁰ K	Элювиальные горизонты	344,0	671,0	464,0
	Иллювиальные горизонты	252,0	534,0	401,0
	Материнская порода	306,6	571,0	419,0
Почвы под древесной растительностью				
²²⁶ Ra	Элювиальные горизонты	14,7	34,4	26,0
	Иллювиальные горизонты	18,0	32,2	28,2
	Материнская порода	13,3	30,9	27,0
²³² Th	Элювиальные горизонты	23,6	43,4	31,4
	Иллювиальные горизонты	23,8	38,5	29,4
	Материнская порода	26,2	33,6	29,3
⁴⁰ K	Элювиальные горизонты	399,0	648,0	451,0
	Иллювиальные горизонты	349,0	650,0	417,0
	Материнская порода	360,0	562,0	393,9

При этом распределение в профиле таких естественных радионуклидов, как ^{232}Th и ^{40}K , имеет общие черты: среди максимумов наивысшая активность радионуклидов характерна для верхних элювиальных горизонтов, вниз по профилю наблюдается снижение активности. Не исключено поступление естественных радионуклидов вследствие внесения удобрений в пахотные почвы до их включения в агломерацию. Стоит отметить, что в отдельных почвах медианные значения активности ^{226}Ra выше в почвообразующей породе, чем в дневных горизонтах. Это обусловлено как естественной радиоактивностью региональных материнских пород (преобладают разноцветные глины, лессовидные суглинки), так и особенностями водного режима в верхних почвенных горизонтах (вымывание радионуклидов осадками) (Kozyrev et al., 2021).

При разделении горизонтов на группы элювиальных гумусо-аккумулятивных (AU rz, AU, AU lc) и иллювиальных, включая материнскую породу (BCA lc, BCA пс, Cca) анализ результатов показал, что для элювиальных гумусово-аккумулятивных горизонтов характерен значительный разброс значений удельной активности радионуклида ^{137}Cs , наблюдающийся в обоих типах фитоценозов. Для травянистых фитоценозов медианное значение составляет 3,8 Бк/кг, а для древесных – 0,6 Бк/кг. Размах значений для травянистых сообществ колеблется от 0,0 Бк/кг до 17,5 Бк/кг, в то время как для древесных размах значений составляет от 0,0 Бк/кг до 6,0 Бк/кг (рис. 11).

На уровне материнской породы удельная активность радионуклида ^{137}Cs снижается до нуля. Для травянистого и древесного фитоценозов медианное значение также остается на уровне 0,0 Бк/кг. Однако в отдельных единичных разрезах под древесными фитоценозами концентрация ^{137}Cs достигает 4,0 Бк/кг. Эти наблюдения указывают на меньшую вариабельность удельной активности радионуклида ^{137}Cs в травянистых фитоценозах по сравнению с древесными, несмотря на падение активности в материнской породе в обоих типах фитоценозов.

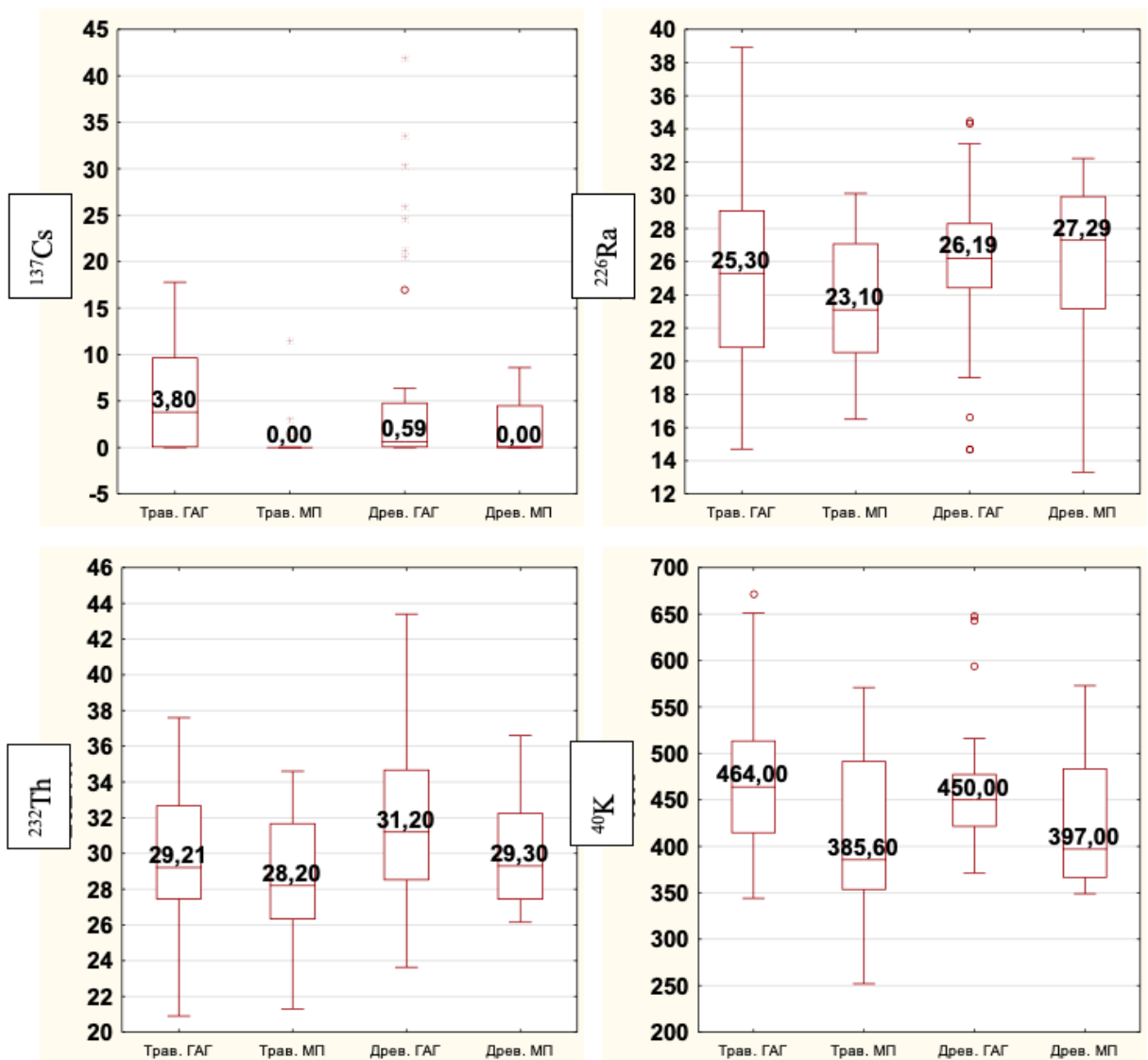


Рисунок 11 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для удельной активности радионуклидов (ось y) в естественных почвах под травянистой и древесной растительностью (ось x) Ростовской агломерации (ГАГ – гумусо-аккумулятивные горизонты; МП – горизонты материнских пород)

Таким образом, анализ данных позволяет сделать вывод о различной удельной активности радионуклидов в зависимости от типа фитоценоза и глубины почвенного профиля. Травянистые фитоценозы обладают более высокой удельной активностью радионуклидов по сравнению с древесными. Кроме того, в элювиальных гумусово-аккумулятивных горизонтах наблюдаются более широкие диапазоны значений удельной активности

радионуклидов по сравнению с горизонтами материнских пород. Эти результаты являются важными для понимания процессов распределения радионуклидов в почвенном профиле и влияния растительности на этот процесс.

4.8 Профильное распределение удельной активности радионуклидов в антропогенно-преобразованных экранированных и неэкранированных почвах Ростовской агломерации

Данные группы городских почв позволяют проследить тенденции в распределении радионуклидов вниз по профилю, зависящие, с одной стороны, от глубины антропогенной трансформации профиля, с другой стороны, от угасания ведущих элементарных почвообразовательных процессов.

Экранированные территории обычно характеризуются наличием асфальтных покрытий, полупроницаемых дорожек, фундаментов зданий или других искусственных поверхностных преград, которые перекрывают или «запечатывают» почву. Как следствие, процесс запечатывания существенно затрудняет взаимодействие внутрипочвенных компонентов с окружающей средой, империабельные покрытия могут ограничивать проникновение радионуклидов внутрь почвы и способствовать консервации радионуклидного профиля в целом.

Неэкранированные антропогенно-преобразованные почвы также подвергаются антропогенному прессингу за счет формирования проницаемой антропогенной толщи, представленной горизонтами урбик, но их сложение зачастую повторяет горизонтное послойное напластование антропогенных седиментов, принимающих участие в процессах городского почвообразования. Как следствие, данные почвы обладают большей способностью к внутрипрофильному перераспределению вещества, хоть и в усеченном, ограниченном виде. При этом необходимо отметить, что в условиях Ростовской агломерации нижняя часть профиля урбостратоземов,

как правило, представлена погребенным профилем естественных, ранее эродированных, черноземов, что говорит о наследовании эволюционного ряда отдельных почвообразовательных процессов доурбаногенного периода.

Исследование различий в профильном распределении радионуклидов между экранированными и неэкранированными городскими почвами позволяет не только определить степень загрязнения почвы, но и дать оценку сохранности внутрипочвенных процессов миграции и седиментации отдельных почвенных компонентов в условиях изменения доминирующих факторов почвообразования и типа водного режима. Это, в свою очередь, может служить основой для разработки математических моделей распределения отдельных элементов в профиле антропогенно-преобразованных почв.

Несмотря на то, что в единичных горизонтах АПП были зафиксированы пики ^{137}Cs в погребенных горизонтах, анализ общей выборки из 14 разрезов показывает, что медианные значения, характеризующие достоверное наличие активности, приурочены, прежде всего, к горизонтам урбик незапечатанных урбостратоземов и урбистратифицированных черноземов. При этом антропогенно-преобразованная и погребенная гумусовая толщи экраноземов характеризуется отсутствием достоверных величин концентрации ^{137}Cs . (рис. 12). Общее профильное распределение удельной активности РН показывает, что их концентрации имеют свои особенности для различных почвенных горизонтов в зависимости от выраженности в них сохранившихся элементарных почвообразовательных процессов и накладывающегося процесса урбопедогенеза. В АПП достоверное снижение активности ^{226}Ra и ^{232}Th приурочено к горизонтам UR при их сравнении с нижележащими иллювиальными горизонтами черноземов и материнской породой, при этом минимальные значения активности характерны для URл – с облегченным гранулометрическим составом.

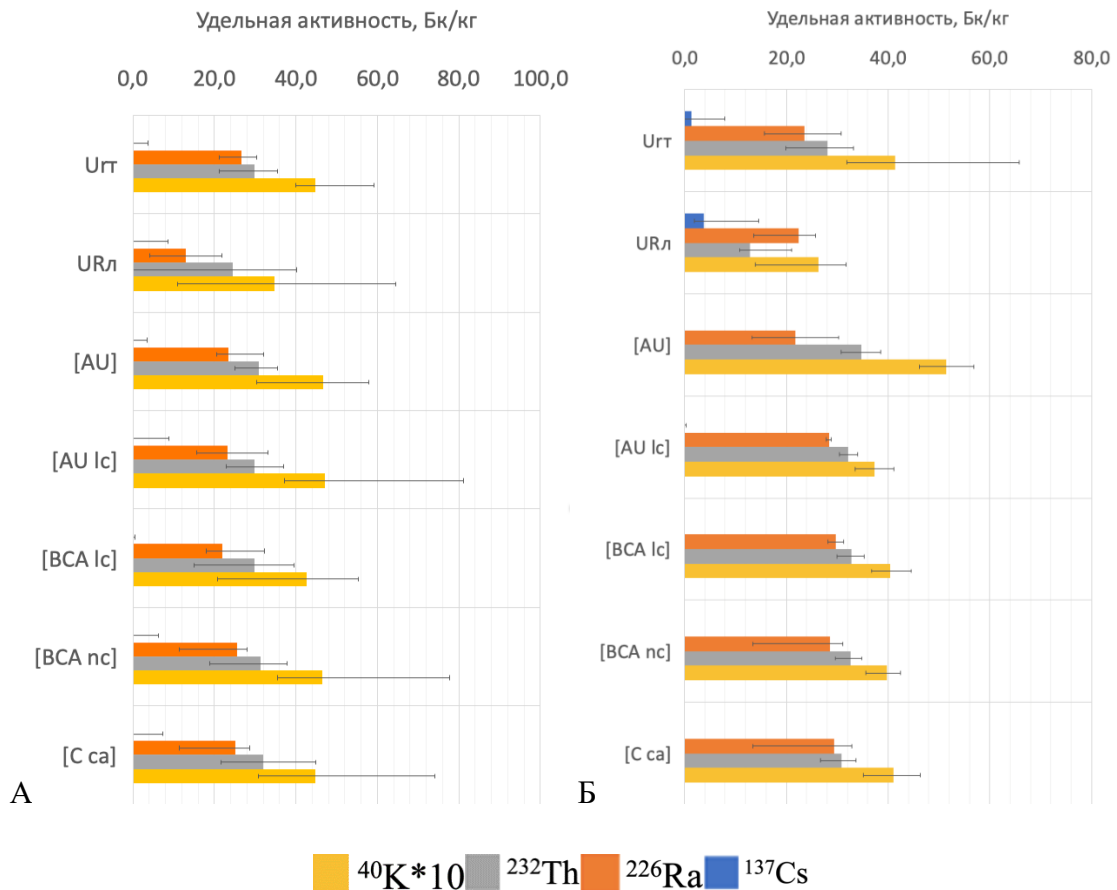


Рисунок 12 – Распределение минимальных, максимальных и медианных значений удельной активности радионуклидов в почвенном профиле: А – экранированные АПП; Б – неэкранированные АПП.

При изучении закономерностей распределения радионуклидов для всей полученной в ходе исследования выборки данных горизонты антропогенно-преобразованных почв были разделены на группы по их диагностическим признакам (табл. 10):

- антропогенно-преобразованные горизонты урбик, формирующие антропогенную толщу и сложенную седиментами, сформированными в результате урбопедогенеза;
- элювиальные погребенные горизонты, включающие остатки гумусово-аккумулятивных горизонтов скальпированных черноземов;
- иллювиальные погребенные горизонты, включающие горизонты сегрегации карбонатов и переходные горизонты к материнской породе, а также почвообразующие породы.

В этом случае можно зафиксировать некоторые взаимосвязи между концентрацией радионуклидов и содержанием органического вещества, глубиной, рН, карбонатами и гранулометрическим составом.

Таблица 10 – Удельная активность радионуклидов в антропогенно-преобразованных почвах Ростовской агломерации

Радионуклид	Группа горизонтов	Удельная активность, Бк/кг		
		Минимум	Максимум	Медиана
1	2	3	4	5
Экранированные антропогенно-преобразованные почвы				
^{137}Cs	Антропогенно-преобразованные горизонты урбик	0,0	8,6	0,0
	Элювиальные погребенные горизонты	0,0	8,9	0,0
	Иллювиальные погребенные горизонты	0,0	6,2	0,0
	Материнская порода	0,0	7,3	0,0
^{226}Ra	Антропогенно-преобразованные горизонты урбик	4,1	30,4	21,7
	Элювиальные погребенные горизонты	15,6	33,2	23,3
	Иллювиальные погребенные горизонты	11,4	32,2	25,4
	Материнская порода	11,0	28,3	24,9
^{232}Th	Антропогенно-преобразованные горизонты урбик	0,0	40,1	28,0
	Элювиальные погребенные горизонты	22,9	36,9	29,7
	Иллювиальные погребенные горизонты	1,0	39,5	31,4
	Материнская порода	21,9	45,1	32,3
^{40}K	Антропогенно-преобразованные горизонты урбик	110,0	644,0	424,0
	Элювиальные погребенные горизонты	304,0	811,0	472,0
	Иллювиальные погребенные горизонты	208,0	777,0	457,0
	Материнская порода	343,3	777,0	484,0

1	2	3	4	5
Неэкранированные антропогенно-преобразованные почвы				
^{37}Cs	Антропогенно-преобразованные горизонты урбик	0,0	14,5	3,7
	Элювиальные погребенные горизонты	0,0	0,7	0,0
	Иллювиальные погребенные горизонты	0,0	0,0	0,0
	Материнская порода	0,0	0,0	0,0
^{226}Ra	Антропогенно-преобразованные горизонты урбик	13,6	31,8	23,5
	Элювиальные погребенные горизонты	13,3	30,3	28,9
	Иллювиальные погребенные горизонты	13,4	31,2	29,6
	Материнская порода	17,8	36,5	33,1
^{232}Th	Антропогенно-преобразованные горизонты урбик	10,8	32,8	21,0
	Элювиальные погребенные горизонты	29,4	38,6	31,9
	Иллювиальные погребенные горизонты	29,6	35,3	32,8
	Материнская порода	25,9	32,8	30,1
^{40}K	Антропогенно-преобразованные горизонты урбик	139,0	618,0	318,0
	Элювиальные погребенные горизонты	366,4	509,0	423,3
	Иллювиальные погребенные горизонты	356,0	444,0	398,0
	Материнская порода	335,3	448,0	394,6

Кроме того, одним из критериев было наличие запечатывания профиля в целом, что позволяло внутри каждой из представленных групп учитывать особенности миграции радионуклидов в экранированных и неэкранированных почвах. Полученные результаты представлены на рисунке 13 и в таблицах 11 – 16.

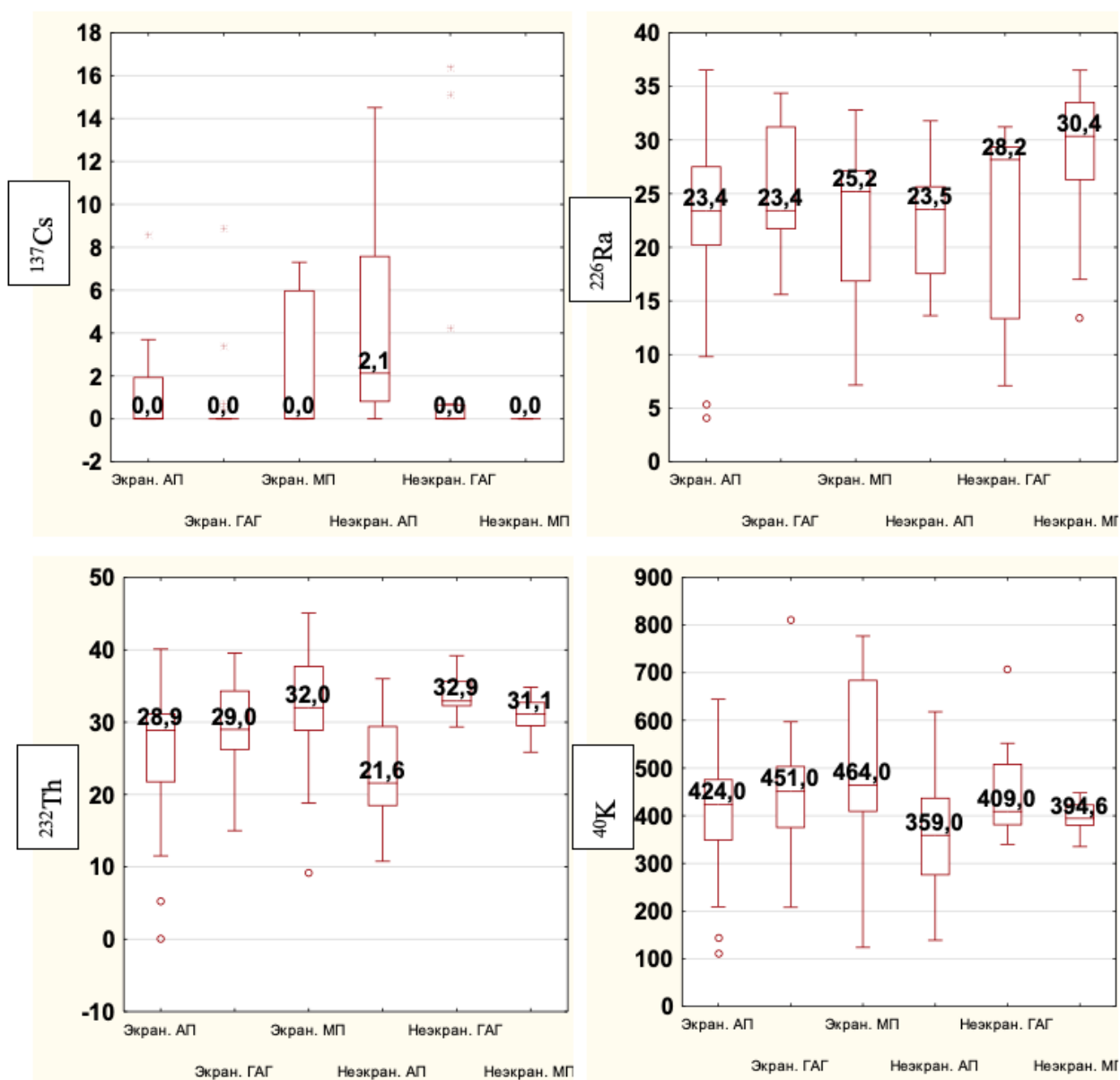


Рисунок 13 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для удельной активности радионуклидов антропогенно-преобразованных почвах Ростовской агломерации (АП – антропогенная толща (урбиковые горизонты); ГАГ – гумусо-аккумулятивные горизонты; МП – горизонты материнских пород)

Таблица 11 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в группе антропогенно-преобразованных горизонтов экранированных антропогенно-преобразованных почв Ростовской агломерации

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	4,1	0,0	110,0
Максимум, Бк/кг	8,6	36,5	40,1	644,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	1,2	22,1	26,3	412,3
Медиана, Бк/кг	0,0	23,4	29,2	424,0
Стандартное отклонение, Бк/кг	2,2	8,4	10,0	140,5
Количество проб, шт	80			

Таблица 12 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в группе гумусо-аккумулятивных горизонтов экранированных антропогенно-преобразованных почв Ростовской агломерации

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	15,6	15,0	208,0
Максимум, Бк/кг	8,9	34,4	39,5	811,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	0,7	25,5	29,6	455,2
Медиана, Бк/кг	0,0	23,4	29,0	451,0
Стандартное отклонение, Бк/кг	2,1	5,5	6,1	125,3
Количество проб, шт	80			

Таблица 13 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в группе горизонтов материнских пород экранированных антропогенно-преобразованных почв Ростовской агломерации

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	7,2	9,2	123,8
Максимум, Бк/кг	7,3	32,8	45,1	777,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	2,0	22,4	31,4	515,5
Медиана, Бк/кг	0,0	25,2	32,0	464,0
Стандартное отклонение, Бк/кг	3,0	6,9	8,1	172,9
Количество проб, шт	76			

Таблица 14 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в группе антропогенно-преобразованных горизонтов неэкранированных антропогенно-преобразованных почв Ростовской агломерации

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	13,0	10,8	139,0
Максимум, Бк/кг	14,5	31,8	40,1	618,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	4,5	21,4	23,8	383,7
Медиана, Бк/кг	2,8	22,0	21,4	360,0
Стандартное отклонение, Бк/кг	4,8	5,8	9,3	143,9
Количество проб, шт	56			

Таблица 15 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в группе гумусо-аккумулятивных горизонтов экранированных антропогенно-преобразованных почв Ростовской агломерации

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	7,1	15,0	208,0
Максимум, Бк/кг	15,1	33,2	39,2	811,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	2,0	23,4	30,9	428,5
Медиана, Бк/кг	0,0	28,3	32,5	400,5
Стандартное отклонение, Бк/кг	4,3	9,5	6,9	133,1
Количество проб, шт	84			

Таблица 16 – Результаты статистической обработки данных по удельной активности радионуклидов в группе горизонтов материнских пород экранированных антропогенно-преобразованных почв Ростовской агломерации

Параметр	Радионуклид			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Минимум, Бк/кг	0,0	11,0	25,9	335,3
Максимум, Бк/кг	7,3	36,5	45,1	777,0
Среднее арифметическое, Бк/кг	2,9	22,2	33,9	520,9
Медиана, Бк/кг	0,0	19,5	32,8	448,0
Стандартное отклонение, Бк/кг	3,3	8,8	5,4	172,0
Количество проб, шт	42			

Медианные значения для всех групп горизонтов в группе антропогенно-преобразованных почв (АП) по ^{137}Cs составляют 0,0 Бк/кг. Однако, неэкранированные АП горизонты имеют немного более высокое медианное значение – 2,1 Бк/кг. Это может указывать на наличие дополнительного влияния антропогенных процессов, которые могли привести к накоплению радионуклида ^{137}Cs в этих горизонтах. Сравнение групп горизонтов показывает, что экранированные горизонты (ГАГ, МП) в антропогенно-

преобразованной группе имеют нулевые значения, что может быть связано с защитным эффектом от внешних источников радиации.

В экранированных группах горизонтов (АП, ГАГ, МП) медианные значения радионуклидов ^{226}Ra и ^{232}Th показывают схожие результаты. Например, медианные значения для экранированных АП, ГАГ и МП составляют 23,4 Бк/кг и выше для ^{226}Ra , и 28,9 Бк/кг и выше для ^{232}Th . Неэкранированные группы горизонтов также показывают более высокие медианные значения, например, для ^{226}Ra в неэкранированных АП – 23,5 Бк/кг и для ^{232}Th в неэкранированных АП – 21,6 Бк/кг. Это может свидетельствовать о накоплении радионуклидов в неэкранированных горизонтах под воздействием антропогенных процессов или источников радиации.

Медианные значения радионуклида ^{40}K также показывают различия между экранированными и неэкранированными группами горизонтов. Например, экранированные АП, ГАГ и МП имеют медианные значения равные или превышающие 424,0 Бк/кг, в то время как неэкранированные группы горизонтов имеют более низкие значения, например, для неэкранированных АП – 359,0 Бк/кг. Это указывает на различную концентрацию радионуклида ^{40}K в зависимости от наличия экранирования.

Несмотря на то, что в единичных профилях АПП были зафиксированы пики ^{137}Cs в погребенных горизонтах, анализ общей выборки из 14 разрезов показывает, что медианные значения, характеризующие достоверное наличие активности, приурочены, прежде всего, к горизонтам урбик незапечатанных урбостратоземов и урбистратифицированных черноземов. При этом антропогенно-преобразованная и погребенная гумусовая толща черноземов характеризуется отсутствием достоверных величин активности ^{137}Cs .

В АПП достоверное снижение активности ^{226}Ra и ^{232}Th приурочено к горизонтам UR при их сравнении с нижележащими иллювиальными горизонтами черноземов и материнской породой, при этом минимальные значения активности характерны для UR л – с облегченным гранулометрическим составом.

Таким образом, результаты указывают на наличие зависимостей между группами горизонтов, экранированием и концентрацией радионуклидов в группе антропогенно-преобразованных почв. Эти результаты представляют интерес для дальнейших исследований почвоведения и могут помочь в понимании влияния антропогенных процессов на распределение радионуклидов в почвах.

4.9 Взаимосвязь удельной активности радионуклидов с физико-химическими свойствами почв Ростовской области

В данной главе исследуется взаимосвязь между удельной активностью радионуклидов и физико-химическими свойствами почв Ростовской области. Определение закономерностей в распределении радионуклидов внутри почвенного профиля и их связи с такими физико-химическими показателями, как pH, содержание гумуса, карбонатов и гранулометрический состав, имеет важное значение для более глубокого понимания процессов, влияющих на аккумуляцию и миграцию радионуклидов в почвах.

К примеру, pH почвенного раствора оказывает влияние на растворимость и специфичное поведение радионуклидов (Поляков, 2003). Кислые почвы обычно характеризуются высокой мобильностью радионуклидов, тогда как щелочные почвы могут способствовать их фиксации и низкой подвижности (Бекман, 2018).

Гумус является важным компонентом почвы, который влияет на удельную активность радионуклидов. Высокое содержание гумуса приводит к образованию комплексов с радионуклидами и их фиксации в почве. Карбонаты, в свою очередь, служат резервуарами для радионуклидов, особенно для радионуклидов, обладающих аналогией с кальцием (Бекман, 2018; Калиновская, 2021).

Гранулометрический состав почвы также имеет важное значение при изучении взаимосвязи с удельной активностью радионуклидов. Различные

фракции почвы, такие, как глины, пески и ила, обладают различной поглотительной способностью по отношению к радионуклидам. Например, глинистые почвы часто характеризуются большей способностью удерживать радионуклиды, тогда как песчаные почвы могут быть более проницаемыми и слабее задерживать радионуклиды (Безносиков и др., 2017).

На рисунке 14 представлен график в виде ящичных диаграмм, характеризующий распределение данных по удельной радиоактивности изотопов ^{226}Ra . Данные, чаще всего, характеризуются логнормальным распределением, а сравнение участков по медианным величинам с использованием критерия Манна-Уитни не показывает существенных различий в сравниваемых участках.

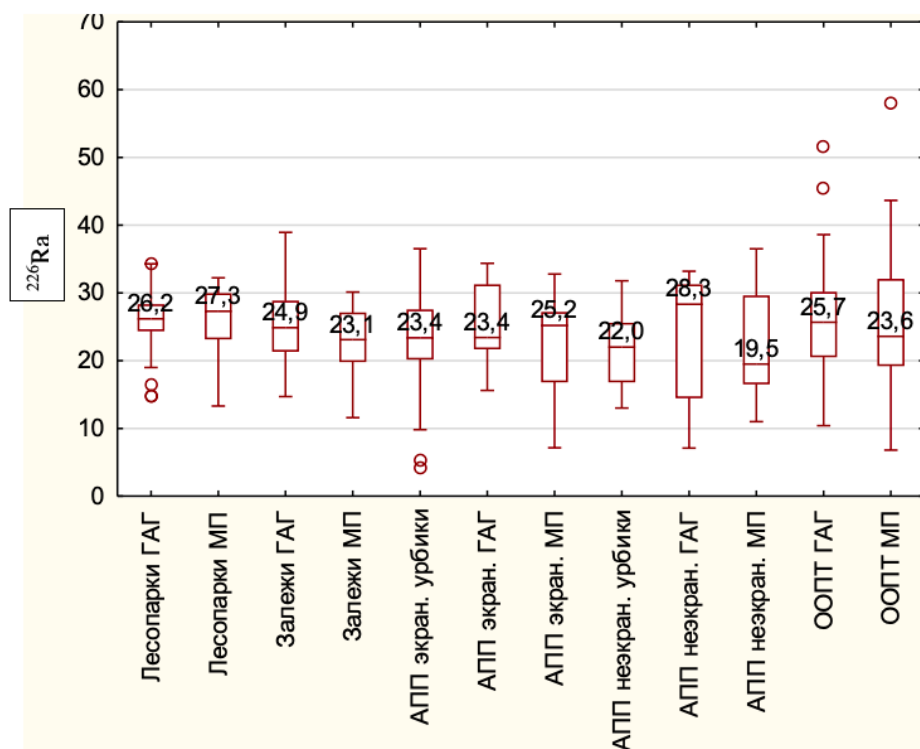


Рисунок 14 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для удельной активности ^{226}Ra в почвах исследуемых участков

Это может говорить о том, что интенсивное антропогенное воздействие в условиях городской среды не играет существенной роли в интенсивности накопления (активности) данного радионуклида. Средняя активность составляет ($N = 285$) $24,51 \pm 7,17$ Бк/кг. Показатель активности ^{226}Ra в почвах

Ростовской области колеблется в пределах 21-26 Бк/кг. Максимальная концентрация обнаружена в антропогенно-преобразованных почвах. Активность ^{226}Ra в разных типах почв имеет схожие значения. Следует отметить, что радий присутствует в виде включений в минералах, и процессы его миграции и абсорбции растениями зависят от характеристик почв (Сивцов и др., 2021).

При проведении корреляционного анализа с использованием критерия Спирмена удалось выявить достоверную прямую взаимосвязь между активностью ^{226}Ra и содержанием почвенного органического углерода (рис. 15).

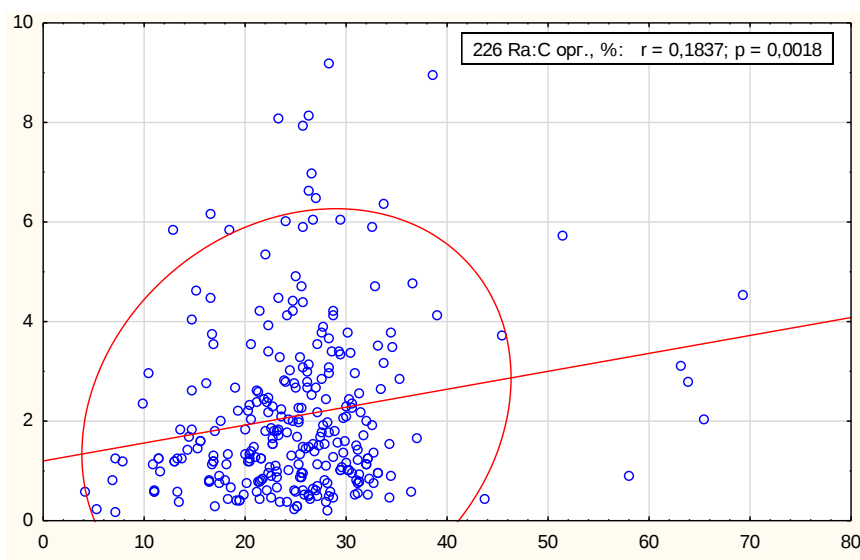


Рисунок 15 – Диаграмма рассеяния для активности ^{226}Ra (ось x) и содержания почвенного органического углерода (ось y)

Для зональных почв Ростовской области характерной чертой профильного распределения органического углерода является то, что его содержание постепенно убывает с глубиной (Шикула, 1990). Отсюда можно сделать предположение, что более обоснованным является взаимосвязь ^{226}Ra и глубиной, однако корреляционный анализ не подтверждает данный тезис.

Проверка равенства медианных значений для активности ^{232}Th на различных участках показывает, что достоверные различия наблюдаются только в парах «Лесопарки» – «ООПТ», а также «Лесопарки» –

«Неэкранированные АПП» (рис. 16). В остальном значимых отличий распределения ^{232}Th в различных почвах выявлено не было.

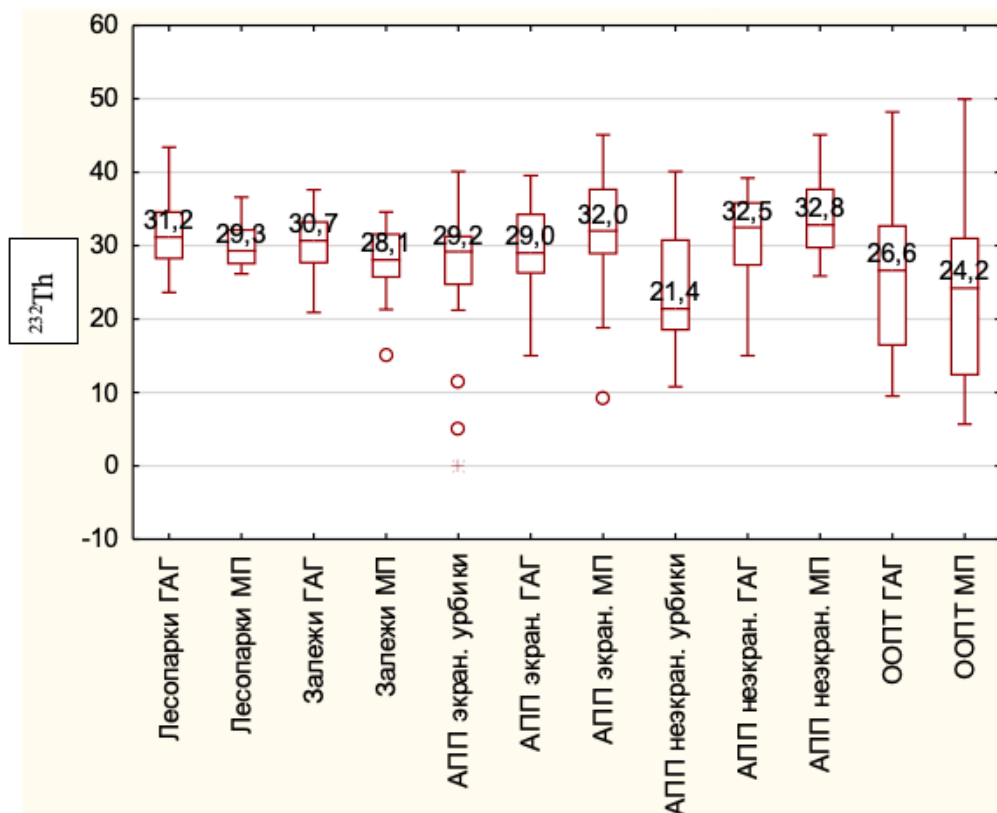


Рисунок 16 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для удельной активности ^{232}Th в почвах исследуемых участков

Среднее содержание данного элемента во всех изученных почвах составляет $28,85 \pm 8,00$ Бк/кг. Коэффициент вариации равен 27,72%. Анализ ранговой корреляции указывает на достоверную обратную взаимосвязь содержания тория с карбонатами и содержанием физической глины (умеренная и слабая соответственно). Отсюда следует, что данные показатели ослабляют активность ^{232}Th (рис. 17).

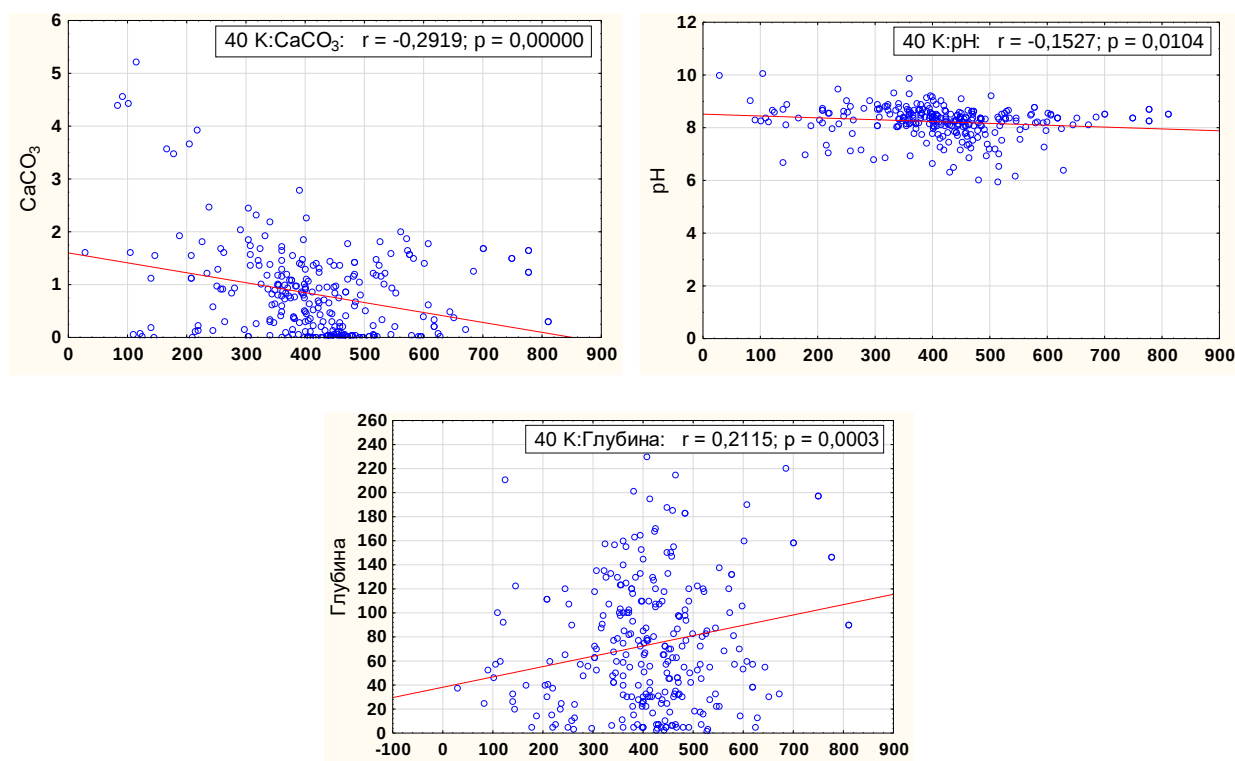


Рисунок 17 – Диаграмма рассеяния для активности ^{232}Th и содержания карбонатов кальция и магния (ось y), содержания физической глины и активности ^{40}K (ось x).

Умеренную прямую корреляционную связь имеет активность ^{226}Ra и ^{40}K . Известно, что основной вклад в содержание радионуклидов в почвах исследуемых территорий вносит ^{40}K (Сивцов и др., 2021). Как показали результаты работы, удельная активность ^{40}K в почвах в среднем варьировала в пределах от 424,0 до 770,0 Бк/кг. При этом максимальная концентрация ^{40}K была зафиксирована в городских почвах – 811,0 Бк/кг. Средняя величина составляет $438,2 \pm 150,0$ Бк/кг ($N = 212$). Результаты статистического анализа почв показали, что по критерию Манна-Уитни достоверно различимыми почвами можно считать городские и почвы ООПТ (рис. 18). В почвенном покрове ООПТ среднее содержание ^{40}K составляет $458,9 \pm 82,5$ Бк/кг ($N = 70$) (Tagiverdiev et al., 2023).

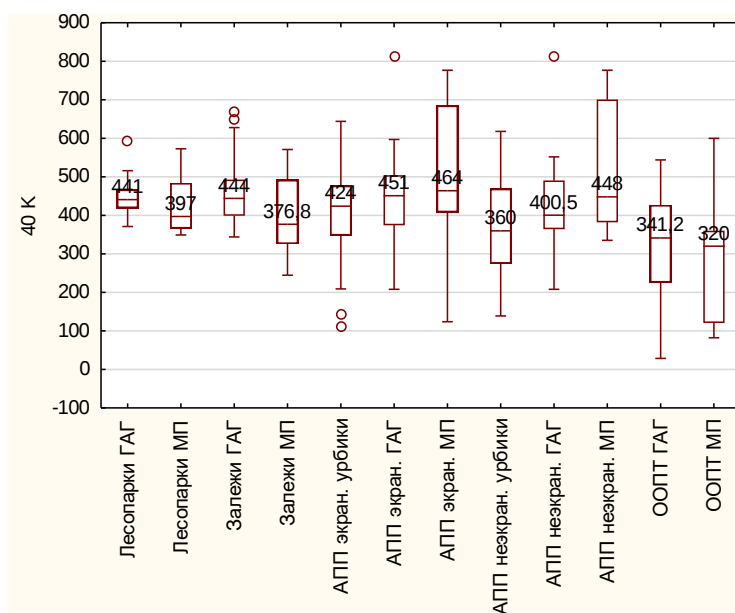


Рисунок 18 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для удельной активности ^{40}K в почвах исследуемых участков

Следует отметить наличие корреляционных связей между активностью ^{40}K и содержанием карбонатов (обратная умеренная связь), величиной pH (обратная слабая связь) и глубиной (прямая слабая связь) (рис. 19).

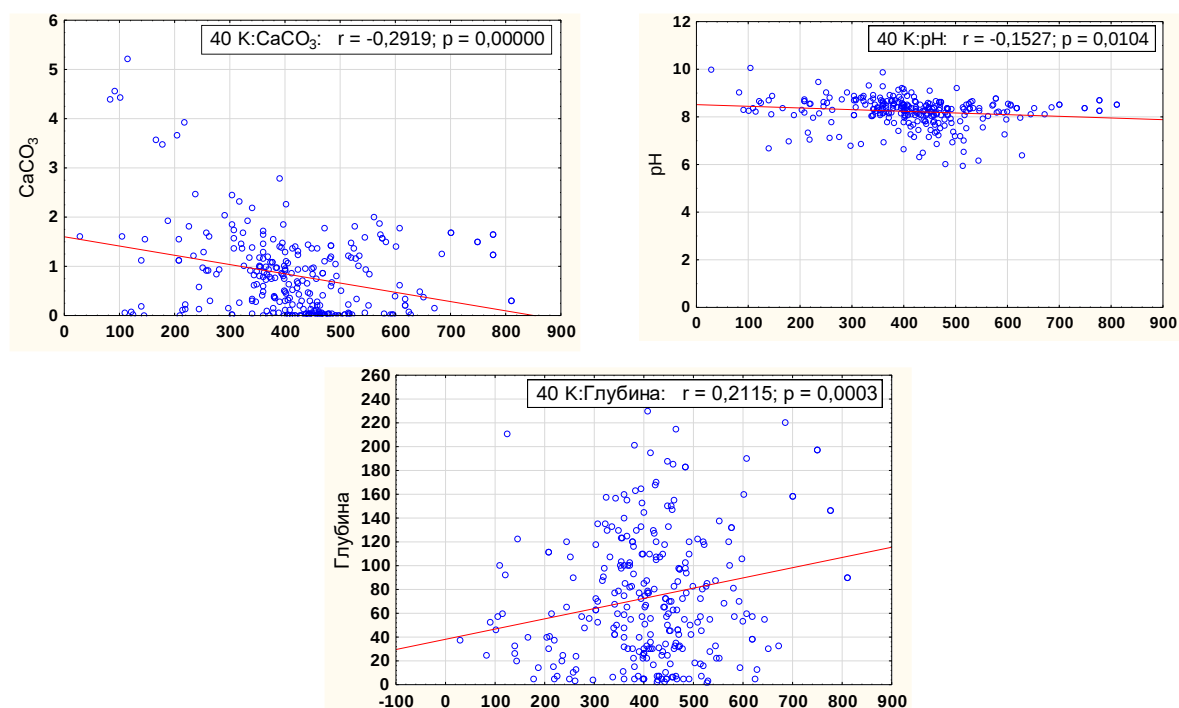


Рисунок 19 – Диаграмма рассеяния для активности ^{40}K (ось x) и содержания карбонатов, величины pH и глубины отбора образцов (ось y)

Исходя из критериев описательной статистики по ^{137}Cs можно сказать, что его содержание характеризуется сильной вариативностью и неоднородностью данных (рис. 20). Коэффициент вариации по всем изученным почвам составляет 212%, хотя в некоторых случаях достигает 300% (залежные участки и экранированные АПП). ^{137}Cs не показывает достоверных корреляционных взаимосвязей ни с одним изученным показателем.

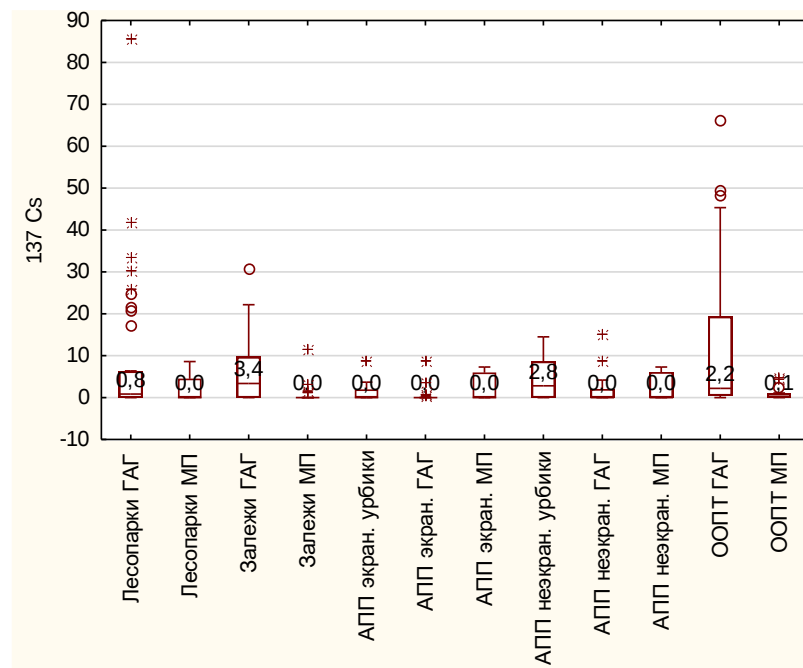


Рисунок 20 – Характеристика медианы и межквартильного размаха для удельной активности ^{137}Cs в почвах исследуемых участков

Ниже на рисунке 21 показана взаимосвязь между изучаемыми радионуклидами и физико-химическими свойствами почв.

При разделении имеющейся выборки горизонтов городских почв на три группы в зависимости от доминирующего элементарного почвообразовательного процесса анализ главных компонент позволил выявить наличие более четких корреляций между активностью исследуемых РН и физико-химическими свойствами почвенных горизонтов.

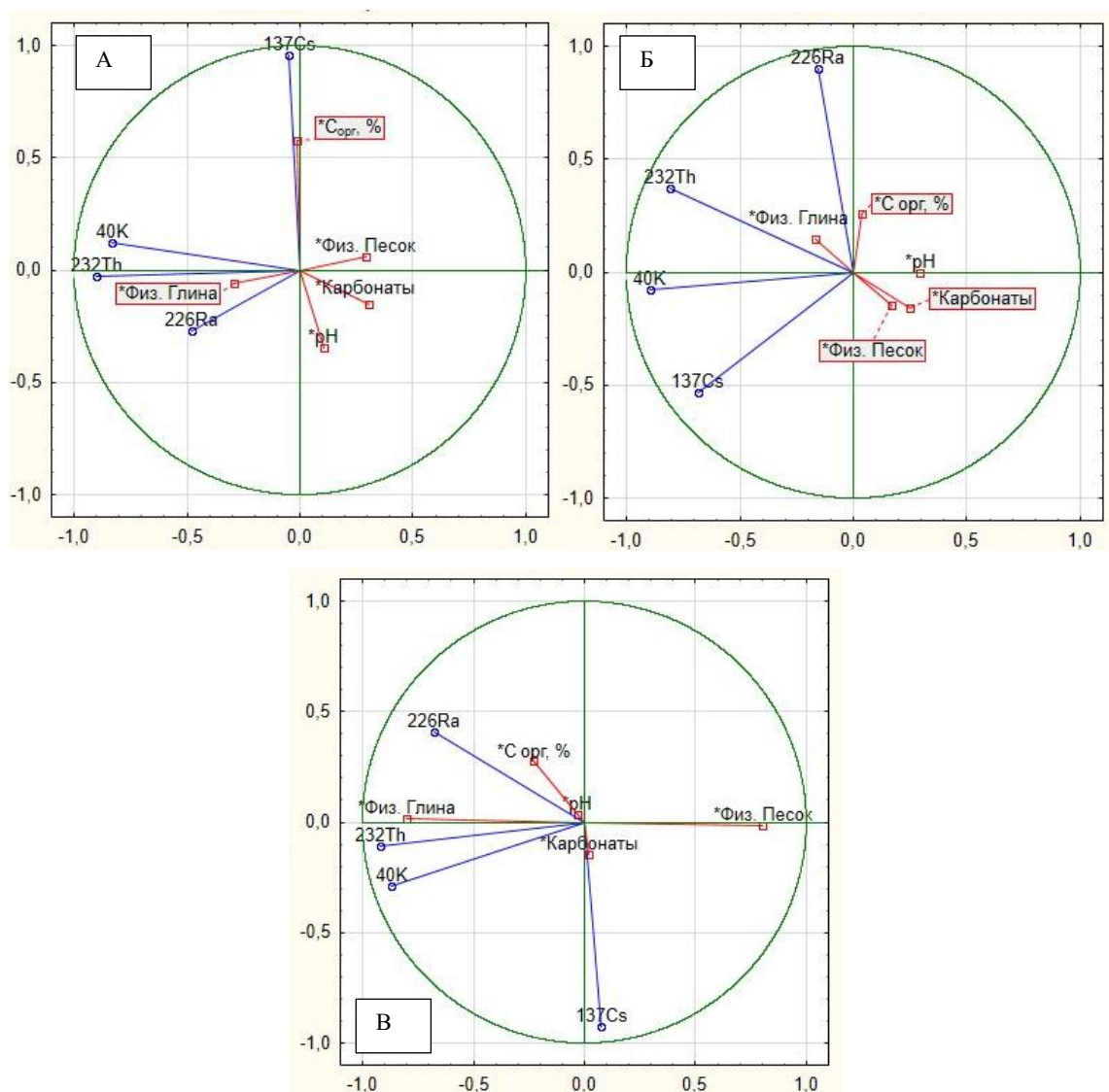


Рисунок 21 – Анализ главных компонент и проекция на факторную плоскость для активности радионуклидов и основных почвенных показателей почвенного покрова Ростовской области: А – элювиальные горизонты; Б – иллювиальные горизонты; В – антропогенно-преобразованные горизонты.

В то время, как для элювиальных гумусово-аккумулятивных дневных горизонтов черноземов характерна четкая положительная корреляция между активностью ^{137}Cs и органическим веществом ($\text{C}_{\text{орг}}$), это не находит подтверждения при анализе выборки иллювиальных и антропогенно-преобразованных горизонтов, где подобная корреляция отсутствует. Это свидетельствует о том, что миграция ^{137}Cs вниз по профилю не приурочена к внутрипочвенным потокам органического вещества, а зависит от

педотурбации в случае естественных почв или седиментации и урбопедогенеза в случае АПП.

Особое внимание в нашей работы уделено рассмотрению ^{40}K , как наиболее значимого биогенного элемента в биогеохимических циклах почва-растения.

Если говорить о почвах, естественная радиоактивность наследуется ими, прежде всего, от почвообразующей породы. Наиболее высокие показатели активности соответствуют почвам, развившимся на кислых магматических породах, а наиболее высокая концентрация естественных радионуклидов наблюдается в мелкодисперсной фракции почв – глинистых минералах (Рихванов и др., 2009).

Валовое содержание калия в разных типах почв изменяется в пределах от 1 до 3,5%, при этом активность ^{40}K составляет 300–1000 Бк/кг (приблизительно 80–95% от всей радиоактивности почвы) (Sources and effects of ionizing radiation, 2000; Ляндзберг, 2006).

В результате почвообразования ^{40}K перераспределяется в почвенном профиле, что видно из его различной активности в генетических горизонтах, а законы миграции не всегда совпадают с изотопом ^{39}K . ^{40}K с необходимостью присутствует в живых организмах наряду с двумя другими, стабильными природными изотопами калия. Множество работ, описывающих влияние радиации на живые организмы, указывает на угнетение роста и развития, а также подавление репродуктивных функций растений и животных в отсутствии естественных источников радиации, значительную часть которой в естественных условиях составляет изотоп ^{40}K (Алексахин, Корнеев 1992; Бурлакова и др., 2003; Романцева, 2012; Хлебный и др., 2019).

Таким образом, изучение ^{40}K как главного естественного агента радиации на Земле необходимо. Важным является исследование законов миграции данного изотопа в почвенном профиле, т. к. именно почва является переходной средой для биологического круговорота калия.

Оценку представленных выборок проводили с использованием описательной статистики фактических (полученных при измерении) и расчетных (полученных из величины валового калия) значений, зафиксированных для естественных и погребенных горизонтов, а также для горизонтов UR (табл. 17, 18).

Таблица 17 – Описательная статистика активности ^{40}K в естественных, погребенных профилях черноземов и горизонтах урбик

Показатель	AU, BCA, С	[AU], [BCA], [C]	UR	AU, BCA, С	[AU], [BCA], [C]	UR
	Фактическое, Бк/кг			Расчетное, Бк/кг		
Среднее	458,9	457,2	398,6	509,3	487,6	447,7
Стандартная ошибка	8,5	14,2	23,1	4,5	8,4	14,0
Медиана	446,0	435,4	404,5	516,5	475,9	453,3
Стандартное отклонение	82,5	100,5	138,7	44,2	59,2	83,8
Минимум	252,0	335,3	110,0	417,6	386,0	202,3
Максимум	671,0	777,0	707,0	605,2	646,4	625,0

Несмотря на то, что средние и минимальные значения, а также сумма активностей ^{40}K и их медианы выше в расчетных выборках, величины максимальных значений не показали подобного результата и они выше в группе фактически выявленных значений, равно как и стандартная ошибка, дисперсия и стандартное отклонение. Показатель асимметрии указывает на то, что выборки в расчетной группе смещаются влево относительно фактических. Только выборка UR из группы фактических значений имеет нормальное распределение. При этом выборки горизонтов UR имеют наибольшую вариацию, каждая в своей группе. Нужно отметить, что предыдущие исследования горизонтов UR показали высокую вариацию физических и химических свойств (Горбов и др., 2016; Безуглова и др., 2018; Tagiverdiev et al., 2020). Если сравнивать выборки погребенных и естественных профилей, видно, что вариационные отличия доминируют в погребенных выборках. При этом в группе фактических значений разница между средними и между медианами существенно меньше, чем в группе расчетных значений.

Таблица 18 – Средние величины фактических и расчетных значений активности ^{40}K для выборок естественных и антропогенно-преобразованных горизонтов почв

Горизонт	Фактические, Бк/кг	Расчетные, Бк/кг
AU	487,0	520,0
BCA	447,0	474,0
C	437,0	439,0
[AU]	478,0	511,0
[BCA]	446,0	464,0
[C]	465,0	434,0
UR _T	456,0	486,0
UR _Л	309,0	387,0

Из представленных выше таблиц следует, что расчетные значения активности ^{40}K в подавляющем большинстве случаев превышают фактические, при этом для выборки расчетных значений характерна меньшая рассеянность, что находит отражение в таком показателе, как стандартное отклонение. Кроме того, применение описательной статистики приведенных выборок позволяет отметить различия активности ^{40}K для профилей как естественных, так и антропогенно-преобразованных почв.

С целью оценки перераспределения активности ^{40}K в почвенном профиле естественных и антропогенно-преобразованных почв сравнили выборки различных горизонтов на наличие достоверных различий между ними. На рисунке 22 представлены полученные данные, при этом фактические и расчетные значения сравнивались отдельно.

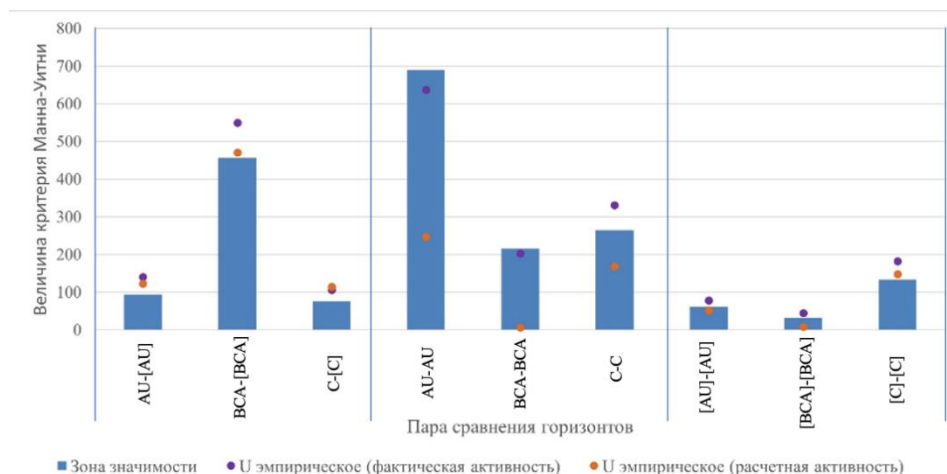


Рисунок 22 – Критерий Мана-Уитни для фактических и расчетных выборок активностей ^{40}K в сравнениях разных генетических горизонтов

Показательно, что между погребенными и нативными горизонтами в ряду AU-[AU]; BCA-[BCA]; C-[C] как в расчетных, так и фактических сравнениях нет достоверных различий. Это указывает на тот факт, что процесс погребения не оказывает значимого влияния на активность ^{40}K , если рассматривать её на уровне генетических горизонтов. Однако, как отмечалось выше (табл. 18) в фактических выборках средние значения между погребенными горизонтами распределены более плавно, чем в нативных профилях. Это также подтверждается отсутствием достоверных различий фактических активностей в сравнениях горизонтов ([AU]-[BCA]; [AU]-[C]; [BCA]-[C]) (рис. 23).

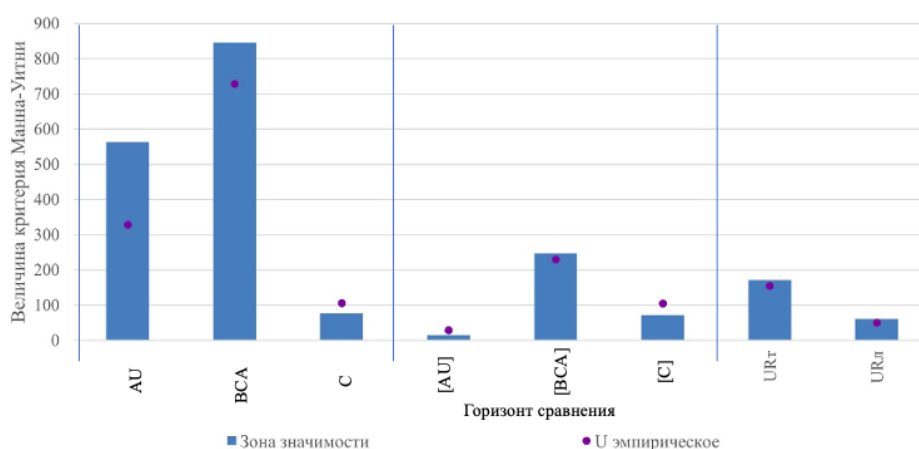


Рисунок 23 – Критерий Мана-Уитни в сравнениях между фактическими и расчетными выборками активностей ^{40}K в разных генетических горизонтах.

Такое плавное распределение показателя в погребенном профиле связано с выщелачиванием, характерным для погребенных горизонтов. Дело в том, что погребенный под антропогенной толщей профиль черноземов чаще всего не имеет единой капиллярной системы при переходе от гумусово-аккумулятивных погребенных горизонтов к горизонтам UR (Gorbov et al., 2022), в результате чего резко снижается возможность формирования естественного восходящего тока влаги в почвенном профиле в летние периоды. Такие условия увлажнения и прекращения ризосферной деятельности, которая сохраняла калий в верхних горизонтах, проявляются перераспределением обменного калия в почвенном профиле. Установлено, что подобный процесс выщелачивания характерен даже для такой слаборастворимой соли как карбонат кальция (Tagiverdiev et al., 2020).

Нужно отметить, что гумусово-аккумулятивные горизонты А отличаются наивысшей фактической активностью ^{40}K . При этом во всех нативных горизонтах естественных почв отмечена достоверная разница фактической активности при сравнении пар горизонтов AU–BCA и AU–C и ее отсутствие в паре B–C. На этом фоне расчетная активность ^{40}K показала достоверные различия во всех трех указанных парах сравнения. Учитывая данные, полученные при сравнении фактических и расчетных значений активности (рис. 23), показывающие достоверно более высокие расчетные значения в горизонтах AU и BCA, можно говорить о более высокой биогенности ^{40}K по сравнению со стабильными изотопами (Tagiverdiev et al. 2023).

Некоторые авторы отмечают, что активность ^{40}K , связана с гранулометрическим составом, фиксируя его различное поведение при сравнении легких и тяжелых почв (Ames, Rai, 1978; Дубенок, 2010). Другие, напротив, не связывают эти показатели напрямую (Соколовская, 2019). Вероятно, ведущую роль играет минералогический состав почв, который обуславливает активность и доступность ^{40}K . Так, согласно данным Чухрова (1955) в межпакетном пространстве мусковита и гидрослюды содержатся

трудно обмениваемые ионы калия. Ames и Rai (1978) указывают, что селективная адсорбция калия связана с клинообразными зонами кристаллической решетки, куда не могут попасть ионы кальция и магния из-за своего размера. Возможно, что ^{40}K в силу строения своего ядра хуже проникает в данное межпакетное пространство, сорбируясь, прежде всего, на поверхности минералов. Таким образом, отношение ^{39}K к ^{40}K в доле обменных форм почвенного калия уменьшается по сравнению с валовыми формами. Это, в свою очередь, приводит к тому, что ^{40}K более активно вовлекается в биогенные циклы.

Как и ожидалось, тяжелые горизонты урбик URт имеют высокое сродство с горизонтами ВСА и [ВСА], что подтверждается как средними значениями, так и критерием Мана-Уитни (рис. 24). Нужно отметить, что в работе, посвященной физическим свойствам почв (Безуглова и др., 2018), также прослеживается подобная закономерность. Из чего следует, что основным материалом для горизонтов URт является горизонт В, а разделение горизонтов урбик на основании гранулометрического состава нативных почв является обоснованным.



Рисунок 24 – Критерий Мана-Уитни для фактических и расчетных выборок активностей ^{40}K в сравнениях разных генетических горизонтов

Горизонты UR л в целом ведут себя предсказуемо. Активность ^{40}K здесь ниже, чем в других горизонтах. Связано это с высоким содержанием песчаных

частиц, основная масса которых представлена кварцем. Кварц, согласно многим исследованиям, обладает минимальной адсорбцией, а активность ^{40}K обусловлена прежде всего калием кристаллической решетки кварца. Интересным является тот факт, что расчетная активность в сравнениях с горизонтами С и [С] не проявляет достоверных различий.

Накопленные с 2012 г. данные показывают, что концентрации тяжелых металлов в материнской породе г. Ростова-на-Дону превышают фоновые значения (Горбов, 2018). Для некоторых элементов они даже превышают ОДК: Zn – $72,7 \pm 5,1$; Cu – $56,3 \pm 3,0$; Co – $19,3 \pm 2,0$; Pb – $29,7 \pm 6,4$; Ni – $52,0 \pm 4,3$; V – $96,3 \pm 7,8$; Cr – $104,0 \pm 6,5$. Это является одной из причин повышенного содержания этих элементов в профиле почв. Другая причина – вклад антропогенных источников, о чем свидетельствует накопление в поверхностных горизонтах таких элементов, как хром, никель и цинк. Коэффициенты загрязнения (Zc) варьируют от 1,55–1,31 для свинца до 1,01–1,14 для хрома. Сегрегация насыпных горизонтов и погребенных черноземных почв по всем изученным параметрам наблюдается в профилях экранированных урбопочв (Urbic Technosol Ekranic). Уровень загрязнения оценивается как допустимый по всему профилю. Профильные распределения тяжелых металлов неоднородны. Изученные почвы характеризуются следующими типами распределения тяжелых металлов: с биогенным и антропогенным поверхностным накоплением, с максимумом в карбонатном горизонте и с максимумом в материнской породе. В свою очередь, исследование показало, что величина активности тория и радия не обеспечивает надежной корреляции с валовым химическим составом (табл. 19).

Таблица 19 – Корреляция между валовым составом городских почв и удельной активностью ^{40}K (* – достоверные значения, $P < 0,05$)

Компонент химического состава	AU	[AU]	BCA	[BCA]	C	[C]
	n=41	n=20	n=27	n=18	n=13	n=14
	Коэффициент корреляции					
V	0,06	0,55*	0,25	0,42	–0,09	0,14
Ni	0,16	0,59*	0,52*	0,47*	0,44	0,19
Sr	–0,1	–0,05	–0,53*	–0,47*	–0,52	–0,19
MnO	0,35*	0,47*	0,5*	0,51*	–0,15	0,16
SiO ₂	0,25	–0,09	0,5*	0,21	–0,39	0,3
Al ₂ O ₃	0,15	0,51*	0,43*	0,42	–0,03	0,16
TiO ₂	0,22	0,4	0,52*	0,44	–0,38	0,01
Fe ₂ O ₃	0,24	0,57*	0,57*	0,43	0,03	0,21
CaO	–0,33*	–0,12	–0,66*	–0,34	0,12	–0,37
P ₂ O ₅	–0,32*	0,05	–0,12	–0,22	–0,45	–0,51
MgO	–0,2	0,09	–0,63*	–0,39	–0,06	–0,27
K ₂ O	0,07	0,48*	0,52*	0,46	–0,33	0,44

В отличие от ^{40}K , который среди погребенных горизонтов показывает самое большое количество достоверных корреляций в горизонте [AU], наибольшее число достоверных корреляций среди естественных почв наблюдалось в группе карбонатно-иллювиальных горизонтов BCA. Скорее всего, такой результат связан с промачиванием почвы атмосферными осадками, так как максимальное число корреляций наблюдается на нижней границе промачивания. Интересным фактом является то, что все корреляции соответствуют законам обменной сорбции катионов в почве, согласно которым элементы с более высокими степенями окисления в первую очередь заменяют элементы с наименьшими степенями окисления. В случае ^{40}K элементы со степенью окисления +3 сначала заменяют элементы со степенью окисления +2. Это можно объяснить тем, что данный элемент является более тяжелым изотопом. Количество достоверных корреляций резко уменьшается в погребенных горизонтах [BCA], что может быть сопряжено с изменениями

окислительно-восстановительных условий, вызванных сложным газообменом в погребенном состоянии (Kozyrev et al. 2021).

4.10 Удельная активность радионуклидов в травянистом ярусе и почвах Ростовской агломерации и прилегающих ООПТ

Изучение удельной активности радионуклидов в почвах и растениях Ростовской области позволяет проводить систематический мониторинг радиационной обстановки в регионе с точки зрения биогеохимической миграции веществ. Это важно для выявления и контроля источников радиоактивного загрязнения, таких, как ядерные объекты, промышленные выбросы или природные источники. Подобный биогеохимический мониторинг помогает обнаруживать изменения в уровне радиации и принимать необходимые меры для обеспечения безопасности как населения, так и окружающей среды. Растения, выращиваемые в загрязненных почвах, могут потенциально накапливать радионуклиды, которые затем по трофическим цепям попадают в человеческий организм. Исследования удельной активности радионуклидов в растениях позволяют определить уровень радиационной нагрузки на естественные и урболандшафты и, как следствие, принять меры для снижения потенциального воздействия на здоровье человека. Проведение регулярных измерений позволяет выявлять изменения в радиационной обстановке, связанные с возможными авариями или чрезвычайными ситуациями, и принимать оперативные меры для защиты населения.

В данной главе рассмотрены вопросы поступления и накопления радионуклидов ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th в травянистых растениях, произрастающих на точках мониторинга в Ростовской агломерации и некоторых ООПТ Ростовской области. Для расчета коэффициентов выноса и накопления рассчитывали средневзвешенную радиоактивность почв для 10, 30, 100-сантиметровой толщи на местах отбора растительных образцов.

Выбранные для исследования растительные сообщества отличались местоположением и характером растительного покрова, а также набором доминирующих видов (табл. 20) (Matetskaya et al., 2021).

Таблица 20 – Характеристика растительности исследованных биотопов

Участок исследования	Краткое описание	Доминирующие виды растений в точках наблюдения
1	2	3
Ботанический сад ЮФУ – залежь, г. Ростов-на-Дону	Расположена на плакоре правобережья р. Темерник. Залежь находится на корневищно-злаковой стадии зацеplения с высокой долей участия степного разнотравья и плотнoдерновинных злаков.	Вейник наземный (<i>Calamagrostis epigeios</i>), перловник трансильванский (<i>Melica transsilvanica</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), типчак (<i>Festuca valesiaca</i>), ковыль Лессинга (<i>Stipa lessingiana</i>), солонечник эстрагоновидный (<i>Galatella dracunculoides</i>), люцерна степная (<i>Medicago romanica</i>)
Ботанический сад ЮФУ – белотополёвник, г. Ростов-на-Дону	Участок расположен на правом берегу р. Темерник. Представляет собой искусственное насаждение <i>Populus alba</i> . Кустарниковый и травянистый ярусы развиты слабо. Высока доля увлажнения, что отражается на мезофитном характере растительности.	Тополь серебристый (<i>Populus alba</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), тростник обыкновенный (<i>Phragmites australis</i>), гравилат городской (<i>Geum urbanum</i>), фиалка душистая (<i>Viola odorata</i>).
Щепкинский лес, г. Ростов-на-Дону	Крупное искусственное лесонасаждение на северо-восточной окраине города, представляет собой комплекс монопорodных участков с высаженными лиственными и хвойными породами, такими как <i>Quercus robur</i> , <i>Acer platanoides</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Pinus pallasiana</i> и др. Травянистый покров сформирован стихийно, в его состав входят лесные, луговые и сорные виды.	Робиния ложноакациевая (<i>Robinia pseudoacacia</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), будра плющевидная (<i>Glechoma hederacea</i>), подмаренник цепкий (<i>Galium aparine</i>).

1	2	3
Парк «В честь 70-летия Победы в Великой Отечественной войне 1941–1945 годов», микр. Суворовский, г. Ростов-на-Дону	Парк расположен на северо-западной окраине города, его территория приурочена к овражно-балочной сети. Растительный покров мозаичен, сочетает в себе участки разновозрастных залежей, древесных насаждений разного видового состава и возраста, а также сохранившиеся на склонах балок участки степной растительности	Донник лекарственный (<i>Melilotus officinalis</i>), тысячелистник степной (<i>Achillea stepposa</i>), пижма обыкновенная (<i>Tanacetum vulgare</i>), дубровник беловойлочный (<i>Teucrium polium</i>), овсяница ложноовечья (<i>Festuca pseudovina</i>), овсяница валисская (<i>Festuca valesiaca</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), кострец безостый (<i>Bromopsis inermis</i>), ковыль Лессинга (<i>Stipa lessingiana</i>) и др.
Лелюшенковский парк, г. Ростов-на-Дону	Крупное искусственное лесонасаждение на северо-восточной окраине города, некогда часть «зелёного кольца». Древостой представлен в основном <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Gleditsia triacanthos</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Acer negundo</i> . Формирование травянистого яруса происходит стихийно.	Робиния ложноакациевая (<i>Robinia pseudoacacia</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), будра плющевидная (<i>Glechoma hederacea</i>), гравилат городской (<i>Geum urbanum</i>).
Ст. Старочеркасская, гольф-поле «Дон»	Искусственно созданное травянистое сообщество, предназначенное для проведения игры в гольф. Проводятся регулярные уходные работы (полив, скашивание и пр.).	Овсяница ложноовечья (<i>Festuca pseudovina</i>), плевел многолетний (<i>Lolium perenne</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>).
ООПТ «Персиановская заповедная степь», Октябрьский район, Ростовская область	Целинная дерновинно-злаковая степь, сформировавшаяся в результате длительных процессов демуляции растительного покрова. Характеризуется высоким видовым разнообразием, обилием видов степного разнотравья, отсутствием антропогенного воздействия.	Ковыль Лессинга (<i>Stipa lessingiana</i>), ковыль украинский (<i>S. ucrainica</i>), тонконог гребенчатый (<i>Koeleria cristata</i>), типчак (<i>Festuca valesiaca</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), тысячелистник благородный (<i>Achillea nobilis</i>), люцерна степная (<i>Medicago romanica</i>), шалфей остепнённый (<i>Salvia tesquicola</i>).

1	2	3
Доно-Донецкая впадина, Морозовский район, Ростовская область	Участки располагались на разном расстоянии от древесных насаждений, в связи с чем несколько отличались друг от друга степенью увлажнения и наличием более мезофильных видов. Тем не менее, комплекс видов-доминантов и сформировавшиеся сообщества имеют высокую степень сходства. Разнотравно-типчаково-ковыльная степь имеет невысокую степень антропогенной нагрузки. Отмечены следы выпаса и рекреации.	Ковыль украинский (<i>Stipa ucrainica</i>), ковыль Лессинга (<i>S. lessingiana</i>), овсяница валлисская (<i>Festuca valesiaca</i>), овсяница ложноовечья (<i>F. pseudovina</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), люцерна степная (<i>Medicago falcata</i>), люцерна маленькая (<i>M. minima</i>).
Доно-Донецкая впадина, Милютинский район, Ростовская область	Разнотравно-типчаково-ковыльная степь, сформировавшаяся в верхней части склона южной экспозиции, со слабой степенью антропогенной нагрузки. Ксерофильное разнотравье представлено большим числом видов.	Кострец безостый (<i>Bromopsis inermis</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), типчак (<i>Festuca valesiaca</i>), ковыль украинский (<i>Stipa ucrainica</i>), живучка хиосская (<i>Ajuga chia</i>), полынь австрийская (<i>Artemisia austriaca</i>), качим метельчатый (<i>Gypsophila paniculata</i>), люцерна степная (<i>Medicago falcata</i>).
ООПТ «Балка Власова», Усть-Донецкий район, Ростовская область	Остепненный луг на плакоре рядом с балкой, в которой произрастает естественный байрачный лес с доминированием <i>Quercus robur</i> (простая дубрава). Обильно представлено луговое разнотравье	Кострец безостый (<i>Bromopsis inermis</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), овсяница луговая (<i>Festuca pratensis</i>), шалфей остепнённый (<i>Salvia tesquicola</i>), пижма обыкновенная (<i>Tanacetum vulgare</i>).
ГПЗ «Горненский», Красносулинский район, Ростовская область	Разнотравно-ковыльно-типчаковая степь с элементами олуговения на границе с искусственным лесонасаждением из <i>Quercus robur</i> и <i>Fraxinus excelsior</i> . В сообществе высока доля степного и лугового разнотравья.	Кострец безостый (<i>Bromopsis inermis</i>), типчак (<i>Festuca valesiaca</i>), пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), солонечник эстрагоновидный (<i>Galatella dracunculoides</i>), донник лекарственный (<i>Melilotus officinalis</i>).

Для определения участия травостоя в выносе радионуклидов в качестве модельных видов были выбраны злаковые травы, прежде всего из родов *Bromopsis*, *Festuca* и *Elytrigia*, присутствующий во всех типах исследуемых биотопов и дающий достаточную для анализа биомассу за счёт способности к быстрому вегетативному возобновлению. Так как глубина залегания корневых систем злаковых растений варьирует в широких пределах, то расчеты средневзвешенной удельной активности РН проводились для глубин 0–10, 0–30 и 0–100 см.

Для визуализации и анализа выборок удельной активности радионуклидов в почвенном профиле была использована диаграмма размаха. Диаграмма представляет собой графическое изображение статистических данных и позволяет оценить, как вариабельность, так и распределение значений внутри выборки. На диаграмме размаха для удельной активности радионуклидов в слоях 0–10, 0–30 и 0–100 см отображены такие параметры, как медианное значение, межквартильный размах без выбросов, выбросы и крайние точки. Выбранный вариант представления данных отображает статистические характеристики данных и позволяет анализировать вариабельность и закономерности распределения и накопления радионуклидов в растениях и корнеобитаемом слое (рис. 25).

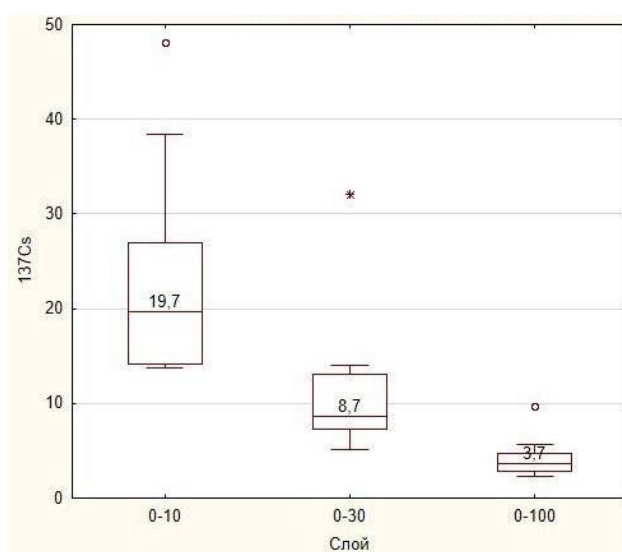


Рисунок 25 – Диаграмма размаха удельной активности ^{137}Cs внутри почвенного профиля по слоям: 0–10, 0–30, 0–100 см

Медиана активности ^{137}Cs в слое 0–10 см находится на уровне 19,7 Бк/кг, этот показатель наибольший по отношению к медианам в слое 0–30 и 0–100 см (рис. 25). В то же время на отдельных точках мониторинга в слое 0–10 см имеется пик, составляющий 48,1 Бк/кг, что свидетельствует о наличии техногенных аномалии. Преимущественно поверхностное накопление ^{137}Cs некоторые авторы, связывают со спецификой его миграции при повышенном содержании гумуса и фракции физической глины в почвах. В слое 0–30 см медиана снижается до 8,7 Бк/кг, а в слое 0–100 см - до 3,7 Бк/кг.

Полученные значения указывают на уменьшение активности цезия с глубиной почвенного профиля. Вероятно, это связано с путями его поступления и перемещения внутри почвы, которые могут быть как природными, так и антропогенными. Ряд авторов указывает следующие варианты переноса радионуклидов из атмосферы в почву с последующей их миграцией:

1. Атмосферное осаждение: цезий может быть перенесен из атмосферы и осадаться на почвенную поверхность. Основным источником атмосферного цезия являются ядерные испытания и аварии на ядерных объектах. Радиоактивные облака и аэрозоли, содержащие цезий, могут перемещаться с воздушными массами и оседать на почве под воздействием осадков (Garmash et al., 2019).

2. Распространение через растения: растения могут поглощать радионуклид цезий из почвы через корни. Поступление цезия в почву через корни растений происходит в основном из растворенной формы, процесс зависит от свойств почвы и доступности цезия для поглощения растениями (Skipperud et al., 2012).

3. Биологический перенос: цезий может быть перенесен в почву через биологические процессы, включая детритофагию (поглощение органических остатков) и микробиологическую активность в почве. Микроорганизмы могут играть важную роль в переработке органического материала и перераспределении радионуклидов в почвенном профиле (Howard et al., 2010).

В распределении ^{40}K наблюдается относительная стабильность активности в почвенном профиле (рис. 26). Медиана в слое 0–10 см составляет 400,0 Бк/кг, в слое 0–30 см – 400,5 Бк/кг и в слое 0–100 см – 341,8 Бк/кг. Размах значений не сильно меняется с глубиной, хотя в слое 0–30 см есть выброс, равный 192,1 Бк/кг, указывающий на наличие широкого размаха в активности калия в средней и нижней частях гумусово-аккумулятивного горизонта.

Зависимость активности радионуклида ^{40}K от концентрации ^{137}Cs в почве может варьировать от различных факторов, таких, как тип почвы, геологические условия, история загрязнения и др. Не существует общей универсальной зависимости между концентрациями этих двух радионуклидов, так как их источники и химические свойства различны по сути. Однако, в отдельных работах авторы приводят корреляции между концентрациями ^{40}K и ^{137}Cs в почве. Например, в работе Degering с соавторами (2011) было описано, что в некоторых регионах Финляндии наблюдается положительная корреляция между концентрациями калия и цезия в поверхностных слоях почвы. Это связано с тем, что оба элемента являются щелочными металлами и могут иметь схожее поведение в почвенной системе.

Стоит отметить, что в изученной нами выборке подобные корреляции наблюдаются не всегда, и каждый случай может иметь свои уникальные особенности. Для более точного понимания зависимости между активностью ^{40}K и ^{137}Cs в отдельно взятом почвенном разрезе или на определенной территории рекомендуется учитывать местные условия и факторы, влияющие на их распределение и накопление.

Распределение активности ^{226}Ra , как и других изучаемых радионуклидов в почвенном профиле также сопряжено с различными факторами, включая физические, химические, физико-химические свойства почвы, а также способы его поступления в почву. Для радионуклида ^{226}Ra медианные значения практически одинаковы: в слое 0–10 см оно составляет 23,3 Бк/кг, а для слоев 0–30 и 0–100 см – 22,6 Бк/кг. Однако размах значений в слое 0–30

см так же, как и у ^{40}K выше, и здесь наблюдается пик, равный 14,9 Бк/кг в слое 0–100 см (рис. 26).

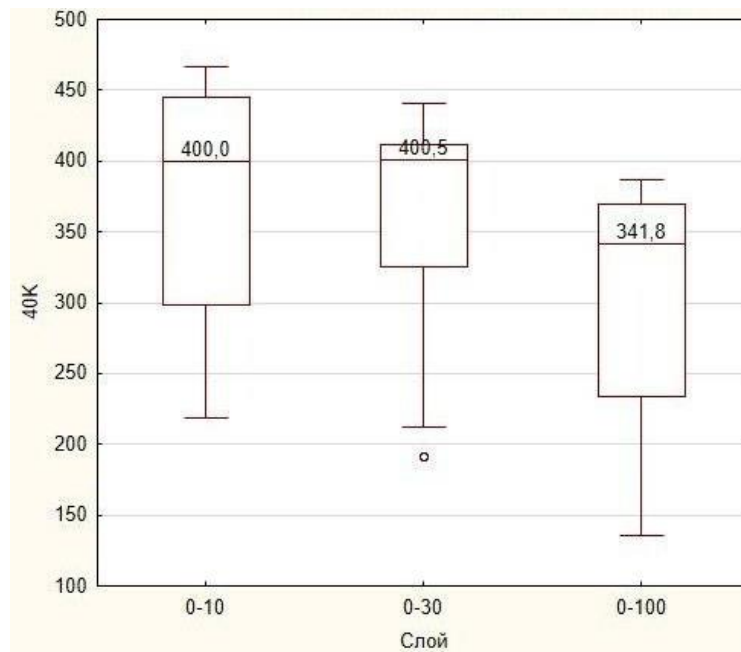


Рисунок 26 – Диаграмма размаха удельной активности ^{40}K внутри почвенного профиля по слоям: 0–10, 0–30, 0–100 см

Одним из важных факторов, влияющих на распределение радионуклидов в почвенном профиле, является его фиксация или связывание с глинистыми минералами и почвенными частицами фракции физической глины, т. е. менее 0,01 мм. Радий, как радиоактивный элемент, имеет тенденцию к адсорбции на поверхности минералов, особенно на глинистых и оксидах железа и алюминия (Kozyrev et al., 2021). Это может приводить к накоплению радия в верхних слоях почвы, где в составе ППК присутствуют минеральные компоненты с более высокой активной поверхностью.

Как следствие, в нижних слоях почвы механизмы адсорбции и ретенции радия могут быть менее эффективными, что приводит к более низким показателям его активности (рис. 27). Высокие значения активности в слое 0–30 см могут быть связаны с некоторыми процессами перераспределения и перемещения радия в более глубокие горизонты почвы.

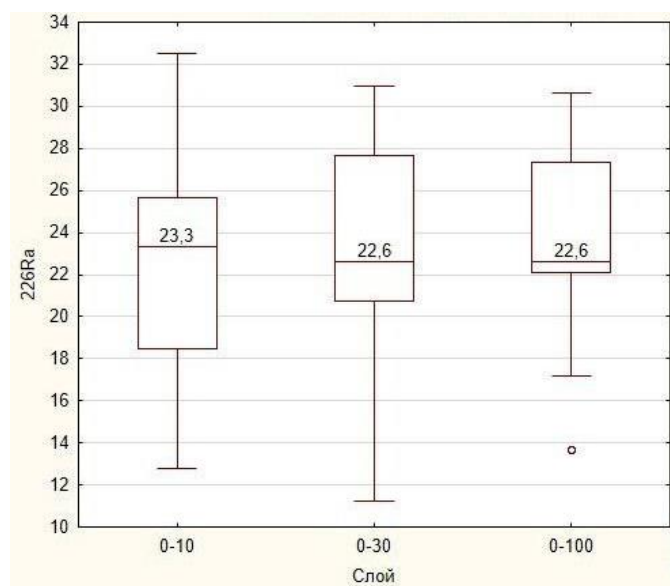


Рисунок 27 – Диаграмма размаха удельной активности ^{226}Ra внутри почвенного профиля по слоям: 0–10, 0–30, 0–100 см

Существует множество исследований, посвященных распределению радия в почвенном профиле и его взаимосвязи с физико-химическими свойствами почвы (Бураева и др., 2013; Шапошникова, Шуктомова, 2016). Например, в исследовании Lopez-Perez с соавторами (2019) было изучено распределение радия в почвах уранового рудника. Авторы указывают на его накопление в верхних слоях, и связывают данный процесс с физико-химическими свойствами минералов и плотностью почвы.

В работе Franco-Uría и его коллег (2011) было описано распределение естественных радионуклидов в различных типах почв и выявлена связь между активностью радия и содержанием органического вещества, минеральным и гранулометрическим составом почвы.

Медианное значение ^{232}Th в слое 0–10 см составляет 26,6 Бк/кг, в слое 0–30 см 28,8 Бк/кг, в слое 0–100 см – 23,0 Бк/кг. Размах значений для слоев 0–10 и 0–100 см находится примерно на одном уровне, однако наблюдаются единичные пики активности слоях 0–10 см – 14,0 Бк/кг и в слое 0–30 см 13,7 Бк/кг (рис. 28).

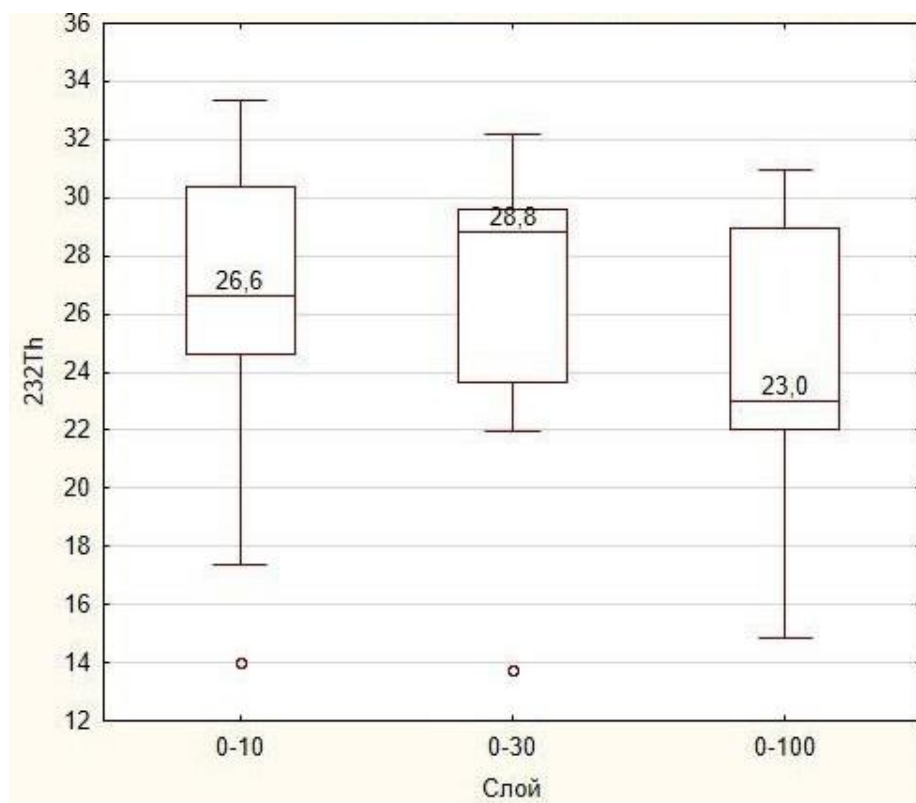


Рисунок 28 – Диаграмма размаха удельной активности ^{232}Th внутри почвенного профиля по слоям: 0–10, 0–30, 0–100 см

Подобное распределение радионуклида ^{232}Th в почвенном профиле также напрямую зависит от специфики физических и химических свойств почвы. Так в ряде работ (Boulyga, Neumann, 2002; Venteris, Barriuso, 2003; Gerzabek et al., 2005; Sharma et al., 2017) указывается взаимосвязь со следующими факторами:

- **Связывание и адсорбция:** Радионуклиды, такие, как торий, могут связываться с минеральными и органическими частицами почвы, что влияет на их распределение в почвенном профиле. Различные типы минералов имеют разную аффинность к радионуклидам, и поэтому их содержание в почве может влиять на концентрацию тория в отдельных слоях. Например, минералы глинистой фракции почвы обладают высокой способностью адсорбировать торий.
- **Миграция и перемещение:** Физико-химические свойства почвы, такие, как текстура, структура и пористость, могут влиять на перемещение

радионуклидов в почвенном профиле. Например, в слое 0–10 см, где наблюдается наибольшая концентрация тория, возможно наличие более высокой плотности глинистых частиц или более плотной структуры, что способствует его накоплению в данном слое.

- Разложение органического вещества: Органическое вещество в почве может играть роль в связывании и удержании радионуклидов. Высокое содержание органического вещества в верхних слоях почвы может способствовать накоплению тория в слое 0–10 см.

Поглощение радиоактивных изотопов растениями из почв в целом аналогично поглощению большинства микроэлементов. Эффективность этого процесса зависит от ряда факторов: влажности, температуры, концентрации ионов в почвенном растворе, наличия мешающих ионов в почве, наличия микоризы, микробиологического состава почвы, видовых особенностей растений и др. (Москалев и др., 2015; Кидин, Торшин, 2016).

Несмотря на то, что калий не входит в состав органических соединений, он является основным элементом питания растений, присутствуя повсеместно в ионной форме и обеспечивая гомеостаз клеток и тканей. Корневое усвоение калия из почвы осуществляется с помощью корневых волосков, которые активно поглощают ионы K^+ из почвенного раствора. Этот процесс требует энергии и контролируется ионными каналами на поверхности корневых клеток, которые позволяют селективно проникать ионам K^+ и исключать другие ионы (Кидин, Торшин, 2016).

При этом степень поглощения ^{40}K растениями может несколько варьировать по отношению к стабильным изотопам. В таблице 21 показаны коэффициенты биологического поглощения радионуклидов для различных слоев почвы. Для ^{40}K и ^{137}Cs отмечаются коэффициенты, превышающие 1, что оценивается как сильное накопление. Также наблюдается возрастание коэффициента с увеличением мощности корнеобитаемого слоя. Такой эффект сопряжен, прежде всего, с уменьшением средневзвешенной активности ^{40}K в почве с глубиной (табл. 21). Учитывая выше представленные данные на

примере расчетной и фактической активности ^{40}K можно заключить, что в результате действия растительных ассоциаций в корнеобитаемом слое образуется градиент активности ^{40}K с ярко выраженным накоплением на поверхности почвы.

Таблица 21 – Коэффициент биологического поглощения радионуклидов растениями из корнеобитаемых слоев

Точка отбора, тип почвы	Слой	КБП			
		^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
1	2	3	4	5	6
9ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Морозовский район, Ростовская область	0–10	0,01	0,00	0,14	1,71
	0–30	0,03	0,00	0,09	1,15
	0–100	0,09	0,00	0,12	1,60
10ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Морозовский район, Ростовская область	0–10	0,00	0,02	0,00	0,64
	0–30	0,01	0,01	0,00	0,67
	0–100	0,02	0,01	0,00	0,78
12ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Морозовский район, Ростовская область	0–10	0,27	0,19	0,00	0,91
	0–30	0,51	0,17	0,00	0,93
	0–100	1,03	0,17	0,00	1,03
13ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Милютинский район, Ростовская область	0–10	0,01	0,00	0,03	0,75
	0–30	0,02	0,00	0,03	0,80
	0–100	0,07	0,00	0,03	0,90
14ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, ООПТ Балка Власова, Ростовская область	0–10	0,00	0,00	0,01	1,44
	0–30	0,00	0,00	0,01	1,77
	0–100	0,00	0,00	0,01	2,77
15ООПТ, Чернозем миграционно-сегрегационный, ООПТ Балка Власова, Ростовская область	0–10	0,66	0,00	0,00	1,12
	0–30	1,74	0,00	0,00	1,11
	0–100	4,04	0,00	0,00	1,31
16ООПТ, Чернозем миграционно-сегрегационный, заказник «Горненский», Красносулинский район, Ростовская область	0–10	0,11	0,01	0,00	0,54
	0–30	0,23	0,01	0,00	0,56
	0–100	0,55	0,01	0,00	0,63
1БС, Чернозем миграционно-сегрегационный, Ботанический сад ЮФУ, г. Ростов-на-Дону	0–10	0,10	0,00	0,07	1,18
	0–30	0,22	0,00	0,08	1,38
	0–100	0,49	0,00	0,08	1,43
1ПС, Чернозем миграционно-сегрегационный, ЖК «Суворовский», г. Ростов-на-Дону»	0–10	0,00	0,00	0,01	0,95
	0–30	0,00	0,00	0,01	1,09
	0–100	0,00	0,00	0,14	1,46
2ПС, Чернозем миграционно-сегрегационный, ЖК «Суворовский», г. Ростов-на-Дону	0–10	0,00	0,00	0,02	1,17
	0–30	0,00	0,00	0,02	1,47
	0–100	0,00	0,00	0,02	1,68
3ПС, Чернозем миграционно-сегрегационный, ЖК «Суворовский», г. Ростов-на-Дону	0–10	0,00	0,00	0,04	1,06
	0–30	0,00	0,00	0,07	1,28
	0–100	0,00	0,00	0,06	1,31

1	2	3	4	5	6
1ЩЛ, Чернозем миграционно-сегрегационный, Щепкинский лес, г. Ростов-на-Дону	0-10	0,13	0,00	0,15	0,87
	0-30	0,32	0,00	0,14	0,94
	0-100	0,95	0,00	0,16	0,99
1ЛП, Чернозем миграционно-сегрегационный, Лелюшенковский парк, г. Ростов-на-Дону	0-10	0,00	0,00	0,34	0,88
	0-30	0,00	0,00	1,01	2,83
	0-100	0,00	0,00	0,40	1,12

^{137}Cs искусственный радионуклид проявляет химические свойства идентичные стабильному ^{133}Cs (Tsukada et al., 2002; Tsukada et al., 2003; Uchida, Tagami, 2007). Таким образом высокая химическая активность и аэральное поступление ^{137}Cs приводит к высоким показателям его активности (Бк/кг) в верхнем слое почвы (табл. 22). При этом в отличие от ^{40}K , КБП ^{137}Cs для слоя почвы 0–10 см составляет 0,01–0,66, что в целом повторяет данные исследований Липатова с соавторами (2022) и оценивается как отсутствие накопления. Нужно отметить, что некоторые авторы связывают поглощение ^{137}Cs с содержанием ионов калия и аммония в почве, указывая на их антогонизм (Salt et al., 2004; Konopleva et al., 2009; Ogasawara et al., 2019). Авторы Y-G. Zhu и E. Smolders (2000) отмечали, что поглощение ^{137}Cs растениями происходит по тем же каналам что и калий. Кроме того, другим фактором, влияющим на поглощение цезия, является pH почвы. В щелочных почвах (с высоким pH) поглощение цезия растениями может быть более интенсивным, чем в кислых почвах (с низким pH). Это объясняется тем, что калий более подвижен в кислых почвах, а процессы аммонификации преобладают над процессами нитрификации, что приводит к накоплению аммония в почвах и как следствие блокированию поступления ^{137}Cs в растения (Середина, 2007; Новосёлов, 2015).

Таблица 22 – Активность радионуклидов в расчетном корнеобитаемом слое
почвы.

Точка отбора, тип почвы	Слой	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
1	2	3	4	5	6
9ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Морозовский район, Ростовская область	0–10	14,2	16,1	14,0	219,1
	0–30	6,1	19,1	21,9	325,7
	0–100	2,3	17,2	16,7	233,6
10ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Морозовский район, Ростовская область	0–10	48,1	18,5	25,5	400,0
	0–30	32,1	20,8	24,0	380,4
	0–100	9,7	22,1	22,7	327,4
11ООПТ, Каштановая гидрометаморфизованная, Морозовский район, Ростовская область	0–10	38,4	12,8	17,4	298,0
	0–30	14,1	11,2	13,7	192,1
	0–100	5,7	13,7	14,9	209,7
12ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Морозовский район, Ростовская область	0–10	13,7	19,0	31,6	419,0
	0–30	7,3	21,2	29,6	411,9
	0–100	3,6	22,1	28,9	369,8
13ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Милютинский район, Ростовская область	0–10	22,2	23,3	24,6	445,0
	0–30	8,7	22,6	29,0	414,3
	0–100	2,8	22,6	25,3	368,4
14ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, ООПТ Балка Власова, Ростовская область	0–10	26,9	25,7	26,6	261,1
	0–30	13,1	27,6	23,6	211,9
	0–100	4,8	30,7	22,1	135,7
15ООПТ, Чернозем миграционно-сегрегационный, ООПТ Балка Власова, Ростовская область	0–10	13,7	26,4	30,4	400,0
	0–30	5,2	27,9	32,2	403,9
	0–100	2,2	24,6	30,9	341,8
16ООПТ, Чернозем миграционно-сегрегационный, заказник «Горненский», Красносулинский район, Ростовская область	0–10	19,7	32,5	30,0	458,7
	0–30	9,8	31,0	28,8	440,3
	0–100	4,0	30,3	23,0	386,8
1БС, Чернозем миграционно-сегрегационный, Ботанический сад ЮФУ, г. Ростов-на-Дону	0–10	17,2	24,2	33,4	467,0
	0–30	8,3	27,2	30,6	400,5
	0–100	3,7	27,3	30,1	386,2
1ПС, Чернозем миграционно - сегрегационный, ЖК «Суворовский», г. Ростов-на-Дону»	0-10	11,4	21,4	30,1	395,4
	0-30	2,1	14,3	22,7	344,9
	0-100	3,8	22,0	16,4	296,0
2ПС, Чернозем миграционно - сегрегационный, ЖК «Суворовский», г. Ростов-на-Дону	0-10	6,8	20,5	33,3	424,6
	0-30	6,8	15,3	22,4	338,7
	0-100	4,3	22,0	22,9	296,5
3ПС, Чернозем миграционно - сегрегационный, ЖК «Суворовский», г. Ростов-на-Дону	0-10	8,7	20,9	31,8	413,5
	0-30	6,6	15,9	19,5	343,3
	0-100	3,7	22,8	22,3	334,8

1	2	3	4	5	6
1ЩЛ, Чернозем миграционно-сегрегационный, Щепкинский лес, г. Ростов-на-Дону	0-10	21,3	25,2	31,3	475,0
	0-30	8,4	21,0	34,0	437,7
	0-100	2,8	23,9	30,9	414,4
1ЛП, Чернозем миграционно-сегрегационный, Лелюшенковский парк, г. Ростов-на-Дону	0-10	12,7	29,4	34,4	469,0
	0-30	4,2	9,8	11,5	156,3
	0-100	0,4	20,6	29,3	396,2

Коэффициент биологического поглощения ^{137}Cs увеличивается с увеличением расчетной мощности корнеобитаемого слоя по тем же причинам, что и ^{40}K . Таким образом, в разрезе 12ООПТ (чернозем текстурно-карбонатный) КБП для слоя 0–100 см составил 1,03, а в разрезе 15ООПТ (чернозем обыкновенный (миграционно-сегрегационный)), 1,74 для слоя почвы 0–30 и 4,04 для слоя 0–100. В результате можно заключить, что методы фиторемедиации почв, загрязненных ^{137}Cs , нецелесообразны, поскольку требуют много времени и образуют множество отходов. Однако при этом миграцию ^{137}Cs в биогеохимическом цикле можно регулировать с помощью изменения pH почвы и увеличения содержания ионов калия и аммония в почвенном растворе.

Коэффициенты биологического поглощения ^{226}Ra практически во всех изученных вариантах близки к нулю (табл. 23).

Таблица 23 – Накопление радионуклидов в почве и растениях (1 – в почве; 2 – в растительных образцах).

Точка отбора, тип почвы	Удельная активность, Бк/кг							
	^{137}Cs		^{226}Ra		^{232}Th		^{40}K	
	1	2	1	2	1	2	1	2
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1БС, Чернозем миграционно-сегрегационный, Ботанический сад ЮФУ, г. Ростов-на-Дону	8,6	1,8	23,2	0,0	28,6	2,3	474,5	553,0
2БС, Урбостратозем на погребенной иллювиальной почве, Ботанический сад ЮФУ, г. Ростов-на-Дону	14,6	0,0	21,0	0,0	32,6	3,3	460,4	376,0

Продолжение Таблицы 23

1	2	3	4	5	6	7	8	9
1ЩЛ, Чернозем миграционно-сегрегационный, Щепкинский лес, г. Ростов-на-Дону	21,3	2,7	25,2	0,0	31,3	4,8	475,0	412,0
1ЛП, Чернозем миграционно-сегрегационный, Лелюшенковский парк, г. Ростов-на-Дону	19,7	0,0	22,5	0,0	32,5	11,6	401,0	443,0
1ГП, Урбистратифицированная темноцветная слоистая почва (реплантозем), Гольф-поле «Дон», ст. Старочеркасская	9,8	0,0	17,3	0,0	24,2	0,0	415,4	576,0
1ПС, Чернозем миграционно-сегрегационный, Персиановская степь, Ростовская область	36,3	0,0	21,7	0,0	29,0	0,0	472,0	544,0
9ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Морозовский район, Ростовская область	14,2	0,2	16,1	0,0	14,0	2,0	219,1	374,5
10ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Морозовский район, Ростовская область	48,1	0,2	18,5	0,3	25,5	0,0	400,0	256,0
11ООПТ, Каштановая гидрометаморфизованная, Морозовский район, Ростовская область	38,4	3,9	12,8	2,1	17,4	0,0	298,0	351,0
12ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Морозовский район, Ростовская область	22,1	3,7	16,6	3,7	34,0	0,0	426,7	381,3
13ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, Милютинский район, Ростовская область	22,2	0,2	23,3	0,0	24,6	0,8	445,0	333,3
14ООПТ, Чернозем текстурно-карбонатный, ООПТ Балка Власова, Ростовская область	26,9	0,0	25,7	0,0	26,6	0,3	261,1	375,3
15ООПТ, Чернозем миграционно-сегрегационный, ООПТ Балка Власова, Ростовская область	13,7	9,0	26,4	0,0	30,4	0,0	400,0	449,0
16ООПТ, Чернозем миграционно-сегрегационный, заказник «Горненский», Красносулинский район, Ростовская область	19,7	2,2	32,5	0,2	30,0	0,0	458,7	245,5
1ПС, Чернозем миграционно-сегрегационный, ЖК «Суворовский», г. Ростов-на-Дону	11,4	0,0	21,4	0,0	30,0	2,3	395,4	432,0

1	2	3	4	5	6	7	8	9
2ПС, Чернозем миграционно-сегрегационный, ЖК «Суворовский», г. Ростов-на-Дону	6,8	0,0	20,5	0,0	33,3	0,5	424,6	497,0
3ПС, Чернозем миграционно-сегрегационный, ЖК «Суворовский», г. Ростов-на-Дону	8,7	0,0	20,9	0,0	31,8	1,4	413,5	438,8

Исследователи отмечают, что поглощение ^{226}Ra растениями уменьшается в присутствии ионов щелочноземельных металлов с меньшим радиусом ядра, в большей степени это относится к магнию (Ашкинази, 1988; Girault et al., 2021). Также отмечается, что ^{226}Ra аккумулируется преимущественно в корнях растений (Girault et al., 2021), что в целом объясняет полученный нами результат, т. к., во-первых, мы анализировали надземную часть растений (табл. 23), во-вторых, для изучаемых почв характерно высокое содержание карбонатов кальция. Кроме того, отдельные авторы отмечают, что поглощение радия растениями обычно медленное и менее эффективное по сравнению с другими радионуклидами, такими, как цезий, стронций, уран (Ibrahim, Whicker, 1992; Da Conceição et al., 2009; James et al., 2011).

На изученных площадках мониторинга отмечается минимальное поглощение ^{232}Th растениями из почвы, показатель КБП не превышает 0,14. В целом вопросы биогенной миграции данного радионуклида очень слабо отражены в литературе, единственное, что отмечают отдельные авторы, это схожесть зависимостей между свойствами почв и степенью поглощения растениями ^{232}Th и ^{226}Ra (Bal et al., 2023; Duong et al., 2020).

ВЫВОДЫ

1. Медианные значения удельной активности естественных радионуклидов снижаются в следующем ряду: черноземы рекреационных зон города > черноземы ООПТ > черноземы селитебных зон города. Более интенсивная аккумуляция ЕРН в почвах рекреационных зон сопряжена со сменой растительных формаций, формирующихся в условиях города. Как следствие, происходит переформатирование биогеохимических потоков вещества, приводящее к более активному извлечению естественных РН из глубоких горизонтов почв, при одновременном усиленном накоплении лесной подстилки на поверхности черноземов лесопарков.

2. Удельная активность радионуклидов в почвах Ростовской агломерации сопоставима по величине с данными, характерными для черноземов Ростовской области. Радионуклиды в нативных почвах (Calcic Chernozems) равномерно распределены по профилю. В поверхностных горизонтах наблюдается некоторое увеличение удельной активности ^{232}Th и ^{40}K , что связано с природой самих радионуклидов и внесением удобрений в агрогенный период функционирования почв.

3. Искусственный радионуклид ^{137}Cs во всех изученных типах почв характеризуется наиболее высокими значениями активности в дерновых горизонтах, далее вниз по профилю они резко снижаются. В почвах селитебных и парково-рекреационных зон города ^{137}Cs находится на одном уровне. Единичные более высокие значения зарегистрированы в черноземах ООПТ, где также был обнаружен максимальный показатель коэффициента вариации, что обусловлено пространственной фрагментарностью загрязнения территорий цезием после аварии на Чернобыльской АЭС. При этом медианные значения активности ^{137}Cs в выборке погребенных гумусово-аккумулятивных горизонтов АПП, несмотря на сохранившиеся повышенные концентрации в них гумуса, показывают нулевые значения, что может служить диагностическим признаком при определении возраста городских почв и их эволюции.

4. ^{226}Ra и ^{232}Th не показали существенных корреляций между удельной активностью и физико-химическими свойствами почв. В то время как ^{40}K имеет значимые корреляции, приходящиеся на гумусово-аккумулятивные дневные AU и погребенные горизонты [AU] всех изученных городских почв, а также на карбонатно-иллювиальные горизонты ВСА естественных почв. То есть в черноземах миграционно-сегрегационных сильная корреляция наблюдается на глубине нижней границы промачивания.

5. Процесс погребения сопровождается слабым изменением активности ^{40}K в профиле, нивелируется разница между генетическими горизонтами, при этом достоверных различий между нативными и их погребенными аналогами нет. По величине активности ^{40}K тяжелые горизонты урбик генетически в большей степени связаны с нативными и погребенными горизонтами, особенно с иллювиальными горизонтами В. Средняя активность ^{40}K для горизонтов URл с облегченным гранулометрическим составом самая низкая среди всех исследованных естественных и антропогенных горизонтов, при этом достоверные различия отмечаются для всех фактических значений активности при сравнении URл с нативными, погребенными горизонтами и группой горизонтов URт.

6. В результате эволюции городских почв наблюдается процесс биогенного накопления ^{40}K в поверхностных горизонтах. В почвообразующей породе не выявлено достоверных различий между фактической и расчетной активностью ^{40}K , в то время как в горизонтах AU и AUlc расчетная активность достоверно выше, что говорит о более активном вовлечении ^{40}K в биогенный круговорот нежели его стабильных изотопов. Гранулометрический состав не имеет прямого влияния на содержание ^{40}K , вероятно, в первую очередь этот показатель обусловлен минералогическим составом.

7. Величина коэффициента биологического накопления ^{40}K и ^{137}Cs в травянистых формациях, сформированных на естественных почвах города и почвах ООПТ, превышает 1, что свидетельствует о их аккумуляции наземными частями растений. При этом наблюдается возрастание КБП с

увеличением расчетной мощности корнеобитаемого слоя (в черноземе миграционно-сегрегационном величина коэффициента для ^{137}Cs при его расчете для корнеобитаемого слоя мощностью 0–10 см составила 0,66; в то время как для глубины 0–30 см и 0–100 см значение КБП возрастает до 1,74 и 4,04 соответственно). Коэффициенты биологического поглощения ^{226}Ra и ^{232}Th для всех изученных систем почва-растение близки к нулю.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абдулаева, А.С. Эффективные дозы облучения населения Дагестана, обусловленные искусственными радионуклидами / А.С. Абдулаева // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. – 2012. – С. 3–8.
2. Авалян, Р.Э. Оценка генотоксичности почв природных ландшафтов Армении с учетом содержания в них радионуклидов в системе почва-растение / Р.Э. Авалян, А.Л. Атоянц, Э.А. Агаджанян [и др.] // Вопросы степеведения. – 2022. – № 4. – С. 94–106.
3. Агапкина, Г.И. Теория и практика применения методов исследования форм соединений радионуклидов в почвах / Г.И. Агапкина, Д.В. Манахов, А.И. Щеглов [и др.] // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. – 2023. – № 1. – С. 68–80.
4. Алексахин, Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин [и др.]. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
5. Алексахин, Р.М. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р.М. Алексахин [и др.]. – М.: Наука, 1990. – 368 с.
6. Анисимов, В. С. Динамика перераспределения радионуклидов чернобыльских выпадений в почвенной профиле в различных ландшафтно-экологических условиях / В. С. Анисимов, В. К. Кузнецов, А. И. Санжаров // Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской атомной электростанции: научные результаты и практические итоги реабилитации (к 35-ой годовщине аварии): Труды ФГБНУ ВНИИРАЭ. Том Выпуск 4. – Обнинск: Федеральное государственное бюджетное научное учреждение «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии», 2021. – С. 78-90. – EDN RGHQAZ.
7. Антипина, Г.С. Урбанофлора Карелии / Г.С. Антипина. – Петрозаводск: ПетрГУ, 2002. – 200 с.

8. Антипов, И.А. Записки Императорского С.-Петербургского минералогического общества / И.А. Антипов. – С.-Петербург: Типо-Литография К. Биркенфельда, 1900. – 40 с.
9. Апарин, Б.Ф. Сравнительный анализ содержания радионуклидов в черноземах под разными типами угодий / Б. Ф. Апарин, М.А. Ефремова, Е.В. Мингареева, [и др.] // *Biological Communications*. – 2012. – № 1. – С. 96–106.
10. Асварова, Т.А. Влияние процессов опустынивания на интенсивность миграции радионуклидов в почвах Терско-Кумской низменности / Т.А. Асварова, З.Г. Залибеков, А.С. Абдуллаева // *Аридные экосистемы*. – 2013. – Т. 19. – № 1 (54). – С. 28–35.
11. Ахтырцев, А.Б. Структура почвенного покрова Среднерусского Черноземья: Учебное пособие по спец. 013000 – Почвоведение / А.Б. Ахтырцев, Б.П. Ахтырцев, Л.А. Яблонских. – Воронеж: ВГПУ, 2004. – 96 с.
12. Ашкинази, Э.И. Оценка поступления магния, кальция, ^{226}Ra из почв в сельскохозяйственные растения / Э.И. Ашкинази // *Гигиена и санитария*. – 1988. – № 1. – С. 39–41.
13. Баженов, А.В. Радиоэкологические исследования городских почв в Архангельской области / А. В. Баженов, Е.Ю. Яковлев, С. А. Игловский, [и др.] // *Почвы и окружающая среда*. – 2022. – Т. 5. – № 3. – С. 45–56.
14. Баженов, В.А. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справ. / В.А. Баженов [и др.]. – СПб.: Химия, 1990. – 464 с.
15. Балыкин, С.Н. Радионуклиды в горно-лесных дерново-подзолистых почвах Горного Алтая / С.Н. Балыкин, А.В. Пузанов // *Ползуновский вестник*. – 2006. – №. 2-1. – С. 305-309.
16. Безносиков, В.А. Искусственные и естественные радионуклиды в почвах южно- и среднетаежных подзон Республики Коми / В.А. Безносиков, Е.Д. Лодыгин, И.И. Шуктомова // *Почвоведение*. – 2017. – № 7. – С. 824–829. – DOI 10.7868/S0032180X17050033.

17. Безуглова, О.С. Влияние города на почвообразование и свойства почв / О.С. Безуглова, С.Н. Горбов, И.В. Морозов // Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. – 2003. – Т. 1. – С. 182–240.
18. Безуглова, О.С. Методические указания к разделу «Главные составные части почв» курса «Физико-химический анализ почв» / О.С. Безуглова, И.В. Морозов. – Ростов-на-Дону: Изд-во РГУ, 1996. – 40 с.
19. Безуглова, О.С. Почвы Ростовской области: учебное пособие / О.С. Безуглова, М.М. Хырхырова. – Ростов н/Д.: Изд-во ЮФУ, 2008. – 352 с.
20. Безуглова, О.С. Принципы создания Красной книги почв Ростовской области: монография / О.С. Безуглова [и др.] – Ростов-на-Дону - Таганрог: Южный федеральный университет, 2022. – 116 с. – ISBN 978-5-9275-4279-6.
21. Безуглова, О.С. Физические характеристики городских почв Ростовской агломерации / О.С. Безуглова, С.С. Тагивердиев, С.Н. Горбов // Почвоведение. – 2018. – № 9. – С. 1153–1159. DOI 10.1134/S0032180X18090022.
22. Бекман, И.Н. Радиоэкология и экологическая радиохимия: Учебник / И.Н. Бекман. – 2-е изд., испр. и доп. – Москва: Издательство Юрайт, 2018. – 409 с. – ISBN 978-5-534-00441-0.
23. Блохин, Е.В. Характеристика эколого-геохимического состояния почв территории Оренбургской области / Е.В. Блохин, А.М. Русанов, Н.Н. Зенина // Гигиена и санитария. – 2002. – № 5. – С. 17–19.
24. Богдевич, И.М. Итоги и перспективы агрохимических защитных мер на загрязненных радионуклидами землях Беларуси / И.М. Богдевич // Вести национальной академии наук Беларуси. Серия: Аграрные науки. – 2011. – № 3. – С. 27–39.
25. Болтнева, Л.И. Глобальное загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr и дозы внешнего облучения на территории СССР / Л.И. Болтнева, Ю.А. Израэль, В.А. Ионов [и др.] // Атомная энергия. – 1977. – Т. 42. – № 5. – С. 355–360.

- 26.Бондарь, Ю.И. Доступность ^{137}Cs и ^{90}Sr растениям из различных компонентов почвы. / Ю.И. Бондарь, Г.С. Шманай, Л.С. Ивашкевич // Почвоведение. – 2000. – № 4. – С. 439–445.
- 27.Боргман, И.И. ЖРФХО / И.И. Боргман // Часть физики. – 1904. Т. 36. С. 183–205.
- 28.Боргман, И.И. ЖРФХО / И.И. Боргман // Часть физики. – 1905. Т. 37. С. 63–74.
- 29.Бураева, Е.А. Активность радионуклидов в антропогенно-преобразованных почвах Ростовской агломерации с 2012 по 2016 годы. / Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2018620989 Российская Федерация. № 2018620601: заявл. 17.05.2018: опубл. 05.07.2018 / Е.А. Бураева, С.Н. Горбов, О.С., Безуглова С.С. Тагивердиев, Д.А. Козырев [и др.]; заявитель федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования «Южный федеральный университет».
- 30.Бураева, Е.А. Радионуклиды в верхнем слое почв особо охраняемых природных территорий Ростовской области / Е.А. Бураева, Н.В. Маломыжева, Д.А. Швецова [и др.] // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. – 2022. – № 3 (215). – С. 38–44.
- 31.Бураева, Е.А. Содержание и распределение естественных радионуклидов в различных типах почвы Ростовской области / Е.А. Бураева, В.С. Малышевский, Т.В. Вардуни [и др.] // Современные проблемы науки и образования. – 2013. – № 4. – С. 269.
- 32.Бурлакова, Е.Б. Действие сверхмалых доз биологически активных веществ и низкоинтенсивных физических факторов / Е.Б. Бурлакова, А.А. Конрадов, Е.Л. Мальцева // Химическая физика. – 2003. – Т. 22. – № 2. – С. 21–40.
- 33.Валуйская, Д.А. Изучение роли выбросов Ростовской АЭС в формировании фона радионуклидов в морских и пресных водоемах юга

- России / Д. А. Валуйская, В.В. Польшин, В.В. Титов [и др.] // SCIENCE. – 2022. – Т. 18. – № 1. – С. 38–45.
34. Вальков, В.Ф. Экология почв: Учебное пособие для студентов вузов. Часть 3. Загрязнение почв / В.Ф. Вальков, К.Ш. Казеев, С.И. Колесников. – Ростов-на-Дону: УПЛ РГУ, 2004. – 54 с.
35. Василенков, В.Ф. Модели поведения радионуклидов в почве / В.Ф. Василенков, Э.В. Косолапова // Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2018. Сб. статей по материалам межд. науч.-практ. конференции 24-27 сентября 2018 г. / Под ред. Г. В. Кучерик, Ю. А. Омельчук. – Севастополь: СевГУ. – 2018. – С. 213–217.
36. Виноградов, А.П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры / А.П. Виноградов // Геохимия. – 1962. – № 7. – С. 555–571.
37. Воронин, В.И. Тяжелые радионуклиды (U, Th) в почве и растениях юго-западного Прибайкалья / В.И. Воронин, С.Г. Швецов // Школа Науки. – 2019. – №. 6. – С. 10–12.
38. Воронов, С.И. Закономерности миграции ^{137}Cs в луговых экосистемах Московской области и эффективность защитных мероприятий в условиях радиоактивного загрязнения / С.И. Воронов // Агрохимический вестник. – 2017. – № 6. – С. 14–18.
39. Воскресенский, В.С. Изучение содержания радионуклидов в почвах городских и природных территорий / В.С. Воскресенский // Вестник российского университета дружбы народов. Серия: экология и безопасность жизнедеятельности. – 2009. – № 1. – С. 69–74.
40. Голованов, Я.М. Урбанофлора города Салават (Республика Башкортостан) / Я.М. Голованов // Фиторазнообразие Восточной Европы. – 2018. – Т. 12. – № 3. – С. 160–207.
41. Горбов, С.Н. Биологическая активность почв городских территорий (на примере города Ростов-на-Дону) / С.Н. Горбов, О.С. Безуглова //

- Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. – 2013. – № 85. – С. 57–71.
42. Горбов, С.Н. Генезис, классификация и экологическая роль городских почв Европейской части Юга России (на примере Ростовской агломерации): дис. ... докт. биол. наук / С.Н. Горбов. – М., 2018. – 488 с.
43. Горбов, С.Н. Генотоксичность и загрязнение тяжелыми металлами естественных и антропогенно-преобразованных почв Ростова-на-Дону / С.Н. Горбов, О.С. Безуглова, Т.В. Вардуни [и др.] // Почвоведение. – 2015. – № 12. – С. 1519–1529.
44. Горбов, С.Н. Растворимое органическое вещество в почвах Ростовской агломерации / С.Н. Горбов, О.С. Безуглова, П.Н. Скрипников [и др.] // Почвоведение. – 2022. – № 7. – С. 894–908. – DOI 10.31857/S0032180X2207005X.
45. Горбов, С.Н. Специфика органического вещества почв Ростова-на-Дону / С.Н. Горбов, О.С. Безуглова // Почвоведение. – 2014. – № 8. – С. 953–962.
46. Горбов, С.Н. Физико-химические свойства почв Ростова-на-Дону. / Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2021620875 Российская Федерация: № 2021620735: заявл. 21.04.2021: опубл. 26.04.2021 / С. Н. Горбов, С. С. Тагивердиев, П.Н. Скрипников, Д.А. Козырев [и др.]; заявитель федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования «Южный федеральный университет».
47. Горбов, С.Н. Физические свойства почв Ростовской агломерации / С.Н. Горбов, О.С. Безуглова, К.Н. Абросимов [и др.] // Почвоведение. – 2016. – № 8. – С. 964–962.
48. Гордиенко, О.А. Влияние технопедогенеза на морфологические и химические свойства почв рекреационных территорий (на примере сквера им. Саши Филиппова) / О.А. Гордиенко // Аридные экосистемы. – 2022. – Т. 28. – № 2 (91). – С. 122–131.

- 49.Горобцова, О.Н. Роль почвенного покрова в аккумуляции и миграции полициклических ароматических углеводородов при техногенном загрязнении / О.Н. Горобцова, О.Г. Назаренко // Изв. вузов. Северо-Кав. регион. Естественные науки. – 2015. – № 1. – С. 73–79.
- 50.ГОСТ 12536-2014. Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) и микроагрегатного состава. М.: Изд-во стандартов, 2019. – 23 с. – (Система стандартов по информации, библиотечному и издательскому делу).
- 51.ГОСТ 26213-2021. Почвы. Методы определения органического вещества. М.: Изд-во стандартов, 2021. – 8 с. – (Система стандартов по информации, библиотечному и издательскому делу).
- 52.ГОСТ 26423–85 Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки. – М.: Изд-во стандартов, 2011. – 7 с. – (Система стандартов по информации, библиотечному и издательскому делу).
- 53.Гудзенко, Е.О. Оценка экологического состояния зеленых насаждений города Ростова-на-Дону: автореф. дис. ... канд. биол. наук / Е.О. Гудзенко. – Ростов н/Д, 2016. – 25 с.
- 54.Давыдов, М.Г. Р15 Радиоэкология: учебник для вузов / М.Г. Давыдов [и др.]. – Ростов-на-Дону: Феникс, 2013. – 635 с.
- 55.Дементьев, В.С. О форме нахождения тория в грунтовых водах / В.С. Дементьев, Н.Г. Сыромятников // Геохимия. – 1965. – № 2. – С. 211–216.
- 56.Дженбаев, Б.М. Радиоактивные элементы в почвах урановотехногенной провинции Мин-Куш / Б. М. Дженбаев, Т. Н. Жумалиев // Ученые записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. География. Геология. – 2018. – Т. 4. – № 2. – С. 220–226.
- 57.Добровольский, Г.В. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы / Г.В. Добровольский, Е.Д. Никитин. – М.: Наука, 2000. – 185 с

- 58.ДРБП-03, 2004. ГКПС 14. 00.00.000 ПС. Дозиметр-радиометр ДРБП-03 с блоками детектирования БДГ-01 и БДБА-02. Паспорт (Техническое описание, инструкция по эксплуатации, формуляр). – Москва, 2004. – 58 с.
- 59.Дубенок, Н.Н. Природные и техногенные факторы естественной радиоактивности почв центра России / Н.Н. Дубенок, С.А. Тобратов, Ю.А. Мажайский [и др.] // Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук. – 2010. – № 4. – С. 27–31.
- 60.Егорова, И.А. Естественные радионуклиды (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) в высокогорных почвах северо-западного Алтая / И.А. Егорова, А.В. Пузанов, С.Н. Балыкин [и др.] // Мир науки, культуры, образования. – 2007. – № 4. – С. 16–19.
- 61.Ефремов, И.В. Исследование нахождения подвижных форм тяжелых металлов и радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвенно-растительных комплексах степной зоны: в 3 т. / И.В. Ефремов, Н.Н. Рахимова, Е.Л. Янчук // Актуальные проблемы экологии: сб. науч. работ. Томск. – 2004. – № 3. – С. 455–456.
- 62.Зайцева, Л.Л. Исследования явлений радиоактивности в дореволюционной России. / Л.Л. Зайцева, Н.А. Фигуровский. – М.: Изд-во Академии наук СССР, 1961. – 224 с.
- 63.Захарова, Е.В. Экологическая оценка радиационной обстановки автономных округов вследствие влияния Восточно-чернобыльского следа / Е.В. Захарова, Е.В. Гаевая, Л.Н. Скипин // Агропродовольственная политика России. – 2013. – № 9. – С. 88–92.
- 64.Иванов, Е.А. Модель накопления радионуклидов в котловой воде парогенераторов АЭС с ВВЭР-440 и-1000 / Е.А. Иванов, И.В. Пырков, Л.П. Хамьянов //Атомная энергия. – 1994. – Т. 77. – № 1. – С. 58–63.
- 65.Иваныкина, Т.В. Антропогенная трансформация флоры Благовещенского заказника / Т.В. Иваныкина // Вестник Амурского

- государственного университета. Серия: Естественные и экономические науки. – 2008. – № 43. – С. 75–78.
66. Ильминских, Н.Г. Экотопологическая структура городской флоры / Н.Г. Ильминских // Актуальные проблемы сравнительного изучения флор. СПб.: Наука. – 1994. – С. 269–276.
67. Исаков, А.Н. Динамика содержания радионуклидов в почвах Калужской области / А.Н. Исаков, А.Н. Володченко // Агрохимический вестник. – 2010. – № 2. – С. 13–14
68. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
69. Калиновская, А.А. Распределение тяжелых металлов и радионуклидов в почвах природных и агроэкосистем северо-востока Лужской возвышенности: дис. ... канд. биол. наук / А.А. Калиновская. – Санкт-Петербург., 2021. – 159 с.
70. Капитинов, И.М. Ядерное тепло Земли / И.М. Капитинов // Радиоактивность атомных ядер: учебное пособие под ред. Б.С. Ишханова. М.: Университетская книга – 2017. – С. 48–56.
71. Карстенс, Э.Э. Опыт исследования радиоактивности Кавказских минеральных вод / Э.Э. Карстенс // Записки Русского бальнеологического общества в Пятигорске. – 1907-1908. – Т.1X – № 5 – С. 476–520.
72. Кидин, В.В. Агрохимия: учебник / В.В. Кидин, С.П. Торшин. – М.: Проспект, 2016. – 608 с. – ISBN 978-5-392-18668-6.
73. Козловский, Б.Л. Приоритетные задачи зеленого строительства в Ростове–на–Дону [Электронный ресурс] / Б.Л. Козловский, М.В. Куропятников, О.И. Федоринова // Электронный научный журнал «Инженерный вестник Дона». – 2013. – № 1. – URL: <http://ivdon.ru/magazine/archive/n1y2013/1552>. (Дата обращения: 26.04.2023 г.).

74. Конюхов, Г.В. Разработка методов и средств для снижения поступления и ускорения выведения радионуклидов из организма животных / Г.В. Конюхов, Н.Б. Тарасова, Р.Н. Низамов [и др.] // Учёные записки учреждения образования Витебская ордена знака почёта государственная академия ветеринарной медицины. – Т. 54. – № 4. – 2018. – С. 58–61.
75. Корнеев, Н.А. Сфера агропромышленного производства- радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и основные защитные мероприятия / Н.А. Корнеев, А.П. Поваляев, Р.М. Алексахин // Атомная энергия. – 1988. – Т. 65. – № 2. – С. 129.
76. Косолапова, Э.В. Особенности загрязнения лесов радионуклидами / Э.В. Кололапова // Лес. Наука. Молодежь. Материалы международной конференции молодых ученых. – Гомель. – 1999. – Т.2. – С. 34–36.
77. Котченко, С.Г. Исследование влияния радиации на состояние почв / С.Г. Котченко, Л.Н. Скипин, Е.В. Захарова [и др.] // Аграрный вестник Урала. – 2017. – № 4 (158). – С. 37–42.
78. Котченко, С.Г. Исследование влияния радиации на состояние почв / С.Г. Котченко, Л.Н. Скипин, Е.В. Захарова [и др.] // Аграрный вестник Урала. – 2017. – № 4 (158). – С. 37–42.
79. Красницкий, В.М. Агроэкологический мониторинг почв на правом берегу Иртыша лесостепной зоны Омской области / В.М. Красницкий, И. А. Бобренко, А.Г. Шмидт [и др.] // Плодородие. – 2016. – № 3 (90). – С. 33–36.
80. Крячюнас, В.В. Основные закономерности миграции ^{232}Th и ^{226}Ra в почвах города Архангельска / В.В. Крячюнас, Е.В. Шахова // Экология человека. – 2013. – №. 8. – С. 23–27.
81. Куликов, Н.В. Континентальная радиоэкология/ Н.В. Куликов, И.В. Молчанова. – М.: Наука, 1975. – 184 с.
82. Липатов, Д.Н. Изотопное соотношение $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в почвах и растительном покрове лесных экосистем (обзор). / Д.Н. Липатов, А.И.

- Щеглов, Д.В. Манахов [и др.] // Вестник Московского Университета. Серия 17. Почвоведение. – 2022. – № 4. – С. 11–19.
83. Липатов, Д.Н. Распределение естественных радионуклидов и ^{137}Cs в профилях почв лесных, агро- и урбоэкосистем Московской области / Д.Н. Липатов, Д.В. Манахов, С.В. Мамихин [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология – 2020. – Т. 60. – № 4. – С. 426–438.
84. Лисецкий, Ф.Н. Региональная Красная книга почв и охрана степных экосистем / Ф.Н. Лисецкий // Степной бюллетень. – 2007. – № 23–24. – С. 50–52.
85. Лукин, С.В. Закономерности распределения радионуклидов по профилю почв Белгородской области / С.В. Лукин, А.Ф. Гребер // Достижения науки и техники АПК. – 2008. – № 1. – С. 19–20.
86. Лысенко, Н.П. Введение животноводства в условиях радиоактивного загрязнения / Н.П. Лысенко [и др.]. – М.: Лань, 2005. – С. 240.
87. Ляндзберг, Р.А. Составляющие естественного радиационного фона / Р.А. Ляндзберг // Вестник КамчатГТУ. – 2006. – № 5 – С. 21–22.
88. Маркина, З.Н. Распределение ^{137}Cs по профилю почв в лесных экосистемах зоны отчуждения ЧАЭС на территории Брянской области / З.Н. Маркина, И.Н. Глазун // Известия высших учебных заведений. Лесной журнал. – 2006. – № 2. – С. 21–26.
89. МВИ 1.2.3(76)-11. Методика измерений мощности амбиентного эквивалента дозы (МЭД) в контрольных точках объектов. – М.: ВНИИ ФТРИ, 2011. – 10 с.
90. МВК 2.2.3(50)-11 Методика дозиметрического контроля территории на участках застройки – М.: ВНИИ ФТРИ, – 2011. – 15 с.
91. МВК 5.6(38)-11 Методика дозиметрического контроля объектов, содержащих ЕРН. – М.: ВНИИ ФТРИ, – 2011. – 13 с.
92. Мейсон, Б. Основы геохимии / Б. Мейсон. – М.: Недра, 1971. – 311 с.
93. Мельник, Н.А. Радиоэкологические исследования хвойных пород деревьев / Н.А. Мельник, А.Н. Кизеев // Вестник Мурманского

- государственного технического университета. – 2006. – Т. 9. – № 3. – С. 429–433.
94. Миноранский, В.А. Уникальные экосистемы: дельта Дона (природные ресурсы и их сохранение) / В.А. Миноранский. – Ростов-на-Дону: Изд-во ООО «ЦВВР», 2004. – 234 с.
95. Мирончик, А.Ф. Выпадение, содержание в продукции и поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений в организм жителей до аварии на Чернобыльской АЭС / А.Ф. Мирончик // Вестник Белорусско-Российского университета. – 2008. – № 4. – С. 168–182.
96. Мирошников, А.Ю. Радиальное и латеральное распределение цезия-137 в почвах фоновых ландшафтов степей юга Западной Сибири / А.Ю. Мирошников, И.Н. Семенов, А.А. Усачева [и др.] // Фундаментальные исследования. – 2014. – № 12–3. – С. 547–551.
97. Молчанова, И.В. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове / И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева. – Екатеринбург: Изд-во Уро РАН, 2001. – 160 с.
98. Москалев, Н.Н. Особенности процессов переноса радионуклидов в системе почва – объекты брйофлоры / Н.Н. Москалев, Ф.Ш. Арысланова, Е.В. Дергачева [и др.] // Экологические проблемы. Взгляд в будущее: посвящается 100-летию юбилею Южного федерального университета. Посвящается 100-летию юбилею кафедры физической географии, экологии и охраны природы ЮФУ, Ростов-на-Дону, 12–16 октября 2015 года. – Ростов-на-Дону: Южный федеральный университет, 2015. – С. 228–232.
99. МУ 2.6.2398-08 Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка земельных участков под строительство жилых домов, зданий и сооружений общественного и производственного назначения в части обеспечения радиационной безопасности // М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 27 с.

100. Никитин, А. Управление предприятием (фирмой) с использованием информационных систем. Учебное пособие. / А. Никитин, И. Рачковская, И. Савченко. – М.: Инфра-М, 2007. – 188 с.
101. Никитин, А.Н. Модели поведения радионуклидов в звене «почва-растение» для систем поддержки принятия решения. Обзор / А.Н. Никитин, И.А. Чешик, С.А. Калиниченко [и др.] // Радиация и риск (Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра). – 2022. – Т. 31. – № 3. – С. 57–76.
102. Новосёлов, С.И. Влияние агроэкологических условий на аммонифицирующую и нитрифицирующую способность почвы / С.И. Новосёлов // Вестник Марийского государственного университета. Серия «Сельскохозяйственные науки. Экономические науки». – 2015. – № 4. – С. 42–46.
103. Орлов, П.М. Радиологический мониторинг черноземных почв России / П.М. Орлов, Н.И. Аканова // Международный сельскохозяйственный журнал. – 2021. – №. 2. – С. 73–76.
104. Орлова, М.П. Материалы по истории отечественной химии. Второе Всесоюзное совещание / М.П. Орлова. – М.: Изд-во Акад. наук СССР, 1953. – 320 с.
105. Пель, А.В. Всемирное техническое обозрение / А.В. Пель // Политехнический иллюстрированный журнал. – 1903. – № 3 – С. 50.
106. Переволоцкая Т. В. Модель миграции радионуклидов в агроэкосистемах / Т. В. Переволоцкая, А. Н. Переволоцкий, С. И. Спиридонов, В. С. Анисимов // Евразийский союз ученых. – 2016. – № 6(27). – С. 89-92. – EDN XCMMLT.
107. Перельман, А. И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза / А. И. Перельман. – М.: Недра, 1972. – 288 с.
108. Персикова, Т.Ф. Возделывание многолетних бобово-злаковых травосмесей на загрязненных радионуклидами торфяных почвах / Т.Ф.

- Персикова, А.Г. Подоляк // Вестник Белорусской государственной сельскохозяйственной академии. – 2022. – № 4. – С. 59–65.
109. Погода в Ростовской области [Электронный ресурс] // Официальный сайт «Погода и климат». – URL: <http://www.pogodaiklimat.ru/> (дата обращения 03.03.2023)
110. Поляков, Е.В. Реакции ионно-коллоидных форм микрокомпонентов и радионуклидов в водных растворах / Е.В. Поляков // Екатеринбург: УрО РАН. – 2003. – Т. 279. – С. 14.
111. Постарнак, Ю.А. Урбанофлора города Краснодара / Ю.А. Постарнак, С.А. Литвинская // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2011. – Т. 13. – № 5–3. – С. 80.
112. Прогресс, 2003. Методика измерения радионуклидов с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», Менделеево 2003. – 54 с.
113. Прогресс, 2010. ФВКМ.412131.002-03РЭ Комплекс спектрометрический для измерений активности альфа-, бета- и гамма-излучающих нуклидов «Прогресс». Гамма-спектрометр сцинтилляционный «Прогресс-гамма». М.: ЗАО НПП «Доза», 2010. – 54 с.
114. Прокофьева, Т.В. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России / Т.В. Прокофьева, М.И. Герасимова, О.С. Безуглова // Почвоведение. – 2014. – № 10. – С. 1155–1155.
115. Прокофьева, Т.В. Систематика почв и почвообразующих пород Москвы и возможность их включения в общую классификацию / Т.В. Прокофьева, И.А. Мартыненко, Ф.А. Иванников // Почвоведение. – 2011. – № 5. – С. 611–623.
116. Прокошев, В.В. Агрохимия калийных удобрений: автореф. дис. ... докт. биол. наук / В.В. Прокошев. – М., 1984. – 40 с.

117. Прокошев, В.В. Калий и калийные удобрения / В.В. Прокошев, И.П. Дерюгин. – М.: Ледум, 2000. – 185 с.
118. Пчелкин, В.У. Почвенный калий и калийные удобрения / В.У. Пчелкин. – М.: Колос, 1966. – 336 с.
119. Рахимова, Н.Н. Оценка влияния физико-химических свойств почвы на коэффициент накопления цезия-137 в растениях/ Н.Н. Рахимова // Материалы научно-практической конференции молодых ученых и специалистов Оренбуржья. Ч. 2. – Оренбург, 2002. – С.84-86.
120. Рачкова, Н.Г. Состояние в почвах естественных радионуклидов урана, радия и тория (обзор) / Н.Г. Рачкова, И.И. Шуктомова, А.И. Таскаев // Почвоведение. – 2010. – № 6. – С. 698–705.
121. Рачкова, Н.Г. Формы нахождения радия-226 в компонентах наземных и водных северотаежных экосистем в районе расположения бывшего радиевого промысла [Speciation of radium-226 in the components of terrestrial and aqueous Northern Taiga ecosystems in a former radium production site] / Н. Г. Рачкова, Л. М. Шапошникова // Геохимия. – 2020. – Т. 65. – № 6. – С. 599–608. DOI 10.31857/S0016752520050106.
122. РД 03-26-2007 Методические указания по оценке последствий аварийных выбросов опасных веществ // М.: Федеральная служба по экологическому, технологическому и атомному надзору, 2008. – 64 с.
123. Рихванов, Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии / Л.П. Рихванов. – Томск: STT, 2009. – 430 с.
124. Рихванов, Л.П. Радиоактивные элементы в почвах Сибири. / Л.П. Рихванов, В.Д. Страховенко, И.Н. Маликова [и др.] // Материалы IV Международной конференции, г. Томск, 4–8 июня 2013 г. – 2013. – С. 448–451.
125. Рогинский, А.В. Городская флора и растительность. Природа Ростова. Учебное пособие / А.В. Рогинский. – Ростов н/Д.: Изд-во РГУ, 1999. – 264 с.

126. Романцова, Н.А. Естественные и техногенные радионуклиды в почвах Плавского радиоактивного пятна Тульской области / Н.А. Романцова // *Агрохимический вестник*. – 2012. – № 6. – С. 34–37.
127. Рысин, Л.П. Урболесоведение / Л.П. Рысин, С.Л. Рысин. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. – 240 с.
128. Салтыков, А.В. Естественные радионуклиды в почвах черневых лесов юга Западной Сибири / А.В. Салтыков, А.В. Пузанов // *Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде*. – 2006. – С. 409–414.
129. Самусик, И.Д. Вертикальная миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr в дерново-подзолистых и дерновых заболоченных почвах Беларуси, влияние удобрений на поступление этих радионуклидов в многолетние злаковые травы: автореф. дис. ... канд. с.-х. наук / И.Д. Самусик. –Респ. Беларусь, 1999. – 19 с.
130. Санжарова, Н.И. Динамика биологической доступности ^{137}Cs в системе «почва-растение» после аварии на ЧАЭС / Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко, Р.М. Алексахин // *Общая биология*. – 1994. – Т. 4. – С. 564–566.
131. Середина, В.П. Геохимические особенности поведения калия в почвах // *Вестник Томского государственного университета. Биология*. – 2007. – № 1. – С. 106–118.
132. Сивцов, А.В., Особенности распределения радионуклидов в почвах урбанизированных, природно-антропогенных и природных территорий Ростовской области / А.В. Сивцов, Д.А. Козырев, С.Н. Горбов, Е.А. Бураева // *Фундаментальные основы биогеохимических технологий и перспективы их применения в охране природы, сельском хозяйстве и медицине : Труды XII Международной биогеохимической школы, посвященной 175-летию со дня рождения В. В. Докучаева, Тула, 16–18 сентября 2021 года*. – Тула: Тульский государственный педагогический университет им. Л.Н. Толстого, 2021. – С. 195–198.
133. Скрипников, В.Н. Радиоэкологический мониторинг в лесных экосистемах центральной лесостепи России / В.Н. Скрипников, С.В.

- Щетинкин //Лесотехнический журнал. – 2015. – Т. 5. – № 3 (19). – С. 93–102.
134. Скрипников, П.Н. Накопление органического углерода под древесными растительными сообществами в городских лесах Ростова-на-Дону / П.Н. Скрипников, А.А. Наливайченко // Производство, мониторинг и охрана природных, природно-антропогенных и антропогенных ландшафтов: материалы международной молодежной научной школы-конференции, Воронеж, 20–21 октября 2021 года. – Воронеж: Воронежский государственный лесотехнический университет им. Г.Ф. Морозова, 2021. – С. 97–102.
135. Соболева, И.А. Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды. / И.А. Соболева. – М.: Медицина, 2002. – 432 с.
136. Соколовская, С.Н. Содержание изотопов калия-40 в почвах различных видов / С.Н. Соколовская // Современные технологии сельскохозяйственного производства : сборник научных статей по материалам XXII Международной научно-практической конференции (Гродно, 7 июня, 29 марта 2019 года): технология хранения и переработки сельскохозяйственной продукции, агрономия, защита растений / В. В. Пешко. – Гродно: ГГАУ, 2019. – С. 321–323. ISBN 978-985-537-135-0.
137. СРП-88н, 1991. ЖШ1.289.386 ПС Прибор геологоразведочный сцинтилляционный СРП-88н. Паспорт. – 1991. – 33 с.
138. Стасов, В.В. ^{137}Cs в приземном слое воздуха / В.В. Стасов // Инженерный вестник Дона. – 2008. – Т. 4. – № 2. – С. 54–65.
139. Сунцова, Е.С. Анализ содержания радионуклидов и тяжёлых металлов в системе «почва-растения» на техногенной территории Кирово-Чепецкого промышленного комплекса / Е.С. Сунцова, Е.С. Петухова, Т.Я. Ашихмина [и др.] // Теоретическая и прикладная экология. – 2015. – № 2. – С. 80–80.

140. Сутягин, А.А. Накопление и распределение долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах водосборной территории озера Шаблиш (дальняя зона Восточно-Уральского радиоактивного следа) / А.А. Сутягин, Н.С. Парфилова, В.В. Дерягин // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2011. – Т. 13. – № 5–2. – С. 230–234.
141. Сычев, В.Г. Крупномасштабные радиационные аварии и загрязнение почв техногенными радионуклидами / В.Г. Сычев, П.М. Орлов, М.И. Лунев // Плодородие. – 2016. – № 3 (90). – С. 30–32.
142. Тагивердиев, С.С. Влияние урбопедогенеза на морфологические и физические свойства почв Ростовской агломерации: автореф. дис. ... канд. биол. наук / С.С. Тагивердиев. – Ростов н/Д., 2020. – 24 с.
143. Тагивердиев, С.С. Гумусное и структурное состояние городских и пригородных территорий Ростовской агломерации / С.С. Тагивердиев, С.Н. Горбов, О.С. Безуглова [и др.] // Почвы и ноосфера: II Всероссийская научная конференция, Владивосток, 12–14 сентября 2019 года. – Владивосток: Дальневосточный федеральный университет, 2019. – С. 202–204.
144. Тагивердиев, С.С. О трансформации структурного состояния почв под влиянием урбопедогенеза на примере Ростовской агломерации / С. С. Тагивердиев, О. С. Безуглова, С. Н. Горбов [и др.] // Наука Юга России. – 2021. – Т. 17. – № 4. – С. 45–52. DOI 10.7868/S25000640210405.
145. Тагивердиев, С.С. Содержание и распределение органического и неорганического углерода в городских почвах Ростовской агломерации / С. С. Тагивердиев, П. Н. Скрипников, О. С. Безуглова [и др.] // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2020. – № 4(208). – С. 118–129. DOI 10.18522/1026-2237-2020-4-118-129.
146. Титаева, Н.А. Ядерная геохимия / Н.А. Титаева. – М.: Изд-во Московского университета, 2000. – 336 с.

147. Торшин, С.П. Вариабельность содержания природных радионуклидов в стандартных образцах почв / С.П. Торшин, С.Н. Лукашенко, Г.А. Ступакова, Г.А. Смолина // Плодородие. – 2022. – №. 1 (124). – С. 61–65.
148. Трапезников, А.В. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Том 2. / А.В. Трапезников [и др.]. – Екатеринбург: Изд-во Уральского ун-та, 2007. – 399 с.
149. Уткин, В.И. Радиоактивные беды Урала / В.И. Уткин [и др.]. – Екатеринбург: Урал. отд-ние РАН, 2000. – 93 с.
150. Хлебный, Е.С. Влияние ионизирующего излучения разной мощности экспозиционных доз природной радиации на физиологические и биохимические характеристики ряда видов растений Якутии / Е.С. Хлебный, И.В. Слепцов, А.Н. Журавская // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2019. – Т. 59. – № 1. – С. 68–74.
151. Чухров, Ф.В. Коллоиды в земной коре / Ф.В. Чухров. – М.: Изд-во Акад. Наук СССР, 1955. – 671 с.
152. Шапошникова, Л.М. Особенности распределения урана, тория и радия в профиле техноподзолистой почвы / Л.М. Шапошникова, И.И. Шуктомова // Успехи современного естествознания. – 2016. – № 6. – С. 48–52.
153. Шикула, Н.К. Минимальная обработка черноземов и воспроизводство их плодородия / Н.К. Шикула, Г.В. Назаренко. – М.: Агропромиздат, 1990. – 319 с.
154. Шура, Л.П. Сравнительная оценка выпадения радионуклидов на территории Томского района (Россия) и национального парка Меркантур (Франция) / Л.П. Шура, В.Д. Каратаев, Е.Г. Кузнецова [и др.] // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2006. – Т. 309. – № 3. – С. 76–80.
155. Щеглов, А.И. Биохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах / А.И. Щеглов. – М: Наука, 2000. – 269 с.

156. Щукин, М.В. Распределение и миграция радионуклидов в почвах Тульской области / М.В. Щукин, Ц.Ц. Содбоев, В.В. Пак [и др.] // М.: Ветеринария, зоотехния и биотехнология. ИД «Научная библиотека». – 2014. – С. 75–80.
157. Эшкараев, С.Ч. Радиологическая оценка радионуклидов в почвах южных регионов Республики Узбекистан / С.Ч. Эшкараев, Х.Х. Тураев, Б.Э. Бабамуратов // Инновационное развитие науки и образования. – 2021. – С. 290–319.
158. Якименко, В.Н. Калий в агроценозах Западной Сибири / В.Н. Якименко. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2003. – 231 с.
159. Яковлева, Е.В. Биаккумуляция полициклических ароматических углеводородов в системе почва-растение / Е.В. Яковлева // Агрохимия. – Москва. – 2008. – С. 66–74.
160. Ярошевский, А.А. О геохимической эволюции биосферы / А.А. Ярошевский // Природа. – 1988. – № 2. – С. 59–67.
161. Яцута, К.З. Природа Ростовской области / К.З. Яцута. – Ростов-на-Дону: Ростовское областное книгоиздательство, 1940. – 310 с.
162. Adams, S.R. Photoperiod and plant growth: a review / S.R. Adams, F.A. Langton // The Journal of Horticultural Science and Biotechnology. – 2005. – Vol. 80. – № 1. – P. 2–10.
163. Akinyose, F.C. Radiological impacts of natural radioactivity in locally produced tobacco products in ibadan, oyo state, Nigeria / F.C. Akinyose, P. Tchokossa, M.M. Orosun [et al.] // Momona Ethiopian Journal of Science. – 2018. – Vol. 10. – № 1. – P. 59–75.
164. Alharbi, A.A study on transfer factors of radionuclides from soil to plant / A.A. Alharbi, A. El-Taher // Life Science Journal. – 2013. – Vol. 10. – № 2. – P. 532–539.
165. Al-Masri, M.S. Transfer of ^{40}K , ^{238}U , ^{210}Pb , and ^{210}Po from soil to plant in various locations in south of Syria / M.S. Al-Masri, B. Al-Akel, A.

- Nashawani [et al.] // Journal of Environmental radioactivity. – 2008. –Vol. 99. – № 2. – P. 322–331.
166. Ames, L.L. Radionuclide Interactions with Soil and Rock Media: Volume 1 - Processes Influencing Radionuclide Mobility and Retention, Element Chemistry and Geochemistry, Conclusions and Evaluation / L.L. Ames, D. Rai. – Report EPA 520/6-78-007A, 1978. – 306 p.
 167. Baba, A. Natural radioactivity and metal concentrations in soil samples taken along the Izmir-Ankara E-023 highway, Turkey / A. Baba, F. Bassari, S. Erees [et al.] // International Symposium INSINUME. In situ nuclear metrology as a tool of radioecology. Radioprotection of the environment; Albena (Bulgaria); 27– 30 Sep 2004; 2 tabs., 6 figs., 26 refs. – 2004. – 10 p.
 168. Bai, J. Radionuclide cisternography in intracranial hypotension syndrome/ J. Bai, K. Yokoyama, S. Kinuya [et al.] // Annals of nuclear medicine. – 2002. – Vol. 16. – P. 75–78.
 169. Bal, S.Ş. Soil to plant transfer of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{137}Cs to some medicinal and aromatic plants growing in Bitlis (Turkey) / S.Ş. Bal, M. Kurşat, M.F. Kuluöztürk [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2023. – Vol. 257. – P. 107089. DOI 10.1016/j.jenvrad.2022.107089.
 170. Batandjieva, B. Classification of radioactive waste: safety guide: IAEA General Safety Guide GSG-1 / B. Batandjieva, T. Delcheva, B. Duhovnik. – Vienna. International Atomic Energy Agency, 2009.
 171. Boulyga, S.F. Distribution of uranium isotopes in environmental samples using ICP-MS. / S.F. Boulyga, K.G. Heumann // Journal of Analytical Atomic Spectrometry. – 2002. –Vol. 17(11). – P. 1352–1357.
 172. Chen, G. Soil microbial activities and carbon and nitrogen fixation / G. Chen, H. Zhu, Y. Zhang // Research in microbiology. – 2003. – Vol. 154. – № 6. – P. 393–398.
 173. Choudhary, S. Uranium and other heavy metal resistance and accumulation in bacteria isolated from uranium mine wastes / S. Choudhary,

- E. Islam, S. Kazy [et al.] // Journal of Environmental Science and Health, Part A. – 2012. – Vol. 47. – № 4. – P. 622–637.
174. Cox, M.M. *Deinococcus radiodurans* – the consummate survivor / M.M. Cox, J.R. Battista. // Nature Reviews Microbiology. – 2005. – Vol. 3. – № 11. – P. 882–892.
175. Da Conceição, F.T. Distribution of ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in soils and sugar cane crops at Corumbataí river basin, São Paulo State, Brazil. / F.T. da Conceição, D.M. Bonotto, J.R. Jimenez-Rueda [et al.] // Applied Radiation and Isotopes. – 2009. – Vol. 67. – № 6. – P. 1114–1120. DOI 10.1016/j.apradiso.2009.02.086.
176. Dang, Q.L. Linking the response of soil microbial community structure in soils to long-term wastewater irrigation and soil depth / Q.L. Dang, W.B. Tan, X.Y. Zhao [et al.] // Science of the total environment. – 2019. – Vol. 688. – P. 26–36.
177. Davies, H.S. Radioactivity and the environment: technical approaches to understand the role of arbuscular mycorrhizal plants in radionuclide bioaccumulation / H.S. Davies, F. Cox, C.H. Robinson [et al.] // Frontiers in Plant Science. – 2015. – Vol. 6. – P. 580.
178. De Jong, E. Naturally occurring gamma-emitting isotopes, radon release and properties of parent materials of Saskatchewan soils / E. De Jong, D.F. Acton, L.M. Kozak // Canadian journal of soil science. – 1994. – Vol. 74.
179. Degering, A., Correlation between potassium and cesium in surface soils of Finland / A. Degering, P. Laihonon, P. Vesterbacka // Journal of Environmental Radioactivity. – 2011. – Vol. 102. – № 11. – P. 1007–1011. DOI 10.1016/j.jenvrad.2011.07.008.
180. Dickin, A.P. Radiogenic Isotope Geology. // 2nd ed. Cambridge University Press, 2005. – 29–31, 101–135, 275, 324–382. – 512 p.
181. Dinis, M.L. Modeling radionuclides dispersion and deposition downwind of a coal-fired power plant / M.L. Dinis, A. Fiúza, J.Góis [et al.] //

- Procedia Earth and Planetary Science. – 2014. – Vol. 8. – P. 59–63. DOI 10.1016/j.proeps.2014.05.013.
182. Duong, V.H. Study of soil to plant transfer factors of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs in Vietnamese crops / V.H. Duong, , T.D. Nguyen, A. Peka [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2020. – Vol. 223. – P. 106416. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2020.106416
 183. Duong, V.H. Transfer of radionuclides from soil to *Acacia auriculiformis* trees in high radioactive background areas in North Vietnam / V. H. Duong, T.D. Nguyen, E. Kocsis [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2021. – Vol. 229. – P. 106530.
 184. Dusane, C.B. Distribution of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K in soil samples around Tarapur, India / C.B. Dusane, S. Mishra, S.K. Sahu [et al.] // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2014. – Vol. 302. – P. 1435–1440.
 185. Elless, M.P. Radionuclide-Contaminated Soils: A Mineralogical Perspective for their Remediation / M.P. Elless, S.Y. Lee. // Soil mineralogy with environmental applications. – 2002. – Vol. 7. – P. 737–763.
 186. Faanu, A. Assessment of public exposure to naturally occurring radioactive materials from mining and mineral processing activities of Tarkwa Goldmine in Ghana / A. Faanu, J.H. Ephraim, E.O. Darko // Environmental monitoring and assessment. – 2011. – Vol. 180. – P. 15–29.
 187. Feng, T.C. Method-sensitivity of in-situ γ spectrometry to determine the depth-distribution of anthropogenic radionuclides in soil / T.C. Feng, M.Y. Jia, Y.J. Feng // Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment. – 2012. – Vol. 661. – № 1. – P. 26–30.
 188. Franco-Uria, A., Distribution of natural radionuclides in soil profiles: Effect of soil properties and landscape characteristics / A. Franco-Uria, C. Lopez-Mateo, L. Roca-Perez // Journal of Environmental Radioactivity. – 2011. – Vol. 102(11). P. 1092–1099. DOI 10.1016/j.jenvrad.2011.06.007.

189. Frissel, M.J. Protocol for the experimental determination of soil to plant transfer factors (concentration ratios) to be used in radiological assessment models / M.J. Frissel // *UIR Newsletter*. – 1997. – Vol. 28. – № 5. – P. 8.
190. Garmash, K.S. Cesium in soils: Sources, behavior, and environmental impact / K.S. Garmash, A.I. Nikitin, I.B. Vlasova // *Geoderma*. – 2019. – Vol. 349. – P. 128–145.
191. Gaspar, L. Using ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pbex to assess soil redistribution on slopes at different temporal scales / L. Gaspar, A. Navas, D.E. Walling [et al.] // *Catena*. – 2013. – Vol. 102. – P. 46–54.
192. Gerzabek, M.H. Influence of soil organic matter on the sorption of radionuclides / M.H. Gerzabek, G. Haberhauer, H. Kirchmann [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2005. – Vol. 78(1). – P. 65–89.
193. Girault, F. Substratum influences uptake of radium-226 by plants / F. Girault, F. Perrier, J.M. Ourcival [et al.] // *Science of the Total Environment*. – 2021. – Vol. 766. – P. 142655. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.142655.
194. Gorbov, S.N. X-ray microtomography analysis of urban soils of the Rostov region / S.N. Gorbov, K.N. Abrosimov, O.S. Bezuglova [et al.] // *Geoderma Regional*. – 2022. – Vol. 31. – P. e00592. DOI 10.1016/j.geodrs.2022.e00592.
195. Howard, B.J. Transfer of radionuclides to animals / B.J. Howard, N.A. Beresford, C.L. Barnett // *Radioactivity in the Environment*. – 2010. – Vol. 16. – P. 55–106. DOI 10.1016/S1569-4860(10)16002-7.
196. Ibrahim, S. Comparative plant uptake and environmental behavior of U-series radionuclides at a uranium mine-mill / S. Ibrahim, F. Whicker // *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*. – 1992. – Vol. 156. – № 2. – P. 253–267.
197. Isinkaye, O.M. Determination of radionuclides and elemental composition of clay soils by gamma and X-ray spectrometry/ M.O. Isikaye, M.B. Oludare, M. O. Oderinde // *Springerplus* – 2013. – Vol. 2 (74). – P. 1–11.

198. Iurian, A.R. Mobility and bioavailability of radionuclides in soils / A.R. Iurian, M.O. Phaneuf, L. Mabit // *Radionuclides in the Environment: Influence of chemical speciation and plant uptake on radionuclide migration*. – 2015. – P. 37–59.
199. James, J.P. Soil to leaf transfer factor for the radionuclides ^{226}Ra , ^{40}K , ^{137}Cs and ^{90}Sr at Kaiga region, India / J.P. James, B.N. Dileep, P.M. Ravi [et al.] // *Journal of environmental radioactivity*. – 2011. – Vol. 102. – № 12. – P. 1070–1077. DOI 10.1016/j.jenvrad.2011.07.011.
200. Kabore, K. Determination of Natural Radioactivity Level and Hazard Assessment of Groundwater Samples from Mining Area in the North Region of Burkina Faso / K. Kabore, I. Zongo, L.T. Bambara [et al.] // *American Scientific Research Journal for Engineering, Technology, and Sciences (ASRJETS)*. – 2017. – Vol. 37. – № 1. – P. 187–199.
201. Kessaratikoon, P. Natural radioactivity measurement in soil samples collected from municipal area of Hat Yai district in Songkhla province, Thailand / P. Kessaratikoon, S. Awaekachi. // *KMITL Science Journal*. – 2008. – Vol. 8. – № 2. – P. 52–58.
202. Konopleva, I. Migration and bioavailability of ^{137}Cs in forest soil of southern Germany / I. Konopleva, E. Klemm, A. Konoplev [et al.] // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – Vol. 100. – № 4. – P. 315–321. DOI 10.1016/j.jenvrad.2008.12.010.
203. Korobova, E.M. A study of Cs-137 spatial distribution in soil thin sections by digital autoradiography and microscopy / E.M. Korobova, N.N. Dogadkin, A.A. Shiryaev [et al.] // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2014. – Vol. 142. – P. 94–100.
204. Kozyrev, D. Activity Concentration of Natural Radionuclides and Total Heavy Metals Content in Soils of Urban Agglomeration / D. Kozyrev, S. Gorbov, O. Bezuglova [et al.] // *Smart and Sustainable Cities Conference*. – Cham: Springer International Publishing. – 2020. – P. 111–122.

205. Kozyrev, D. Activity Concentration of Natural Radionuclides and Total Heavy Metals Content in Soils of Urban Agglomeration / D. Kozyrev, S. Gorbov, O. Bezuglova [et al.] // *Advanced Technologies for Sustainable Development of Urban Green Infrastructure: Proceedings of Smart and Sustainable Cities 2020*. Springer Geography. – 2021. – P. 111–122. DOI 10.1007/978-3-030-75285-9_11.
206. Krmar, M. Influence of broadleaf forest vegetation on atmospheric deposition of airborne radionuclides / M. Krmar, D. Radnović, J. Hansman [et al.] // *Journal of environmental radioactivity*. – 2017. – Vol. 177. – P. 32–36.
207. Lal, R. Soil Erosion and the Global Carbon Budget. *Environmental International* / R. Lal. // *Journal of Soil and Water Conservation*. – 2003. – Vol. 29(4). – P. 437–450.
208. Lee, S.H. Distribution of ¹³¹I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs and ^{239,240}Pu concentrations in Korean rainwater after the Fukushima nuclear power plant accident / S.H. Lee, D.H. Heo, H.B. Kang [et al.] // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2013. – Vol. 296. – P. 727–731.
209. Li, X. Bioremediation of lead contaminated soil with *Rhodobacter sphaeroides* / X. Li, W. Peng, Y. Jia [et al.] // *Chemosphere*. – 2016. – Vol. 156. – P. 228–235. DOI 10.1016/j.chemosphere.2016.04.098.
210. Liu, C.Y. Analysis of radiation level in soil around coal-fired power plants in Harbin / C.Y. Liu, Y. Yu // *Radiat Prot*. – 2018. – Vol. 38. – № 1. – P. 26–32.
211. Liu, D.J. Survey of radioactive level in soils around a radial source in Tianjin. / D.J. Liu // *Mod Salt Chem Ind*. – 2021. – № 2. – P. 80–82. DOI 10.19465/j.cnki.2095-9710.2021.02.036.
212. Liu, L. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability / L. Liu, W. Li, W. Song [et al.] // *Science of the total environment*. – 2018. – Vol. 633. – P. 206–219.
213. Lizaga, I. Variations in transport of suspended sediment and associated elements induced by rainfall and agricultural cycle in a Mediterranean

- agroforestry catchment / L. Lizaga, B. Gaspar, A. Latorre [et al.] // Journal of Environmental Management. – 2020. – Vol. 272. – P. 111020.
214. Lloyd, J.R. Microbial detoxification of metals and radionuclides / J.R. Lloyd, D.R. Lovley // Current opinion in biotechnology. – 2001. – Vol. 12. – № 3. – P. 248–253.
215. Lopez-Perez, M. Radionuclide Distribution in Soils of an Uranium Mining Area / M. Lopez-Perez, F. Vaca, C. Alonso-Hernandez [et al.] // Minerals. – 2019. – Vol. 9(8). – P. 492.
216. Lu, A. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and origin of heavy metals in the agricultural soils in Shunyi, Beijing, China / A. Lu, J. Wang, X. Qin [et al.] // Science of the total environment. – 2012. – Vol. 425. – P. 66–74. DOI 10.1016/j.scitotenv.2012.03.003.
217. Mabit, L. Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides ^{137}Cs , ^{210}Pb and ^7Be for assessing soil erosion and sedimentation / L. Mabit, M. Benmansour, D.E. Walling // Journal of environmental radioactivity. – 2008. – Vol. 99. – № 12. – P. 1799–1807.
218. Mabit, L. Promoting the use of isotopic techniques to combat soil erosion: An overview of the key role played by the SWMCN Subprogramme of the Joint FAO/IAEA Division over the last 20 years / L. Mabit, C. Bernard, A. Lee Zhi Yi [et al.] // Land Degradation & Development. – 2018. – Vol. 29. – № 9. – P. 3077–3091.
219. Matetskaya, A.Y. Conservation and Restoration Prospects of Semi-Natural Plant Communities when Creating Parks in the Southern Russia's Steppe (a Case Study of the 70th Anniversary of Victory Park) / A.Y. Matetskaya, T.A. Karasyova, A.M. Levada [et al.] // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. – 2021. – Vol. 817. – № 1. – P. 012065. DOI 10.1088/1755-1315/817/1/012065.
220. Meng, Q.H. Monitoring and analysis of radioactivity in soils in Beijing during 2017-2018 / Q.H. Meng, Y.Z. Ma, H. Wang [et al.] // Chinese Journal of Radiological Medicine and Protection. – 2020. – Vol. 40(9). – P. 702–706.

221. Mohammadi, N. Adsorption process of methyl orange dye onto mesoporous carbon material–kinetic and thermodynamic studies / N. Mohammadi, H. Khani, V.K. Gupta [et al.] // *Journal of colloid and interface science*. – 2011. – Vol. 362. – № 2. – P. 457–462. DOI 10.1016/j.jcis.2011.06.067.
222. Motha, J.A. Determining the sources of suspended sediment in a forested catchment in southeastern Australia / J.A. Motha, P.J. Wallbrink, P.B. Hairsine [et al.] // *Water resources research*. – 2003. – Vol. 39. – № 3. – P. 1056.
223. Navas, A. Establishing a tracer-based sediment budget to preserve wetlands in Mediterranean mountain agroecosystems (NE Spain) / A. Navas, M. López-Vicente, L. Gaspar [et al.] // *Science of the Total Environment*. – 2014. – Vol. 496. – P. 132–143.
224. Navas, A. Spatial distribution of natural and artificial radionuclides at the catchment scale (South Central Pyrenees) / A. Navas, L. Gaspar, M. López-Vicente [et al.] // *Radiation Measurements*. – 2011. – Vol. 46. – № 2. – P. 261–269.
225. Navas, A. Unveiling the provenance of sediments in the moraine complex of Aldegonda Glacier (Svalbard) after glacial retreat using radionuclides and elemental fingerprints / A. Navas, B. Lizaga, L. Gaspar [et al.] // *Geomorphology*. – 2020. – Vol. 367. – P. 107304.
226. Ogasawara, S. Phytoavailability of ^{137}Cs and stable Cs in soils from different parent materials in Fukushima, Japan / S. Ogasawara, T. Eguchi, A. Nakao [et al.] // *Journal of environmental radioactivity*. – 2019. – Vol. 198. – P. 117–125. DOI 10.1016/j.jenvrad.2018.12.028.
227. Owens, P.N. Fingerprinting and tracing the sources of soils and sediments: Earth and ocean science, geoarchaeological, forensic, and human health applications / P.N. Owens, W.H. Blake, L. Gaspar [et al.] // *Earth-Science Reviews*. – 2016. – Vol. 162. – P. 1–23.

228. Palazon, L. Comparing catchment sediment fingerprinting procedures using an auto-evaluation approach with virtual sample mixtures / L. Palazon, B. Latorre, L. Gaspar [et al.] // *Science of the Total Environment*. – 2015. – Vol. 532. – P. 456–466.
229. Peng, W. Bioremediation of cadmium-and zinc-contaminated soil using *Rhodobacter sphaeroides* / W. Peng, X. Li, J. Song [et al.] // *Chemosphere*. – 2018. – Vol. 197. – P. 33–41.
230. Prabhakaran, P. Microbial stress response to heavy metals in the environment / P. Prabhakaran, M.A. Ashraf, W.S. Aqma // *Rsc Advances*. – 2016. – Vol. 6. – № 111. – P. 109862–109877.
231. Prakash, D. Bioremediation: a genuine technology to remediate radionuclides from the environment / D. Prakash, P. Gabani, A.K. Chandel [et al.] // *Microbial Biotechnology*. – 2013. – Vol. 6. – № 4. – P. 349–360.
232. Purkis, J.M. Towards the application of electrokinetic remediation for nuclear site decommissioning / J.M. Purkis, P.E. Warwick, J. Graham [et al.] // *Journal of Hazardous Materials*. – 2021. – Vol. 413. – P. 125274.
233. Rangaswamy, D. R. et al. Measurement of terrestrial gamma radiation dose and evaluation of annual effective dose in Shimoga District of Karnataka State, India / D.R. Rangaswamy, E. Srinivasa, M.C. Srilatha, J. Sannappa // *Radiation Protection and Environment*. – 2015. – Vol. 38. – № 4. – P. 154–159.
234. Ritchie, J.C. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: A review / J.C. Ritchie, J.R. McHenry // *Journal of environmental quality*. – 1990. – Vol. 19. – № 2. – P. 215–233.
235. Rogiers, T. Soil microbial community structure and functionality changes in response to long-term metal and radionuclide pollution / T. Rogiers, J. Claesen, A.V. Gompel // *Environmental Microbiology*. – 2021. – Vol. 23. – № 3. – P. 1670–1683.

236. Roh, C. Microbial bioremediation processes for radioactive waste / C. Roh, C.K. Kang, J.R. Lloyd // *Korean Journal of Chemical Engineering*. – 2015. – Vol. 32. – P. 1720–1726.
237. Salt, C.A. The influence of season and leaf age on concentrations of radiocaesium (^{137}Cs), stable caesium (^{133}Cs) and potassium in *Agrostis capillaris* / C.A. Salt, J.W. Kay, K.E. Jarvis // *Environmental Pollution*. – 2004. – Vol. 130. – № 3. – P. 359–369. DOI 10.1016/j.envpol.2004.01.001.
238. Sarma, H. Enhancing phytoremediation of hazardous metal (loid) s using genome engineering CRISPR–Cas9 technology / H. Sarma, N.F. Islam, R. Prasad [et al.] // *Journal of Hazardous Materials*. – 2021. – Vol. 414. – P. 125493. DOI 10.1016/j.jhazmat.2021.125493.
239. Sarma, H. Mechanistic understanding and future prospect of microbe-enhanced phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil / H. Sarma, A.R. Nava, M.N.V. Prasad // *Environmental Technology & Innovation*. – 2019. – Vol. 13. – P. 318–330. DOI 10.1016/j.eti.2018.12.004.
240. Sharma, P. Impact of soil characteristics on the migration of radionuclides in soil / P. Sharma, S. Sharma, S.K. Sharma // *Journal of Environmental Management*. – 2017. – Vol. 197. – P. 109–119.
241. Shukla, A. Radiation, radionuclides and bacteria: An in-perspective review / A. Shukla, P. Parmar, M. Saraf // *Journal of environmental radioactivity*. – 2017. – Vol. 180. – P. 27–35.
242. Simon, S.L. Acute and chronic intakes of fallout radionuclides by Marshallese from nuclear weapons testing at Bikini and Enewetak and related internal radiation doses / S.L. Simon, A. Bouville, D. Melo [et al.] // *Health physics*. – 2010. – Vol. 99. – № 2. – P. 157.
243. Skipperud, L. The role of soil properties on the behavior of ^{137}Cs in boreal forest ecosystems / L. Skipperud, B. Salbu, K. Jolle // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2012. – Vol. 113. – P. 63–70
244. Skripnikov, P.N. The role of artificial forest plantations in the accumulation processes and carbon various forms distribution in urban soils

- (on the example of the Rostov city agglomeration) / P.N. Skripnikov, S.N. Gorbov, A.A. Nalivaichenko [et al.] // 11-th Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas: Online conference, Berlin, Germany, 05–09 september 2022. – Berlin, Germany: Technische Universitat Berlin – 2022. – P. 78.
245. Smičiklas, I. Correlation of Sr^{2+} retention and distribution with properties of different soil types / I. Smičiklas, M. Jović, M. Šljivić-Ivanović [et al.] // *Geoderma*. – 2015. – Vol. 253. – P. 21–29.
246. Smith-Johnsen, S. Exceptionally high heat flux needed to sustain the Northeast Greenland Ice Stream / S. Smith-Johnsen, B. de Fleurian, N. Schlegel [et al.] // *The Cryosphere*. – 2020. – Vol. 14. – P. 841–854. DOI 10.5194/tc-14-841-2020
247. Song, J. Effects of Cd, Cu, Zn and their combined action on microbial biomass and bacterial community structure / J. Song, Q. Shen, L. Wang [et al.] // *Environmental pollution*. – 2018. – Vol. 243. – P. 510–518.
248. Sonowal, S. C3 and C4 plants as potential phytoremediation and bioenergy crops for stabilization of crude oil and heavy metal co-contaminated soils-response of antioxidative enzymes / S. Sonowal, M.N.V. Prasad, H. Sarma // *Trop. Plant Res.* – 2018. – Vol. 5. – № 3. – P. 306–314.
249. Sources and effects of ionizing radiation UNSCEAR-2000 // Report to the general assembly with scientific annexes. – 2000. – Vol. 1. – 291 p.
250. Sposito, G. *The Chemistry of Soils* (2nd ed.) / G. Sposito. – New York: Oxford university press, 2008. – p. 330.
251. Tagami, K. A comparison of concentration ratios for technetium and nutrient uptake by three plant species / K. Tagami, S. Uchida // *Chemosphere*. – 2005. – Vol. 60. – № 5. – P. 714–717.
252. Tagiverdiev, S.S. Activity concentration and distribution of ^{40}K in the soil profile of the Rostov agglomeration / S.S. Tagiverdiev, D.A. Kozyrev, S.N. Gorbov [et al.] // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2023. – Vol. 195 – № 10. – № 1147. DOI: 10.1007/s10661-023-11769-7.

253. Tagiverdiev, S.S Aggregate Composition as Related to the Distribution of Different Forms of Carbon in Soils of Rostov Agglomeration / S.S. Tagiverdiev, O.S. Bezuglova, S.N. Gorbov [et al.] // Eurasian Soil Science. – 2021. – Vol. 54 – № 9. – P. 1427–1432. DOI 10.1134/S106422932109012X.
254. Tagiverdiev, S.S. Activity concentration and distribution of 40k in the soil profile of the Rostov agglomeration / S. S. Tagiverdiev, D. A. Kozyrev, S. N. Gorbov [et al.] // Environmental Monitoring and Assessment. – 2023. – Vol. 195, No 10. – Art. No 1147. – DOI: 10.1007/s10661-023-11769-7
255. Tagiverdiev, S.S. The content and distribution of various forms of carbon in urban soils of southern Russia on the example of Rostov agglomeration / S.S. Tagiverdiev, S.N. Gorbov, O.S. Bezuglova [et al.] // Geoderma Regional. – 2020. – Vol. 21. – P. 00266. – DOI 10.1016/j.geodrs.2020.e00266.
256. Tsukada, H. Rice uptake and distributions of radioactive ^{137}Cs , stable ^{133}Cs and K from soil / H. Tsukada, H. Hasegawa, S. Hisamatsu [et al.] // Environmental Pollution. – 2002. – Vol. 117. – № 3. – P. 403–409. DOI 10.1016/s0269-7491(01)00199-3
257. Tsukada, H. Transfer of ^{137}Cs and stable Cs in soil-grass-milk pathway in Aomori, Japan / H. Tsukada, S. Hisamatsu, J. Inaba // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2003. – Vol. 255. – № 3. – P. 455–458. DOI 10.1023/A:1022507710447
258. Uchida, S. Soil-to-plant transfer factors of fallout ^{137}Cs and native ^{133}Cs in various crops collected in Japan / S. Uchida, K. Tagami // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2007. – Vol. 273. – № 1. – P. 205–210. DOI 10.1007/S10967-007-0737-5.
259. UNSCEAR. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) //UNSCEAR Report. Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. – 2009.
260. Vaasma, T. The enrichment of natural radionuclides in oil shale-fired power plants in Estonia–The impact of new circulating fluidized bed

- technology / T. Vaasma, M. Kiisk, T. Meriste [et al.] // Journal of environmental radioactivity. – 2014. – Vol. 129. – P. 133–139.
261. Van der Stricht, E., Kirchmann R. Radioecology, radioactivity and ecosystems: a short presentation of a publication of the Union Internationale de Radioecologie. – 2001.
262. Venteris, E.R. Migration of radionuclides in soil: influence of chemical and physical soil characteristics / E.R. Venteris, E. Barriuso // Journal of Environmental Radioactivity. – 2003. – Vol. 65(3). – P. 215–232
263. Vinichuk, M.M. Accumulation of ^{137}Cs by fungal mycelium in forest ecosystems of Ukraine / M.M. Vinichuk, K.J. Johanson // Journal of Environmental Radioactivity. – 2003. – Vol. 64. – № 1. – P. 27–43.
264. Walling, D.E. Fallout radionuclides and the study of erosion and sedimentation / D.E. Walling // Encyclopedia of Sustainability Science and Technology, Springer. – 2012. – P. 3705–3768.
265. Wang, L. Natural radioactivity in soil around Baoji coal-fired power plant / L. Wang, X. Lu, X. Jia [et al.] // Radiation Protection (Taiyuan). – 2007. – Vol. 27. – № 3. – P. 188–192.
266. Wu, C.M. Radionuclide distribution in soil and undecayed vegetative litter samples in a riparian system at the Savannah River Site, SC / C.M. Wu, O. Adetona, L. Naeher [et al.] // Journal of environmental radioactivity. – 2018. – Vol. 192. – P. 604–620.
267. Yao, S., Sediment records of the metal pollution at Chihu Lake near a copper mine at the middle Yangtze River in China / S.C. Yao, X. Xue // Journal of Limnology. – 2016. – Vol. 75. – № 1. – P. 121–134
268. Yu, K.N. Assessment of radionuclide contents in food in Hong Kong / K.N. Yu, S.Y. Mao // Health physics. – 1999. – Vol. 77. – №. 6. – P. 686–696.
269. Yu, X.Y. Distribution characteristics of uranium and thorium nuclides in soil and plants of light rare earth mining area / X.Y. Yu, Y.C. Song, G.P. Wei [et al.] // Nonferrous Met. – 2021. – Vol. 3. – P. 109–115. DOI 10.3969/j.issn.1007-7545.2021.03.017

270. Zakeri, F. *Serratia* sp. ZF03: An efficient radium biosorbent isolated from hot-spring waters in high background radiation areas / F. Zakeri, K.A. Noghabi, M. Sadeghizadeh [et al.] // *Bioresource technology*. – 2010. – Vol. 101. – № 23. – P. 9163–9170.
271. Zhang, Q. ^{238}U radioactivity distribution in soils in the Beijing-Tianjin-Hebei region / Q. Zhang, Y. Zhao, C. Xu // *Chinese Journal of Radiological Medicine and Protection*. – 2015. – Vol. 35(9). – P. 692–695. DOI 10.3760/cma.j.issn.0254-5098.2015.09.013.
272. Zhu, Y.G. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application / Y.G. Zhu, E. Smolders // *Journal of experimental botany*. – 2000. – Vol. 51. – № 351. – P. 1635–1645. DOI 10.1093/jexbot/51.351.1635.

ПРИЛОЖЕНИЯ

Приложение 1. Естественные почвы под травянистыми фитоценозами

Разрез 1Н Место заложения: Аксайский район, поселок Янтарный, 500 м на восток от лесополосы в сторону гипермаркета «Мега», 200–250 м на юг от дороги на гипермаркет «Мега» Глубина разреза: 130 см Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный мощный высококарбонатный тяжелосуглинистый на лессовидных суглинках	
Разрез 2Н Место заложения: г. Ростов-на-Дону, Ботанический сад ЮФУ Глубина разреза: 150 см Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный средне гумусированный высококарбонатный мощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке	
Разрез 4Н Место заложения: г. Ростов-на-Дону, Ботанический сад ЮФУ Глубина разреза: 150 см Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный средне гумусированный карбонатный мощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке	

Разрез 5Н

Место заложения: г. Ростов-на-Дону,
Ботанический сад ЮФУ

Глубина разреза: 150 см

Количество горизонтов: 6

**Чернозем миграционно-сегрегационный
среднегумусированный мощный
тяжелосуглинистый на лессовидном
суглинке**

**Разрез 7Н**

Место заложения: г. Ростов-на-Дону,
Ботанический сад ЮФУ

Глубина разреза: 130 см

Количество горизонтов: 5

**Чернозем миграционно-сегрегационный
среднегумусированный карбонатный
среднемощный тяжелосуглинистый на
желто-буром тяжелом суглинке**



Разрез 8Н

Место заложения: г. Ростов-на-Дону,
Ботанический сад ЮФУ

Глубина разреза: 170 см

Количество горизонтов: 6

**Чернозем миграционно-сегрегационный
среднегумусированный карбонатный
мощный тяжелосуглинистый на желто-
буром тяжелом суглинке**

**Разрез 9Н**

Место заложения: г. Ростов-на-Дону,
Ботанический сад ЮФУ

Глубина разреза: 170 см

Количество горизонтов: 6

**Чернозем миграционно-сегрегационный
среднегумусированный карбонатный
мощный тяжелосуглинистый**



Приложение 2. Естественные почвы под древесными фитоценозами

Разрез 10Н Место заложения: г. Ростов-на-Дону, перекресток ул. Вятской и Щербакова Глубина разреза: 110 см Количество горизонтов: 5 Чернозем миграционно-сегрегационный средне гумусированный средне карбонатный мощный тяжелосуглинистый на лессовидной глине	
Разрез 11Н Место заложения: г. Ростов-на-Дону, пр. Шолохова, парк Авиаторов Глубина разреза: 75 см Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный средне гумусированный карбонатный тяжелосуглинистый на лессовидной глине	
Разрез 12Н Место заложения: г. Ростов-на-Дону, проспект Шолохова, парк Авиаторов Глубина разреза: 130 см Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный средне гумусированный глубоко карбонатный мощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке	

Разрез 13Н Место заложения: г. Ростов-на-Дону, ул. Попутная за ж/д путями Глубина разреза: 150 см Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный сильно гумусированный средне карбонатный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке	
Разрез 14Н Место заложения: г. Ростов-на-Дону, Ботанический сад ЮФУ Глубина разреза: 130 см Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный средне гумусированный высококарбонатный мощный тяжелосуглинистый на желто-буром лессовидном суглинке	
Разрез 15Н Место заложения: г. Ростов-на-Дону, Ботанический сад ЮФУ, питомник посадки сосны Глубина разреза: 160 см Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный средне гумусированный средне карбонатный мощный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке	

Разрез 16Н Место заложения: г. Ростов-на-Дону, Щепкинский лес Глубина разреза: 160 см Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный сильновыщелаченный сверхмощный тучный тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке	
Разрез 17Н Место заложения: г. Батайск, Восточная окраина Глубина разреза: 150 см Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный среднегумусированный высококарбонатный мощный тяжелосуглинистый лессовидном суглинке	

Приложение 3. Антропогенно-преобразованные экранированные почвы

Разрез 1АПП Место заложения: г. Ростов-на-Дону, перекресток ул. Тружеников и 2ой Краснодарской Глубина разреза: 280 см Количество горизонтов: 8 Экранированный урбостратозем на погребенном черноземе миграционно- сегрегационном мало гумусном высококарбонатном мощном среднесуглинистом на лессовидном суглинке	
Разрез 2АПП Место заложения: г. Ростов-на-Дону, перекресток ул. Тружеников и 2ой Краснодарской Глубина разреза: 220 см Количество горизонтов: 7 Экранированный урбостратозем на погребенном черноземе миграционно- сегрегационном мало гумусированном карбонатном мощном среднесуглинистом на желто-буром суглинке	

Разрез 3АПП Место заложения: г. Ростов-на-Дону, ул. Селиванова 23 Глубина разреза: 230 см Количество горизонтов: 10 Экранированный урбостратозем на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном мощном глубоко карбонатном тяжелосуглинистом на лессовидных суглинках	
Разрез 4АПП Место заложения: г. Ростов-на-Дону, ул. Горького 166 Глубина разреза: 200 см Количество горизонтов: 5 Экранированный урбостратозем на лессовидных суглинках	
Разрез 5АПП Место заложения: г. Ростов-на-Дону, пр. 40 лет Победы 73/12 Глубина разреза: 240 см Количество горизонтов: 7 Экранированный урби-стратифицированный чернозем миграционно-сегрегационный мало гумусированный высоко карбонатный мощный средне суглинистый на лессовидном суглинке	

Разрез 6АПП Место заложения: г. Аксай, ул. Шолохова 3 Глубина разреза: 255 см Количество горизонтов: 7 Экранированный урбостратозем химически загрязненный (Хемозем) на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном (скальпированном) мощном высококарбонатном тяжелосуглинистом на лессовидном суглинке	
Разрез 7АПП Место заложения: г. Ростов-на-Дону, ул. Металлургическая 106/7 Глубина разреза: 210 см Количество горизонтов: 7 Экранированный урбостратозем на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном средне гумусированном карбонатном мощном тяжелосуглинистом на лессовидном суглинке	
Разрез 8АПП Место заложения: г. Ростов-на-Дону, Текучева х Островского Глубина разреза: 230 см Количество горизонтов: 8 Экранированный урбостратозем на погребенном черноземе темногомусовом бескарбонатном мощном тяжелосуглинистом на лессовидном суглинке	

Приложение 4. Антропогенно-преобразованные незкранированные почвы

Разрез 9АПП Место заложения: Станица Старочеркасская, ул. Гагарина, 7 Глубина разреза: 160 см Количество горизонтов: 6 Урбостратозем черноземовидный (реплантозем) на погребенной лугово- черноземной тяжелосуглинистой почве	
Разрез 10АПП Место заложения: г. Ростов-на-Дону, ул. Содружества, 41 Глубина разреза: 200 см Количество горизонтов: 5 Урбостратозем мощный на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном мощном тяжелосуглинистом на лессовидном суглинке	

Разрез 11АПП

Место заложения: г. Ростов-на-Дону, пр. Стачки, 184 «а»

Глубина разреза: 135 см

Количество горизонтов: 5

Урбостратозем черноземовидный (реплантозем) на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном высококарбонатном среднесуглинистом



Разрез 12АПП

Место заложения: ЗЖМ, угол между улицами 339 Стрелковой Дивизии и Р.Зорге, кольцо

Глубина разреза: 210 см

Количество горизонтов: 7

Урбостратозем на погребенном черноземе миграционно-сегрегационном малогумусированном высоко карбонатном мощном тяжелосуглинистом на желто-буром лессовидном суглинке



Приложение 5. Отдельные представители группы зональных почв ООПТ

Разрез 8ООПТ Место заложения: ООПТ «Миусские склоны». Глубина разреза: 85 см; Количество горизонтов: 6 Чернозем миграционно-сегрегационный среднemosный среднегумусный на элювии известняка	
Разрез 12ООПТ Место заложения: Доно-Донецкая впадина на территории Морозовского района Ростовской области. Глубина разреза: 190 см; Количество горизонтов: 7 Темно-каштановая среднemosная на желто-бурых суглинках	

Разрез 130ОПТ

Место заложения: Доно-Донецкая впадина на территории Милютинского района Ростовской области

Глубина разреза: 90 см;

Количество горизонтов: 5

Чернозем текстурно-карбонатный на желто-бурых глинах



Разрез 160ОПТ

Место заложения: Доно-Донецкая возвышенность на территории государственного природного заказника «Горненский» Красносулинского района Ростовской области.

Глубина разреза: 130 см;

Количество горизонтов: 6

Чернозем миграционно-сегрегационный на лессовидном суглинке



Приложение 6. Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства исследованных почв

(Приведенные данные автора частично представлены в совместных работах - Kozurev D., et al., 2021; Тагивердиев и др. 2020, 2021; Tagiverdiev et al. 2021, 2023; Горбов и др., 2021, Бураева Е.А и др., 2018)

Приложение 6.1 - Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства в естественных почвах под травянистыми фитоценозами

Разрез	Горизонт 2004	Глубина горизонта	pH _{н2о} , п.с.	С _{орг} , %	Карбонаты, CaCO ₃ , %	ГМС, %		Удельная активность, Бк/кг			
						Физ. песок	Физ. глина	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1Н	AU rz	0-25	6,4	2,6	0,0	40,1	59,9	9,7	14,7	33,1	628,0
	AU	25-40	8,1	2,2	0,8	44,8	55,2	2,2	19,3	24,1	671,0
	AU lc	40-60	6,9	1,5	6,7	42,4	57,6	0,0	20,8	26,6	493,0
	BCA lc	60-85	8,4	1,1	10,0	42,0	58,0	0,0	16,7	27,0	514,0
	BCA пс	85-110	8,4	0,7	15,0	38,6	61,4	0,0	18,6	25,4	471,0
	С са	110–130/дно	8,5	0,6	15,8	37,2	62,8	0,0	25,0	21,3	571,0
2Н	AU rz	0-15	8,1	2,3	0,0	51,8	48,2	8,9	25,3	30,5	464,0
	AU lc	15-50	8,1	2,0	0,0	49,6	50,4	6,0	25,3	28,0	472,0
	AU lc	50-65	8,2	1,5	1,7	41,7	58,3	6,6	29,1	37,2	515,0
	BCA lc	65-90	8,2	1,1	5,2	40,1	59,9	0,0	31,1	33,9	485,0
	BCA lc	90-110	8,2	0,9	8,1	39,1	60,9	0,0	22,6	26,9	353,0
	С са	110–150/дно	8,3	0,8	8,3	43,5	56,5	0,0	28,1	34,6	385,6
3Н	AU rz	0-20	8,1	4,6	0,0	40,1	59,9	11,3	15,2	32,7	443,0
	AU	20-40	8,2	3,6	0,8	44,8	55,2	8,4	20,6	31,4	461,0
	AU lc	40-60	8,2	2,7	5,0	42,4	57,6	1,7	27,0	27,4	344,0
	BCA lc	60-85	8,3	2,0	6,7	42,0	58,0	0,0	24,8	27,6	395,0
	BCA пс	85-110	8,3	1,3	10,0	38,6	61,4	0,0	25,4	29,0	354,0
	С са	110–150/дно	8,4	1,4	8,3	37,2	62,8	0,0	20,5	31,7	326,0

Продолжение Приложения 6.1

4Н	AU rz	0-15	7,8	4,1	0,0	51,8	48,2	9,2	38,9	33,3	427,0
	AU	15-50	8,2	3,2	0,0	49,6	50,4	4,7	33,7	32,1	406,0
	AU	50-65	8,3	2,7	0,8	41,7	58,3	0,0	33,4	36,3	446,0
	BCA lc	65-90	8,3	1,8	5,0	40,3	59,7	0,0	27,6	32,2	407,0
	BCA nc	90-110	8,4	1,0	10,0	39,4	60,6	0,0	30,1	31,4	368,0
	C ca	110-150/дно	8,4	0,7	11,7	43,5	56,5	0,0	27,1	34,6	419,0
5Н	AU rz	0-10(15)	8,0	3,8	0,8	54,3	45,7	15,4	27,6	29,2	624,0
	AU	10(15)-50	8,1	2,2	3,3	50,8	49,2	0,0	31,4	30,0	651,0
	AU lc	50-70	8,2	1,5	5,0	47,2	52,8	0,0	31,0	26,8	607,0
	BCA lc	70-95	8,2	1,0	11,7	47,7	52,3	0,0	30,6	20,9	525,0
	BCA nc	95-120	8,3	0,8	10,8	47,4	52,6	0,0	16,5	32,3	252,0
	C ca	120-150/дно	8,4	0,5	11,7	46,1	53,9	0,0	19,8	32,5	323,0
6Н	AU rz	0-10	8,2	3,5	5,0	53,5	46,5	17,8	16,8	34,5	361,0
	AU	10-40	8,2	1,8	7,5	49,2	50,8	0,0	17,0	37,6	437,0
	BCA lc	40-70	8,3	0,9	10,0	49,3	50,7	0,0	17,4	27,9	534,0
	C ca	70-100	8,3	0,7	10,0	46,4	53,6	0,0	23,1	23,0	528,0
	C	100-120/дно	8,3	0,6	8,3	43,7	56,3	3,0	22,1	26,3	492,0
7Н	AU rz	0-15	8,1	3,5	2,5	50,2	49,8	14,3	27,2	28,2	430,0
	AU lc	15-45	8,1	2,5	1,7	49,1	50,9	15,7	22,3	31,6	414,0
	BCA lc	45-70	8,2	1,3	12,5	44,9	55,1	8,1	20,5	26,6	583,0
	C ca	70-105	8,3	0,9	13,3	45,3	54,7	11,5	23,1	28,2	545,0
	C	105-130/дно	8,3	0,6	11,7	44,6	55,4	1,4	25,7	25,6	442,0

Окончание Приложения 6.1

8Н	AU rz	0-15	8,3	4,3	1,7	49,4	50,6	14,5	23,9	28,8	467,0
	AU	15-50 (20-30)	8,3	4,1	1,7	48,8	51,2	14,2	25,1	27,5	471,0
	AU	15-50 (40-50)	8,3	2,9	5,8	46,3	53,7	1,8	26,8	27,1	488,0
	AU lc	50-70	8,4	2,1	9,2	46,7	53,3	2,3	24,4	26,9	420,0
9Н	AU rz	0-10	7,8	4,1	0,8	50,5	49,5	17,2	24,2	33,4	467,0
	AU	10-50	7,8	4,1	0,8	49,3	50,7	3,8	28,7	29,2	367,3
	AU lc	50-80	8,0	1,8	9,2	48,3	51,7	1,0	24,2	30,8	402,0
	BCA lc	80-120	8,3	0,8	13,3	49,9	50,1	0,8	31,1	29,0	360,0
	C ca	120-150	8,4	0,6	13,3	49,2	50,8	0,0	28,4	29,7	306,6
	C	150-170/дно	8,4	0,5	14,2	48,9	51,1	0,0	27,2	27,2	360,2

Приложение 6.2 - Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства в естественных почвах под
древесными фитоценозами

Разрез	Горизонт 2004	Глубина горизонта	рН _{н2о} , п.с.	С орг, %	Карбонаты, СаСО ₃ %	ГМС, %		Удельная активность, Бк/кг			
						Физ. Песок	Физ. Глина	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
10Н	AU rz	0-10	6,5	4,2	0,0	45,2	54,8	21,3	21,5	40,9	436,0
	AU	10-50	7,7	2,7	0,0	42,0	58,0	2,7	19,0	43,4	418,0
	AU lc	50-65	8,0	2,3	0,0	39,1	60,9	2,8	20,4	39,7	648,0
	BCA lc	65-90	8,0	1,7	0,0	39,9	60,1	2,4	22,7	38,5	650,0
	C	90-110/дно	8,5	1,0	13,3	36,9	63,1	3,5	22,3	36,6	573,0
11Н	AU rz	0-10	7,9	3,7	0,0	53,5	46,5	17,0	28,3	31,0	491,0
	AU	10-23	7,1	1,7	0,0	46,3	53,7	1,1	27,5	30,8	419,0
	AU	23-37	7,8	1,4	0,0	46,5	53,5	3,1	26,9	28,1	409,0

Продолжение Приложения 6.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
11Н	BCA lc	37-47	7,3	1,3	0,0	45,5	54,5	0,0	24,6	32,8	413,0
	BCA lc	47-62	8,2	0,8	10,0	42,1	57,9	6,4	18,0	27,6	481,0
	C ca	62-75/дно	8,1	0,6	16,7	36,6	63,4	8,6	13,3	30,7	562,0
12Н	AU rz	0-8	7,3	4,1	0,0	54,2	45,8	33,5	14,7	41,6	643,0
	AU	8-45 (10-20)	7,3	1,8	0,0	47,1	52,9	0,0	14,7	41,8	594,0
	AU	8-45 (30-40)	7,9	1,6	0,0	46,6	53,4	0,6	29,8	37,9	478,0
	AU	45-60	7,8	1,5	0,0	46,6	53,4	0,0	34,3	34,7	509,0
	BCA	60-85	7,7	1,4	0,0	45,4	54,6	4,8	29,7	29,3	478,0
	BCA lc	85-110	8,3	0,5	10,0	41,4	58,6	4,5	32,2	30,1	484,0
	C ca	110-130/дно	8,2	0,5	10,0	43,0	57,0	8,1	30,9	29,3	520,0
13Н	AU rz	0-10	7,8	4,5	0,0	54,6	45,4	30,3	16,6	31,0	399,0
	AU 1	15-25	8,0	2,4	0,0	45,2	54,8	3,4	22,2	37,2	454,0
	AU 2	40-50	8,2	1,9	0,8	53,3	46,7	1,3	22,6	37,0	454,0
	AU lc	55-75	8,3	1,5	5,8	52,8	47,2	0,0	25,7	31,7	440,0
	BCA lc	75-90	8,2	1,0	5,8	53,4	46,6	0,4	24,3	29,6	376,0
	BCA nc	90-115	8,0	1,0	6,7	43,3	56,7	0,9	23,1	33,2	371,8
	C ca	115-150/дно	8,4	0,7	7,5	41,4	58,6	0,3	26,7	33,6	393,9
14Н	AU rz	0-15	6,3	6,1	0,0	47,8	52,2	26,0	26,8	32,3	430,2
	AU	15-55	6,9	3,5	0,0	47,7	52,3	0,0	33,1	34,6	464,0
	AU lc	55-75	7,8	2,8	4,2	44,3	55,7	0,0	27,6	34,3	441,0
	BCA lc	75-100	8,4	2,4	9,2	41,5	58,5	0,0	30,5	28,9	405,0
	BCA nc	100-120	8,2	2,3	7,5	40,9	59,1	0,0	30,0	32,3	411,2
	C ca	120-130/дно	8,2	2,5	5,8	44,1	55,9	0,0	26,5	29,1	365,7
15Н	AU rz	0-8	7,4	6,0	0,0	47,0	53,0	85,8	24,0	28,1	428,0
	AU1	20-30	7,1	2,0	0,0	40,9	59,1	6,4	28,2	32,7	448,0
	AU2	40-50	7,4	1,4	0,0	45,6	54,4	3,4	31,1	31,2	452,0
	AU lc	60-90	8,1	0,9	4,2	44,5	55,5	0,0	34,4	27,6	402,0

Окончание Приложения 6.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
15Н	BCA lc	90-110	8,2	0,6	7,5	34,5	65,5	0,0	31,2	27,3	371,0
	BCA nc	110-150	8,4	0,5	7,5	64,7	35,3	0,0	28,7	28,5	349,0
	C ca	150-160/дно	8,4	0,4	8,3	47,2	52,8	0,0	28,0	26,2	366,0
16Н	AU rz	0-15	7,0	5,9	0,0	43,9	56,1	20,5	25,8	23,6	516,0
	AU1	20-30	7,4	4,2	0,0	38,5	61,5	0,0	24,7	30,6	496,0
	AU2	50-60	7,5	2,8	0,0	40,8	59,2	0,0	26,1	28,0	471,0
	AU lc	70-95	7,2	3,0	0,0	43,9	56,1	0,0	24,4	30,3	498,0
	BCA lc	95-120	8,3	2,3	3,3	41,8	58,2	0,0	30,6	33,0	425,0
	BCA nc	120-145	9,1	1,9	6,7	39,7	60,3	0,0	27,8	26,7	450,0
	C ca	145-160/дно	8,4	1,5	12,5	27,8	72,2	0,0	27,3	30,1	396,0
17Н	AU rz	0-5	7,8	6,6	0,0	59,9	40,1	41,9	26,3	27,8	441,0
	AU	5-50	8,1	3,3	0,0	50,5	49,5	6,3	25,5	25,3	438,0
	AU	50-70	8,2	2,1	1,7	47,6	52,4	0,0	30,0	24,9	450,0
	BCA nc	70-90	8,2	1,5	5,0	45,9	54,1	0,0	26,3	23,8	421,0
	BCA nc	90-130	8,4	0,8	6,7	43,8	56,2	0,0	32,2	27,4	397,0
	C ca	130-150/дно	8,5	0,6	10,8	41,7	58,3	0,0	27,0	27,4	360,0

Приложение 6.3 - Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства в антропогенно-преобразованных
экранированных почвах

Разрез	Горизонт 2004	Глубина горизонта	pH _{н2о} , п.с	С орг, %	Карбонаты, CaCO ₃ %	ГМС, (%)		Удельная активность, Бк/кг			
						Физ. Песок	Физ. Глина	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1АПП	UR1	18-35	8,5	1,3	7,5	59,9	40,1	3,5	21,6	30,9	400,0
	UR2 ca	35-57	8,6	1,0	7,5	56,4	43,6	0,0	29,4	21,2	469,0
	[AU]	57-87	8,5	1,1	0,0	61,0	39,0	3,4	32,0	25,1	443,0

Продолжение Приложения 6.3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1АПП	[AU lc]	87-107	8,6	1,0	0,0	58,3	41,7	0,0	33,2	22,9	472,0
	[BCA lc]	107-133	8,7	0,8	9,2	54,1	45,9	0,0	31,3	20,9	377,0
	[BCA nc]	133-160	8,7	0,8	13,3	54,4	45,6	6,2	16,5	32,3	777,0
	[C ca]	160-206	8,4	0,3	11,7	55,5	44,5	5,1	25,2	39,9	484,0
	[C]	206-280/дно	8,3	0,4	10,0	59,2	40,8	6,1	19,5	37,2	777,0
2АПП	UR	30-46	8,4	1,2	1,7	65,9	34,1	8,6	13,0	40,1	618,0
	[AU ur f]	46-80	8,1	1,5	0,0	60,7	39,3	0,0	22,7	35,0	304,0
	[AU lc ur f]	80-100	8,5	1,6	2,5	57,1	42,9	8,9	15,6	36,9	811,0
	[BCA lc]	100-122	8,7	1,3	9,2	53,9	46,1	0,0	32,2	15,0	208,0
	[BCA nc]	122-142	8,8	1,3	13,3	53,8	46,2	6,0	11,4	37,9	577,0
	[C ca]	142-175	8,5	0,6	14,2	55,5	44,5	6,6	11,0	45,1	701,0
	[C]	175-220/дно	8,4	1,2	12,5	56,9	43,1	7,3	16,8	37,8	749,0
3АПП	UR1 ca	20-35	8,7	1,2	8,3	68,2	31,8	0,0	20,3	14,7	533,0
	UR2 ca	35-46	8,7	0,6	0,0	90,6	9,4	0,0	4,1	5,2	209,0
	UR3 ca	46-64	8,1	2,5	4,2	69,8	30,2	0,0	21,8	31,5	644,0
	UR4	64-76	8,2	2,2	0,0	49,2	50,8	0,0	27,2	28,8	592,0
	[AU f]	76-86	8,2	3,3	0,0	44,8	55,2	0,0	23,5	26,1	580,0
	[AU f]	86-125	7,9	1,7	0,0	44,0	56,0	0,0	23,3	27,7	597,0
	[BCA]	125-150	7,6	1,1	6,7	38,4	61,6	0,0	18,1	26,2	553,0
	[BCA nc]	150-170	8,5	1,1	11,7	38,8	61,2	0,0	27,2	18,8	601,0
	[C ca]	170-210	8,5	0,5	15,0	41,5	58,5	0,0	26,4	21,9	607,0
	[C]	210-230/дно	8,4	0,5	10,0	44,3	55,7	0,0	21,5	37,8	685,0

Продолжение Приложения 6.3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
4АПП	UR1	45-95	8,2	1,0	8,3	55,8	44,2	0,7	30,4	35,4	451,1
	UR2	95-105	8,4	0,2	0,0	93,0	7,0	3,6	5,3	0,0	110,0
	UR3 ca	105-135	8,4	1,5	5,8	57,6	42,4	3,7	27,9	29,8	424,0
	UR4 f g	165-176	8,2	0,6	10,8	46,6	53,4	3,2	21,2	29,4	424,0
	[C ca]	176-200/дно	8,3	0,2	8,3	52,3	47,7	0,0	28,2	32,0	448,0
5АПП	UR2 ca	40-45	8,1	1,4	0,0	62,0	38,0	0,7	20,0	27,5	341,1
	[AU]	45-72	8,1	1,4	0,0	61,7	38,3	0,0	20,6	27,9	359,9
	[AU]	72-92	8,1	1,1	0,0	61,0	39,0	0,0	22,9	28,3	371,3
	[BCA lc]	92-114	8,1	0,8	6,7	53,7	46,3	0,4	21,3	27,7	354,3
	[BCA nc]	114-132	8,1	0,5	8,3	51,1	48,9	0,0	25,9	30,2	354,1
	[C ca]	132-182	8,3	0,4	6,7	58,2	41,8	0,0	23,4	28,0	343,3
	[D]	182-240/дно	8,6	0,2	0,0	84,6	15,4	0,0	7,2	9,2	123,8
6АПП	UR1 f x g	15-25	8,1	2,4	0,0	83,8	16,2	0,0	9,8	11,5	143,8
	UR2 x	25-43	7,7	4,4	0,0	46,1	53,9	0,0	24,7	33,1	443,1
	UR3 x f	43-68	7,6	5,4	0,0	48,5	51,5	0,0	22,0	27,8	413,3
	[AU x f]	68-90	8,1	2,2	0,0	49,4	50,6	0,0	20,2	29,7	408,4
	[BCA lc x]	90-125	8,1	1,8	0,8	46,9	53,1	0,0	22,0	39,5	433,0
	[BCA lc x]	125-165	8,3	1,1	8,3	42,4	57,6	0,0	28,0	28,8	400,8
	[C x]	205-255/дно	8,5	0,5	3,3	52,2	47,8	0,0	26,3	30,4	408,2
7АПП	UR ca f	55-70	8,4	1,6	2,5	53,2	46,8	0,0	26,7	34,5	459,0
	[AU]	70-90	8,1	1,8	0,0	41,8	58,2	0,0	23,3	35,6	517,0
	[AU lc]	90-115	8,1	1,3	5,0	39,8	60,2	0,0	28,7	31,0	483,0
	[BCA lc]	115-140	8,1	0,9	5,8	40,2	59,8	0,0	25,6	32,2	421,1

Окончание Приложения 6.3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
7АПП	[BCA nc]	140-155	8,1	0,9	5,8	39,6	60,4	0,0	25,4	31,4	457,0
	[C ca]	155-180	8,3	0,6	7,5	41,1	58,9	0,0	24,9	32,3	422,7
	[C ca]	180-210/дно	8,4	0,5	4,2	49,6	50,4	0,0	28,3	30,8	414,0
8АПП	UR1 ca	5-50	8,8	2,8	2,5	64,5	35,5	0,0	24,8	29,0	390,9
	UR2 ca	50-70	8,3	4,8	2,5	65,7	34,3	0,0	36,52	22,2	347,0
	UR3 ca	70-88	8,4	7,0	5,0	72,0	28,0	0,0	26,61	27,0	349,0
	UR4 ca	88-100	8,1	3,4	0,0	51,8	48,2	0,0	29,5	30,0	485,0
	[AU ur]	100-140	7,7	3,8	0,0	46,4	53,6	0,0	34,37	33,8	492,0
	[AU]	140-170	7,7	2,6	0,0	46,8	53,2	0,0	31,23	32,5	460,0
	[BCA]	170-200	8,1	2,4	0,0	45,8	54,2	0,7	28,02	38,3	459,0
	[BCA lc]	200-230	8,2	1,4	1,7	45,6	54,4	0,0	32,78	33,9	464,0

Приложение 6.4 -. Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства в антропогенно-преобразованных
неэкранированных почвах

Разрез	Горизонт 2004	Глубина горизонта	рН _{н2о} , п.с.	Сорг, %	Карбонаты, СаСО ₃ %	ГМС, %		Удельная активность, Бк/кг			
						Физ. Песок	Физ. Глина	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
9АПП	RAT1 rz	0-10	7,9	1,9	0,8	38,3	61,7	16,4	18,0	35,7	707,0
	RAT2	10-35	7,9	1,8	1,7	39,6	60,4	15,1	20,0	32,9	552,0
	RAT4 f	60-95	8,4	1,2	0,8	45,3	54,7	0,0	7,9	38,6	409,0
	[AU s f]	95-140	7,5	1,2	0,0	37,7	62,3	0,0	7,1	39,2	521,0
10АПП	UR1	0-45	8,4	0,8	7,5	54,1	45,9	11,0	17,5	28,1	546,0
	UR2	45-70	8,4	1,3	2,5	52,8	47,2	10,0	16,8	32,8	618,0

Продолжение Приложения 6.4

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
10АПП	UR3 ca	70-103	8,3	1,4	3,3	50,2	49,8	0,0	14,3	36,0	468,0
	[BCA nc f]	103-130	8,4	0,4	13,3	45,4	54,6	0,0	13,4	29,6	379,0
	[C ca]	130-170/дно	8,4	0,3	11,7	45,6	54,4	0,0	17,0	32,8	448,0
11АПП	RAT rz	0-21	7,1	2,6	7,5	71,8	28,2	14,5	21,2	11,2	257,0
	UR1	21-43	6,9	1,0	6,7	55,2	44,8	0,0	25,6	19,5	361,0
	UR2	43-72	7,1	1,1	6,7	77,6	22,4	2,0	22,4	12,8	275,0
	UR3 ca	72-110	6,9	1,0	2,5	61,2	38,8	2,1	25,7	18,4	318,0
12АПП	UR1	0-22	8,5	1,7	3,3	57,7	42,3	1,4	31,8	29,5	359,0
	[AU]	50-83	8,0	2,5	0,0	45,5	54,5	0,0	30,3	30,8	403,0
	[AU]	83-103	8,9	1,8	3,3	44,7	55,3	0,0	28,4	32,2	380,0
	[BCA lc]	103-116	8,5	0,9	5,8	40,6	59,4	0,0	31,2	29,9	398,0
	[BCA nc]	113-133	8,7	0,8	8,3	37,7	62,3	0,0	31,1	31,5	356,0
	[C ca]	133-193	8,7	0,6	8,3	39,5	60,5	0,0	36,5	25,9	383,0
	[C]	193-210/дно	8,6	0,5	6,7	41,0	59,0	0,0	34,2	27,8	382,0
13АПП	UR1	0-25	8,7	2,8	2,5	60,5	39,5	5,8	23,8	21,0	263,8
	UR2	25-40	8,7	1,8	9,2	74,6	25,4	3,7	13,6	10,8	139,0
	UR3	40-55	8,7	2,3	7,5	54,0	46,0	0,0	23,5	21,6	280,2
	[AU ur]	55-75	8,5	3,0	6,7	49,8	50,2	0,7	28,3	29,4	366,4
	[BCA lc]	75-95	8,6	2,1	7,5	39,9	60,1	0,0	29,7	32,8	362,0
	[BCA nc]	95-115	8,6	1,1	10,0	35,0	65,0	0,0	29,6	33,8	424,0
	[C ca]	115-150/дно	8,7	0,5	10,0	38,6	61,4	0,0	26,3	29,4	335,3
14АПП	RAT1 rz	0-5	7,6	4,0	0,8	53,5	46,5	7,6	31,7	27,4	390,0
	RAT2	5-22	8,0	2,0	0,0	51,1	48,9	0,8	27,9	32,5	438,0

Окончание Приложения 6.4

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
14АПП	[AU lc]	22-35	8,2	1,7	5,0	48,5	51,5	0,0	29,4	32,9	443,5
	[BCA lc]	35-55	8,3	1,3	5,8	47,4	52,6	0,0	28,2	35,3	440,0
	[BCA nc]	55-75	8,4	0,9	5,8	48,1	51,9	0,0	27,5	34,9	415,9
	[C ca]	75-110	8,5	1,0	6,7	48,7	51,3	0,0	32,6	32,4	437,8
	[C ca]	110-160/дно	8,5	0,7	4,2	50,0	50,0	0,0	33,6	30,7	406,1

Приложение 6.5 - Удельная активность радионуклидов и физико-химические свойства в зональных почвах ООПТ

Разрез	Горизонт 2004	Глубина горизонта	pH _{н2о} , п.с.	Сорг, %	Карбонаты, СаСО ₃ , %	ГМС, %		Удельная активность, Бк/кг			
						Физ. Песок	Физ. Глина	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1ООПТ	AU rz	0-10	6,0	3,9	0,0	48,3	51,7	18,0	27,8	41,4	480,0
	AU	10-25	5,9	3,0	0,8	50,0	50,0	19,3	30,8	39,4	514,0
	BCA	40-50	6,5	2,0	0,0	50,2	49,8	4,2	32,1	39,6	516,0
	[AU]	50-90	6,7	1,0	0,8	48,1	51,9	2,1	29,5	36,5	482,0
	[BCA]	90-120	8,8	0,9	4,2	49,4	50,6	2,5	32,5	40,7	561,0
	[C]	120-150	8,7	0,7	7,5	52,2	47,8	2,8	30,2	39,3	517,0
	[C]	150-190	8,9	0,6	7,5	19,1	80,9	4,0	32,6	43,6	815,0
2ООПТ	AU rz	0-15	8,0	6,4	15,0	54,7	45,3	44,8	33,7	15,9	225,8
	AU	15-35	8,1	4,7	20,8	49,0	51,0	1,2	32,9	9,5	237,5
	BCA	35-45	8,3	3,1	30,8	46,0	54,0	1,0	26,4	9,6	203,5
3ООПТ	AU rz	0-13	8,1	9,2	7,5	56,6	43,4	66,2	28,3	15,9	337,0
	AU	13-35	8,3	6,1	13,3	52,5	47,5	6,9	29,4	13,4	262,5
	BCA	35-45	8,4	3,4	30,0	48,8	51,2	1,1	29,3	12,1	165,5
	BCA	45-60	8,3	2,0	38,3	38,7	61,3	0,0	24,3	5,7	91,0
4ООПТ	AU rz	0-10	7,0	3,7	29,2	55,9	44,1	39,9	16,7	16,3	178,2
	AU	10-20	8,6	3,0	32,5	47,6	52,4	10,6	26,1	18,8	217,6

Продолжение Приложения 6.5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
500ПТ	AU rz	0-3	8,4	4,6	15,0	38,1	61,9	45,4	69,3	45,3	527,0
	AU	3-10	8,4	3,1	11,7	30,0	70,0	2,2	63,2	37,2	458,0
	AU	10-22	8,5	2,1	12,5	25,1	74,9	0,0	65,4	47,7	520,0
	BCA	22-42	8,5	2,8	9,2	41,5	58,5	0,0	63,9	48,2	471,0
	BCA	42-65	8,2	0,9	3,3	43,2	56,8	0,0	58,0	50,0	600,0
	C	65-90/дно	8,3	0,4	2,5	62,8	37,2	0,0	43,7	39,4	340,6
600ПТ	AU rz	0-7	8,6	9,0	2,5	50,7	49,3	49,3	38,6	40,6	529,0
	AU1	7-30	9,2	5,7	4,2	41,3	58,7	3,1	51,5	33,8	502,0
	AU2	30-42	9,0	3,7	11,7	39,7	60,3	0,5	45,4	32,5	414,0
	BCA	42-60	9,0	1,7	19,2	40,0	60,0	0,4	37,0	32,8	402,0
	C	60-95	9,1	0,8	23,3	41,9	58,1	0,6	32,7	32,6	390,0
700ПТ	AU rz	0-10	9,0	4,7	8,3	42,0	58,0	34,2	25,6	25,5	250,7
	AU	10-30	9,5	2,0	10,0	40,6	59,4	3,5	17,6	30,3	234,5
	BCA	30-45	10,0	0,8	13,3	24,9	75,1	0,0	21,4	25,5	28,7
	C	45-70/дно	10,1	0,4	13,3	31,2	68,8	0,0	19,2	25,5	104,5
800ПТ	AU rz	0-7	7,8	7,9	7,5	50,6	49,4	26,9	25,7	26,6	261,1
	AU1	7-22	8,1	3,4	15,8	45,6	54,4	6,2	28,6	22,1	187,3
	AU2	22-38	8,2	4,4	13,3	46,3	53,7	0,3	25,8	24,5	207,9
	BCA	38-55	8,2	3,4	36,7	49,0	51,0	0,5	22,3	11,5	101,5
	BCA	55-65	8,2	3,5	43,3	53,1	46,9	0,0	34,5	12,3	114,0
900ПТ	AU rz	0-10	7,0	2,8	0,8	29,6	70,4	14,2	16,1	14,0	219,1
	AU	10-35	8,5	2,0	0,8	30,4	69,6	2,1	20,6	25,9	379,0
	AU	35-40	8,5	1,4	1,7	35,8	64,2	1,0	18,3	18,8	220,0
	BCA	55-75	8,5	0,8	0,8	34,7	65,3	0,0	20,1	14,8	244,6
	BCA	75-110	8,7	0,6	0,8	33,8	66,2	1,1	11,0	10,9	120,5
	C ca	110-135	8,9	0,8	12,5	34,8	65,2	0,0	6,8	9,0	146,0

Продолжение Приложения 6.5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1000ПТ	AU rz	0-10	6,7	5,8	0,8	41,9	58,1	48,1	18,5	25,5	400,0
	BCA	35-50	8,8	1,1	11,7	59,2	40,8	0,0	25,3	21,0	341,2
	BCA	50-62	9,0	0,8	16,7	59,3	40,7	0,1	21,7	22,6	290,0
1100ПТ	AU rz	0-8	6,8	5,8	1,7	32,8	67,2	38,4	12,8	17,4	298,0
	AU	8-45	6,7	3,0	1,7	26,6	73,4	1,9	10,4	11,9	139,2
	AU	45-75	7,3	1,4	0,8	33,5	66,5	2,6	15,3	14,0	214,6
	C ca	120-дно	8,8	0,4	12,5	65,8	34,2	0,9	18,3	24,2	320,0
1200ПТ	AU rz	0-5	8,1	6,2	1,7	45,3	54,7	22,1	16,6	34,0	426,7
	AU	25-35	8,3	1,7	4,2	51,6	48,4	0,5	25,2	26,7	400,0
	BCA	35-45	8,6	1,2	11,7	54,3	45,7	0,0	20,5	31,6	390,0
	C ca	45-90	8,9	0,5	18,3	55,7	44,3	2,5	22,6	28,3	340,4
	C	100-115	9,3	0,2	15,8	56,1	43,9	0,0	24,8	27,0	332,4
	C cs	140-190	8,1	0,4	11,7	50,7	49,3	0,3	24,1	27,0	394,0
1300ПТ	AU rz	0-10	8,1	8,1	2,5	52,2	47,8	22,2	23,3	24,6	445,0
	AU	10-35	8,5	3,9	8,3	66,0	34,0	1,9	22,3	31,2	399,0
	AU	35-45	8,7	2,3	10,0	67,9	32,1	0,8	22,7	33,6	360,0
	BCA	45-60	8,7	2,0	14,2	67,2	32,8	0,0	25,4	27,9	306,6
	C ca	60-90/дно	9,3	0,8	12,5	73,2	26,8	0,3	21,6	18,5	360,2
1400ПТ	AU rz	0-12	8,6	5,3	3,3	50,3	49,7	26,9	25,7	26,6	261,1
	AU	12-35	8,5	3,5	3,3	54,1	45,9	6,2	28,6	22,1	187,3
	BCA	35-55	8,7	2,0	6,7	59,8	40,2	3,4	32,0	20,6	97,1
	BCA	55-70	8,8	1,2	17,5	59,0	41,0	0,0	33,2	24,9	135,0
	C ca	70-100	8,9	0,4	14,2	60,9	39,1	0,0	31,3	20,2	92,1
1500ПТ	AU rz	0-10	8,4	8,1	2,5	55,9	44,1	13,7	26,4	30,4	400,0
	AU	10-60 (10-35)	8,5	4,2	2,5	59,3	40,7	0,9	28,7	33,0	405,8
	AU	10-60 (35-60)	8,6	3,4	4,2	60,9	39,1	2,3	30,4	29,2	360,0

Окончание Приложения 6.5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1500ПТ	AU	60-80	8,7	2,4	11,7	64,2	35,8	0,0	21,2	31,1	306,6
	BCA	80-100	8,8	1,7	14,2	65,2	34,8	0,0	14,5	31,6	256,7
	BCA	100-135	8,9	1,3	15,8	64,9	35,1	0,6	21,0	31,1	303,6
	C ca	135-180/дно	8,9	1,2	14,2	65,2	34,8	0,0	13,7	20,6	323,1
1600ПТ	AU rz	0-12	7,8	5,9	1,7	59,4	40,6	19,7	32,5	30,0	458,7
	AU	12-50	8,5	3,8	5,8	58,2	41,8	4,8	30,2	28,3	431,1
	AU	50-65	8,6	1,9	15,0	61,2	38,8	0,8	32,6	15,2	397,0
	BCA	65-80	8,7	1,2	20,8	62,4	37,6	0,0	30,0	19,4	303,3
	BCA	80-95	8,8	0,8	19,2	61,6	38,4	0,0	27,8	17,6	317,0