

Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования «Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б. Н. Ельцина»

Физико-технологический институт
Кафедра экспериментальной физики

На правах рукописи

Мохамед Юссеф Мохамед Ханфи

**РАЗРАБОТКА МЕТОДОВ КОНТРОЛЯ ПРИРОДНЫХ РАДИОАКТИВНЫХ
ОБРАЗЦОВ НЕОДНОРОДНОГО СОСТАВА С ОГРАНИЧЕННЫМ
ОБЪЕМОМ И МАССОЙ**

Диссертация
на соискание ученой степени
кандидата технических наук

Научный руководитель
профессор, д. т. н.
Жуковский М. В.

Екатеринбург – 2022

ВВЕДЕНИЕ.....	4
ГЛАВА 1. РАДИОАКТИВНОСТЬ И ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ	12
1.1 Радиоактивность городских поверхностных отложений.....	12
1.2 Особенности урбанизированной среды	14
1.3 Образование отложений в городской среде	15
1.3.1 Пылевая фракция	17
1.3.2 PM ₁₀ и PM _{2.5}	17
1.3.3 Цикл переносимых по воздуху взвешенных частиц	18
1.3.4 Опасность пыли и взвешенных частиц для здоровья	19
1.4 Радиация в окружающей среде.....	21
1.4.1 Космическое излучение.....	21
1.4.2 Радионуклиды в земной коре.....	22
1.4.3 Источники искусственных радионуклидов.....	26
1.5. Тяжелые металлы в городской среде	34
ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ	37
2.1. Характеристики окружающей среды исследуемых городов.....	37
2.2 Материалы и аналитические системы	46
2.2.1 Отбор и подготовка проб	47
2.2.2 Химический и минеральный анализ	49
2.2.3 Гамма-спектроскопический анализ.....	50
2.2.4 Измерения суммарной альфа- и бета- активности	52
2.2.4.1 Характеристика методов измерения суммарной радиоактивности	52
2.2.4.2 Твердотельные ядерные трековые детекторы (ТЯТД)	54
2.2.5 Относительные обнаруживаемые пороги.....	56
2.3. Измерение суммарной бета-активности	57
2.4. Методы измерения удельной альфа-активности	58
2.4.1 CR-39	58
2.4.2 LR-115	59
ГЛАВА 3. АНАЛИТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ КОНТРОЛЯ СУММАРНОЙ АЛЬФА- И БЕТА-АКТИВНОСТИ	64

3.1 Метод контроля суммарной удельной бета-активности	64
3.2 Метод контроля удельной суммарной альфа-активности	67
3.3 Вдыхание городской пыли в окружающей среде	71
ГЛАВА 4. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ	75
4.1 Загрязняющие вещества (тяжелые металлы) в городской среде	75
4.1.1 Свинец (Pb).....	75
4.1.2 Цинк (Zn).....	75
4.1.3 Медь (Cu)	76
4.2 Суммарная бета-активность в зависимости от сезонных колебаний и различных ландшафтных зон	78
4.3 Суммарная альфа-активность для различных ландшафтных зон в зависимости от сезонных колебаний	87
4.4 Суммарная удельная бета и альфа-активность ГПО в изучаемых городах	93
4.4.1 Суммарная удельная бета-активность ГПО в городах.....	93
4.4.2 Суммарная удельная альфа-активность в городских поверхностных отложениях	97
4.4.3. Связь суммарной альфа-активности с минеральным и химическим составом	100
4.5 Оценка эффективной дозы при вдыхании пыли.....	109
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	114
СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ	117
СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	118
ПРИЛОЖЕНИЕ А. АКТ ВНЕДРЕНИЯ МЕТОДА ИЗМЕРЕНИЙ АЛЬФА-АКТИВНОСТИ	138
ПРИЛОЖЕНИЕ А. АКТ ВНЕДРЕНИЯ МЕТОДА ИЗМЕРЕНИЙ БЕТА-АКТИВНОСТИ	139

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы исследования. В природе постоянно происходят различные процессы, влияющие на образование и перенос различного рода химических веществ, в том числе радиоактивных материалов. При этом радиоактивные материалы могут быть как природного, так и техногенного происхождения. Деятельность человека приводит к тому, что возникают дополнительные источники опасных веществ и новые пути их перераспределения и миграции в окружающей среде.

Человеческая деятельность, связанная с производством и испытаниями ядерного оружия, работой предприятий ядерного топливного цикла, включая добычу, переработку, обогащение топлива, производство, эксплуатацию реактора, хранение отработавшего топлива, переработку и хранение отходов, а также крупные аварии, например на Чернобыльской АЭС приводит к образованию значительной радиоактивности и поступлению в окружающую среду искусственных радионуклидов, таких как ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{129}I и др. [1].

Современные технологии также могут быть причиной поступления естественных радионуклидов. Например, сжигание ископаемого топлива основная причина прямого выброса в атмосферу природных радионуклидов. Природные радионуклиды содержатся в материалах, используемых для строительства зданий, сооружений, дорог и других объектов населенных пунктов. В процессе добычи и переработки природного сырья, содержащего природные материалы, может происходить концентрирование природных радионуклидов (technologically enhanced naturally occurred radioactive materials, TENORM).

Радиационные измерения стали важным инструментом для исследователей с начала революции в естествознании на рубеже XIX и XX вв. Вильгельм Рентген, Анри Беккерель, Мария и Пьер Кюри, а также Эрнест Резерфорд разработали методы обнаружения ионизирующего излучения, за которыми последовали многие новые эксперименты и открытия в химии, физике, геологии и биологии. Развитие методов исследования радиоактивности становится все более важным в XX и XXI вв.

Существенный вклад в развитие методов исследования радиоактивности внесли российские ученые, в частности В. И. Вернадский стал основоположником радиохимии в СССР. В основанном В. И. Вернадским Радиевом институте исследования поведения изотопов урана, тория и калия проводились практически во всех абиогенных компонентах наземных экосистемах, в цепочке почва–растение. А. И. Таскаев (Институт биологии Коми НЦ УрО РАН) изучал миграцию тяжелых естественных радионуклидов. Он первым изучил полный изотопный состав урана, тория и радона в почвах, растениях и организмах мышевидных грызунов в районах с повышенным естественным радиационным фоном [2]. Им разработаны и внедрены в практику радиоэкологических исследований картографо-статистические методы описания геохимических и радиационных условий. А. В. Трапезников (ИЭРиЖ УрО РАН) представил информацию о накоплении, распределении, миграции ^{90}Sr , ^{137}Cs , тяжелых металлов и других химических токсикантов в реках Иртыш и Обь, а также в их поймах в 2007–2010 г [3]. Кроме того, он показал закономерности миграции, накопления и распределения ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ на основных компонентах пресноводных биогеоценозов.

Особую роль в процессах перераспределения радиоактивных загрязнителей играет человеческая деятельность в зонах ее максимальной интенсивности. К таким зонам можно отнести урбанизированную среду, в которой производственная деятельность, строительство, транспортные потоки и т. Д. создают уникальные условия, влияющие на все экологические и геоэкологические процессы. Происходящие в урбанизированной среде процессы выветривания, эрозии и механического износа поверхностей инициируют каскад седиментационных процессов, приводящих к образованию пылегрязевых отложений (наносов). Пылегрязевые отложения накапливаются в пониженных участках рельефа, и при определенных условиях запасы таких отложений могут составлять значительную величину. Как показано в работах Селезнева и соавторов [4,5], в российских городах запасы пылегрязевого осадка достигают $2,9 \text{ кг/м}^2$, в том числе $0,5\text{--}1 \text{ кг/м}^2$ составляет пылевая фракция. Актуальность изучения этого явления и контроля запасов пылегрязевого осадка обусловлена экологическими, социальными и

экономическими аспектами. В частности, происходит концентрирование поллютантов, накопление мусора и других отходов, загрязнение атмосферного воздуха минеральными взвешенными частицами пылевых фракций грязевого осадка. Исследование влияния процессов современного седиментогенеза в городской среде на миграцию и накопление искусственных и природных радионуклидов является актуальной задачей. Контроль распределения природных радионуклидов по объектам урбанизированной среды в зависимости от точки их отбора, сезона образования, распределения по размерным фракциям, корреляции с другими загрязняющими элементами позволяет оценить процессы перераспределения различного рода поллютантов в городских условиях, где на эти процессы влияют как природные факторы, так и антропогенная деятельность. Контроль радиоактивных элементов в городских отложениях используется в качестве инструмента для определения физико-химических свойств как искусственных, так и естественных источников радиоактивности в окружающей среде [6–8].

Природно-техногенные объекты, такие как поверхностные отложения городской среды, обладают неоднородным составом и включают фракции разного размера частиц, в том числе пылевые частицы размером менее 100 мкм. Оценка доли таких частиц и их экологогеохимической роли важная задача контроля состояния среды. Выделение отдельных фракций в пробах объектов среды производится методами гранулометрии, среди которых наиболее распространенные – сочетание ситового анализа, декантации и фильтрации. Особенностью гранулометрического анализа таких объектов, как почва, грунты и наносы, является получение гранулометрических фракций малого объема и массы [9]. Типичная масса фракции 2–10 мкм, полученная из пробы массой 200 г, составляет 1–5 г. Радиометрический анализ проб такой малой массы и объема представляет определенную сложность. Разработка соответствующего метода контроля окружающей среды позволит существенно расширить методическую базу экологогеохимических исследований в городской среде.

Одним из простейших аналитических способов обнаружения естественных или искусственных источников излучения является контроль суммарной бета- и альфа-активности. Несмотря на то, что такой контроль не дает информации об изотопном составе образца, этот метод при соответствующей доработке может быть использован для интегральной оценки проб малой массы и объема.

Объекты исследования. Образцы поверхностных пылегрязевых отложений, отобранные в жилых кварталах крупных городов России, расположенных в различных климатических и геолого-экологических зонах.

Предметом исследования являются методы контроля суммарной альфа- и бета- активности в образцах неоднородного состава, малой массы и объема.

Цель работы – разработка методического, технического и метрологического обеспечения контроля радиоактивности природных образцов, с особым вниманием к экспериментальным методам исследования образцов малой массы и малого объема и неоднородного состава в различных размерных фракциях городских отложений крупных мегаполисов России (в зависимости от климатической зоны, сезона образования отложений, геологических характеристик территории).

Основные задачи исследования:

1. Теоретическое и экспериментальное обоснование метода обнаружения альфа- и бета-радиоактивных изотопов в неоднородном образце малой массы и объема (1–10 г).

2. Разработка методик и экспериментальных установок для контроля суммарной удельной альфа- и бета-активности во фракционированных по размеру образцах природного происхождения.

3. Применение разработанных радиометрических методов контроля и химического анализа для изучения радиоактивных (уран, торий и калий) и потенциально вредных (медь, цинк и свинец) элементов в фракционированных по размеру пробах городских поверхностных отложений (ГПО) естественного происхождения в трех городах России: Екатеринбурге, Ростове-на-Дону и Нижнем Новгороде.

4. Изучение сезонных колебаний суммарной альфа- и бета-активности, а также концентрации потенциально вредных элементов в городских поверхностных отложениях, сформированных в различных климатических и геологических условиях.

5. Выявление корреляционных взаимосвязей между радиоактивными и химическими загрязняющими факторами городских поверхностных отложений, сформированных в различных условиях.

6. Оценка доз облучения населения, связанного с природными радионуклидами в пылегрязевых отложениях.

Научная новизна диссертационной работы

1. Впервые разработан метод определения суммарной удельной бета-активности во фракционированных по размеру частиц пробах поверхностных отложений (наносов) малой массы (<5 г) с использованием сцинтилляционных детекторов. Предложена оптимальная форма анализируемого образца, геометрия его расположения относительно детектора. Обоснована методика оценки чувствительности и калибровки метода в зависимости от размерной фракции с использованием фракционированных сыпучих материалов с известным содержанием К-40.

2. Впервые разработан метод измерения суммарной удельной альфа-активности во фракционированных по размеру пробах поверхностных отложений малой массы (<5 г) с использованием твердотельных ядерных трековых детекторов. Предложены оптимальная форма анализируемого образца, геометрия его расположения относительно многослойной упаковки трекового детектора, условия и продолжительность экспонирования. Обоснована методика оценки чувствительности и калибровки метода с использованием сыпучих материалов с известным содержанием природных радионуклидов.

3. Впервые получены данные о суммарной альфа- и бета-активности городских поверхностных пылегрязевых отложений по размерным фракциям для трех крупных городов России с разным климатом, расположенных в разных географических зонах.

4. Разработанные методы радиометрического анализа позволили выявить и охарактеризовать взаимосвязь радиометрических характеристик, химического и минерального состава в размерных фракциях поверхностных отложений городской среды.

5. На основе полученных данных впервые оценена эффективная доза облучения, обусловленная ингаляционным поступлением пылевой фракции современных городских поверхностных отложений, для различных сценариев поведения.

Практическая значимость работы. Работа ориентирована на обнаружение радиоактивных веществ в образцах небольшой массы, полученных после фракционирования проб городских отложений. Пробы были отобраны в ходе эколого-геохимических исследований в жилых районах трех крупных городов России: Екатеринбурге, Ростове-на-Дону и Нижнем Новгороде. Суммарные удельные альфа- и бета-активности в различных размерных фракциях проб городских отложений являются показателем физико-химических процессов, значимых с точки зрения их влияния на здоровье человека. Наблюдение за суммарной бета-активностью позволяет также отслеживать техногенное загрязнение, в частности, выброс радионуклида Ru-106 и продуктов его распада, который был зарегистрирован станциями мониторинга в 2017 г. Для различных сценариев физической активности облучение человека сделана оценка эффективной дозы за счет ингаляции пылевой фракции городских отложений.

Методы исследования. В ходе исследования экспериментальный анализ радиоактивных или химических веществ проводился в Институте промышленной экологии УрО РАН. Детектор БДПБ-01 на основе пластикового сцинтиллятора использовался для определения суммарной удельной бета-активности в фракционированных отложениях малой массы. Суммарная удельная альфа-активность в образцах с малой массой фракции (<10 г) проводилась с использованием твердотельных ядерных трековых детекторов (ТЯТД), таких как LR-115 и CR-39. Гранулометрический анализ и разделение проб городских отложений на размерные фракции проводились в лаборатории урбанизированной среды Института промышленной экологии УрО РАН с использованием ситового

анализа, декантации и фильтрации. Химический анализ проводился в Химико-аналитическом центре Института промышленной экологии УрО РАН. Анализ проводился с использованием масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ICP-MS) для определения содержания урана, тория и потенциально вредных элементов (ПВЭ).

Положения, выносимые на защиту

1. Методы контроля суммарной удельной бета- и альфа-активности в образцах неоднородного состава, малой массы и малого объема на основе применения сцинтилляционных детекторов бета-частиц и трековых детекторов альфа-частиц и условия инструментального контроля для достижения оптимальных метрологических параметров.

2. Суммарная удельная бета-активность поверхностных пылегрязевых отложений (наносов) в крупных городах России не превышает 2,5 Бк/г и в среднем находится в диапазоне от 0,3 до 0,9 Бк/г; суммарная удельная альфа-активность не превышает 0,47 Бк/г и в среднем находится в диапазоне от 0,06 до 0,19 Бк/г.

3. Информативный индикатор геохимической трансформации современной городской среды, в том числе изменений минерального состава, ассоциаций макро- и микроэлементов в объектах среды по суммарной бета- и суммарной альфа-активности размерных фракций поверхностных пылегрязевых отложений.

4. Оценка доз облучения при ингаляционном поступлении взвешенных частиц по суммарной бета- и суммарной альфа-активности пылевых фракций поверхностных пылегрязевых отложений, а также обоснованное заключение о незначительном их вкладе (менее 0,1 мЗв/год) в структуру облучения человека.

Личный вклад автора. Все исследования, результаты которых изложены в диссертационной работе, были проведены автором лично. Во всех совместных работах, которые выполнены в соавторстве, автор участвовал в формулировке цели и задачи исследования, в разработке методов и их применении, в проведении эксперимента, а также в обработке и анализе результатов. Из совместных работ включен тот материал, который принадлежит непосредственно соискателю, заимствованный материал представлен в работе ссылками.

Достоверность результатов обеспечивается использованием современных надежных подходов к проведению радиометрических измерений, реализацией системы внутреннего лабораторного контроля качества измерений, интеркалибровкой с использованием различных методов измерения, участием в программе аналитических измерений аттестованного в государственной системе химико-аналитического центра.

Апробация результатов работы

Результаты работы были представлены на следующих конференциях: 7-я Международная молодежная научная конференция «Инновации. Физика. Технологии. ИРТ-2020 18–22 мая 2020 г., Екатеринбург, Россия; 6-я Международная молодежная научная конференция «Инновации. Физика. Технологии ИРТ-2019 20–24 мая 2019 г., Екатеринбург, Россия; 5-я Международная конференция по радиоактивности окружающей среды, ENVIRA-2019, 8–13 сентября 2019 г., Прага, Чешская Республика; XIX Уральская молодежная научная школа геофизики, Екатеринбург: ИГФ УрО РАН, 2018.

Публикации: По тематике диссертационного исследования опубликовано 11 работ, в том числе 10 статей в изданиях, индексируемых в международных базах цитирования Scopus и Web of Science.

Объем и структура диссертационной работы. Диссертация состоит из введения, четырех глав, заключения и библиографии. Общий объем диссертации 139 страницы, включая 33 рисунка и 26 таблиц. Библиография– 194 наименований.

ГЛАВА 1. РАДИОАКТИВНОСТЬ И ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

2.2 Радиоактивность городских поверхностных отложений

Городские пылегрязевые отложения (наносы) – это элемент седиментационного каскада городской среды [5], состоящий из минеральных и органических компонентов, а также мусора и других техногенных образований [10]. Из-за своего сложного состава городские пылегрязевые отложения являются одними из основных накопителей токсичных веществ [10–12], а также естественных и искусственных радионуклидов.

Территории городских районов подвергаются радиоактивному загрязнению естественного и/или антропогенного происхождения [13]. Накопление радионуклидов в отложениях зависит от их физических и химических свойств. Распределение радионуклидов в городских пылегрязевых отложениях дает важную информацию о переносе и осаждении отложений, а также о происхождении материала отложений [13,14]. Концентрации ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K и их распределение в городских отложениях в значительной степени зависит от типа базовых геологических образований и структур [15]. Содержание урана и тория в земной коре составляет 1,1–10 ppm для урана и 10 ppm для тория [16]. Это соответствует диапазону концентраций 13,5–123 Бк/кг для ^{238}U и ^{232}Th 39,4 Бк/кг.

В результате выпадения и рассеивания антропогенные радионуклиды, такие как ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{129}I , попадают на поверхность и являются источником для вдыхания и абсорбции человеком. В период ядерных испытаний (1950–1960) и ядерной аварии на Чернобыльской атомной электростанции в 1986 г. Самый распространенный в почве продукт деления, ^{137}Cs , равномерно распределялся и адсорбировался в поверхностном слое. Проблема вертикального распределения и миграции ^{137}Cs в почве широко изучается [16,17]. Радионуклиды в почве поглощаются различными компонентами городской почвы (органическое вещество, глины, карбонаты), при этом характеристики городской почвы по-разному влияют на процессы сорбции/десорбции, и миграции, а также на биологическую фиксацию этих радионуклидов в наземных экосистемах [18].

Радионуклиды, присутствующие в городских отложениях, могут попадать в организм человека несколькими путями: при глотании, вдыхании и контакте с кожей. Измерение естественной радиоактивности в городских отложениях представляет большой интерес для исследователей во всем мире [19,20].

Таким образом, радиоактивность объектов городской среды отражает возможное радиоактивное загрязнение городской поверхности, а также свидетельствует о масштабе процессов миграции поллютантов в окружающей среде. В последнее время измерение суммарной концентрации альфа- и бета-активности в объектах окружающей среды, таких как поверхностные и донные отложения, почва, становится все более необходимо из-за опасений по поводу возможного радиоактивного загрязнения, имеющего естественное или антропогенное происхождение и приводящего к облучению человека [7]. Методы суммарного альфа- и бета-анализа, с использованием альфа-спектроскопии, жидкостной сцинтилляционной спектроскопии или пропорционального счетчика довольно просты, а также относительно недороги [21].

Кроме того, анализ суммарной альфа- и суммарной бета-активности дает возможность получить данные обо всех радионуклидах в городской среде, связанных с альфа- и бета-частицами. Однако данный метод не может быть использован для оценки радиационного воздействия, поскольку он не дает информации об изотопном составе образца. Данные о суммарной альфа- и суммарной бета-активности могут быть использованы для анализа изменений в окружающей среде в результате антропогенной деятельности по сравнению с ее естественным состоянием [22]. Что касается антропогенной радиоактивности, то обнаружение повышенного суммарного альфа-излучения может быть использовано для проверки наличия трансурановых элементов в отходах, тогда как обнаружение суммарного бета-излучателя может быть поводом для проверки продуктов деления в непреднамеренных выбросах атомных электростанций. Если результаты подтверждают загрязнение, то требуется дальнейший анализ для определения содержания изотопов с использованием более сложных и трудоемких методов. Первоначальный подход к скринингу должен включать минимальную подготовку

проб и различать альфа- и бета-излучающие радионуклиды [23]. Сравнение суммарной альфа- и бета-активности в измеренных образцах позволит идентифицировать доминирующий режима распада и, таким образом, классификации основных радионуклидов как альфа- или бета-излучателей. Необходима тщательная подготовка стандартных образцов для минимизации массы изучаемого объекта для тех исследовательских задач, когда доступны лишь небольшие количества материала [7,8]. Суммарная альфа-активность для естественной радиоактивности более важна, чем суммарная бета-активность, поскольку она применяется к радиоактивности урана, тория, радия и радона, которые являются наиболее распространенными радионуклидами, в том числе и в воде [24]. Перечисленные причины позволяют сделать вывод, что измерения суммарной альфа- и бета-активности представляют собой одни из простейших методов идентификации естественных или искусственных источников излучения.

1.2. Особенности урбанизированной среды

Значительная часть окружающей среды в результате промышленной деятельности человека была изменена и стала антропосферной с иным характером регулирования и управления, чем природная среда [21]. Одна из сред антропосферы – урбанизированная среда (УС). Мегаполисы и города стали основной средой обитания человека [25,26]. Интенсивное культурное и социально-экономическое развитие, промышленный рост городов сопровождается увеличением воздействия на окружающую среду [27]. К наиболее острым экологическим проблемам относятся:

- миграция и концентрация населения, снижение качества окружающей среды;
- потеря и передача плодородных сельскохозяйственных и лесных земель в городское пользование, просадки, эрозия почвы, обезлесение;
- загрязнение компонентов окружающей среды (атмосферный воздух, поверхностные и подземные воды, почва) и угрозы здоровью населения;
- утрата, сокращение и ухудшение качества рекреационных территорий;
- образование отходов производства и потребления;
- осложнение санитарно-эпидемиологической ситуации.

В настоящее время разработан комплексный подход к оценке экологического состояния городских территорий. Такой подход основан на планировке городских территорий [5].

1.3 Образование отложений в городской среде

На городской поверхности образуются отложения (ГПО), состоящие из частиц широкого диапазона размеров: пыли, мелкого и крупного песка. Накопление загрязнения в городской среде – это процесс, при котором загрязняющие вещества естественного и антропогенного происхождения откладываются на таких поверхностях, как крыши, дороги и внутриворонные проезды [28,29]. К основным городским поверхностям относятся дороги (дорожные отложения) и городская почва (грунт).

Источники образования дорожных отложений и их загрязнение тяжелыми металлами объясняются в рамках теории городского седиментационного каскада, описанного в [30] (Рисунок 1.1).

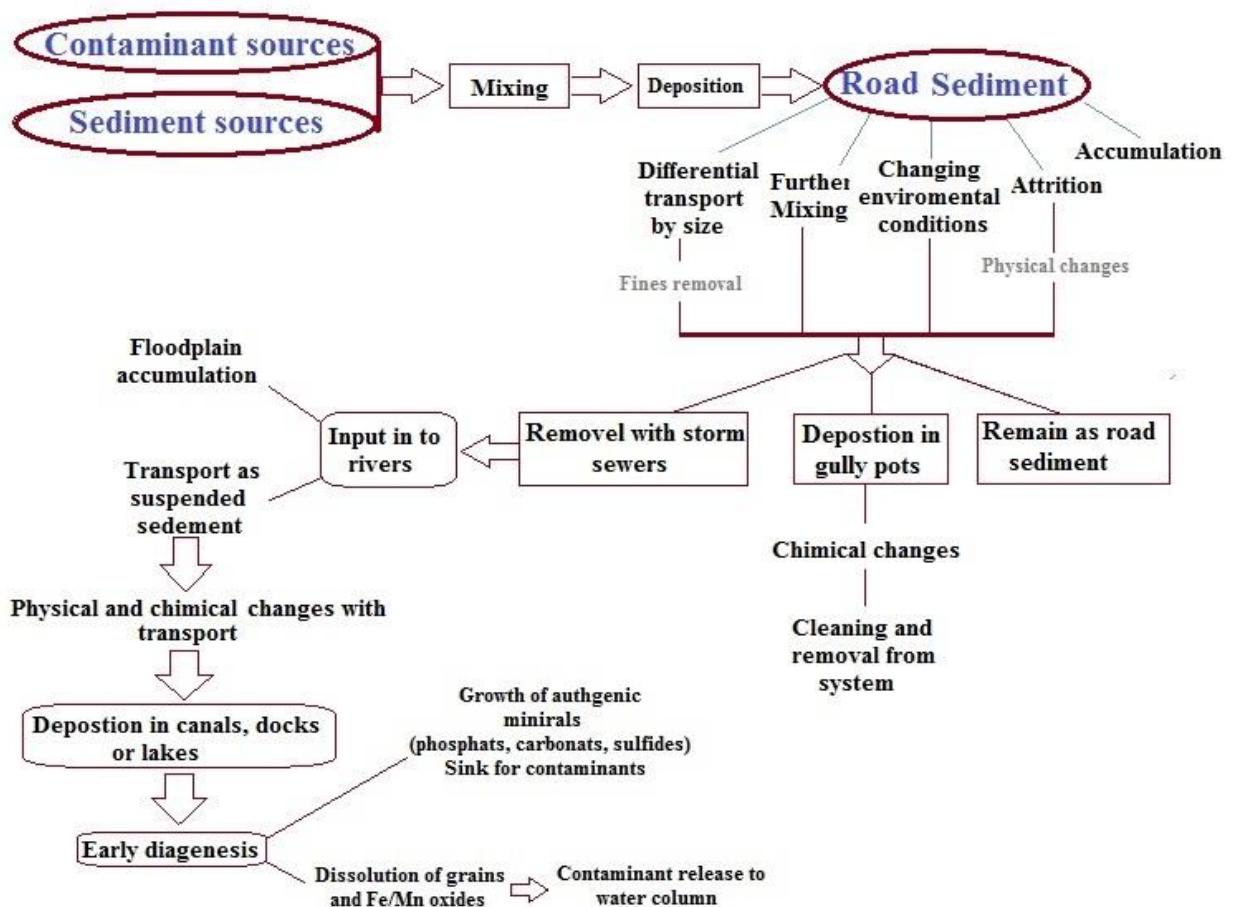


Рисунок 1.1– Городской седиментационный каскад [30]

Дорожные отложения обычно считаются наиболее важными отложениями городской среды [31,32]. Осадки, образующиеся на различных городских поверхностях, таких как дороги, внутридворовые проезды, тротуары и игровые площадки, считаются особым компонентом городской среды, который значительно снижает ее качество и способствует отрицательному ее восприятию городской среды в целом. В локальных понижениях микрорельефа могут наблюдаться значительные отложения толщиной более 5 см [11]. ГПО содержат значительное количество мелких твердых частиц, в том числе высокотранспортабельных фракций $PM_{2,5}$ и PM_{10} , которые представляют значительную опасность для здоровья при распространении в атмосфере [33]. Авторы [34] описывают ГПО как загрязнитель из неточечных источников органических и неорганических токсичных веществ, включая патогены. Некоторые авторы фиксировали высокие уровни потенциально вредных элементов (ПВЭ) в дорожных отложениях [35]. Химический и гранулометрический анализ ГПО, особенно дорожных отложений, включен в программы экологического мониторинга нескольких городов [36]. Потоки дождевой и талой воды представляют собой важный фактор, поскольку захватывают и переносят ГПО в пониженные части ландшафта и ливневые коллекторы. Перемещение отложений по городской территории зависит от особенностей местности, таких как тип землепользования, рельеф и др. [37].

Высокодинамичный характер городской системы наносов и ключевые взаимосвязи между источниками наносов, механизмами переноса и пост-осадочными модификациями отложений являются важной характеристикой городского седиментационного каскада. В городском каскаде основные площадки отложения наносов это дорожные покрытия, овраги, ливневые коллекторы, русла водотоков и водоемы. Отложение мелкозернистых фракций (например, глины, ила и мелкого песка) на дорожных покрытиях, водосточных желобах и ливневых коллекторах, как и накопление в руслах городских рек, является краткосрочным – от нескольких дней до месяцев. Нет однозначного понимания маршрутов, по которым осуществляется движение отложений от мест их образования до водоемов, и скорости переноса наносов по этим маршрутам. Большая часть переноса наносов

в городской среде происходит под действием воды, как и в других водных системах: система приводится в движение потоком воды и, по существу, связывает наземную часть городской системы с сетью каналов. Однако также может иметь место перераспределение более мелкодисперсных отложений ветром, что может оказывать значительное отрицательное воздействие на качество воздуха и здоровье человека [32].

1.3.1 Пылевая фракция

Твердые частицы, накапливающиеся на непроницаемых поверхностях на открытом воздухе, в совокупности называются пылью, в то время как частицы, обнаруженные в городских жилищах, обычно называются домашней пылью. Однако исследования различных городских сред [38] позволили сделать вывод, что большая часть городских отложений имеет размер ~ 400 мкм, поэтому использование термина «пыль» может быть некорректным.

Пыль – рыхлая субстанция или материал износа, переносимый ветром или движением транспорта [39]. Одним из основных источников городских твердых частиц также называют уличную пыль [40]. К распространенным источникам образования дорожной пыли в городской среде можно отнести эрозию грунта, износ шин, износ тормозов, дорожный износ, строительные и дорожные работы и подметание улиц [41]. При миграции пыли важную роль играют такие физические характеристики, как размер и морфология [42]. Основная проблема, которая вызывает повышенное внимание к дорожной пыли, заключается в том, что она может повторно попасть в окружающую атмосферу в результате движения транспорта [43]. Основными компонентами дорожной пыли являются кристаллизованные минералы, металлы, органические и неорганические соединения и биологические материалы [44]. Наиболее изученные компоненты дорожной пыли – потенциально вредные элементы (ПВЭ) [45], биомасса [46], полициклические ароматические соединения (ПАС) [47] и черный углерод [48].

1.3.2 PM₁₀ и PM_{2.5}

Взвешенные частицы, из-за своего воздействия на здоровье человека и изменение климата (радиационный баланс и образование облаков) представляют

актуальный объект исследования. В зависимости от аэродинамического диаметра (D_{ch}) взвешенные частицы обычно делятся на четыре фракции: суммарные взвешенные частицы (СВЧ; $D_{ch} < 100$ мкм), крупные частицы ($PM_{10-2,5}$; $2,5 < D_{ch} < 10$ мкм), мелкие частицы ($PM_{2,5}$; $D_{ch} < 2,5$ мкм) и сверхмелкозернистые частицы (СЧ, $PM_{0,1}$; $D_{ch} < 0,1$ мкм) [49]. Одним из значительных источников твердых частиц размером менее 10 мкм (PM_{10} , составляющие 50 % всех РМ) в городских условиях является вторичный ветровой подъем (ресуспендирование дорожной пыли) [50]. Они также могут существовать в основном в твердых частицах размером менее 2,5 мкм ($PM_{2,5}$) [41]. Дорожная пыль может включать в себя выхлопные газы транспортных средств [51], выбросы за счет износа шин/тормозов [52], асфальтовую золу [53], средства для плавления снега/льда [54], строительные материалы [51], минералы почвенного происхождения и пыль из пустынных районов [55]. По сравнению с крупной фракцией мелкая фракция дорожной пыли может находиться во взвешенном состоянии в воздухе в течение более длительного времени и быть более опасной для здоровья человека. Чтобы найти ее источник и лучше понять ее влияние на загрязнение воздуха и здоровье человека, важно определить физико-химические свойства дорожной пыли. Большая часть результатов, приведенных в научной литературе, была получена с помощью химического анализа грубых фракций или большого объеме мелкодисперсных фракций. Также во многих исследованиях определяли распределение дорожной пыли по массе. Характеристики мелкой фракции дорожной пыли изучались в нескольких работах [56]. Мелкая фракция имеет различный химический состав по сравнению с крупной фракцией, которая включает значительное количество почвенных минералов. Химический состав дорожной пыли в разных местах и в разных городских условиях также разный. Природные материалы – карбонаты, силикаты, неорганические компоненты, такие как сульфат, нитрат, натрий, калий, хлорид и аммоний, тяжелые металлы и органические компоненты являются типичными составляющими для РМ.

1.3.3 Цикл переносимых по воздуху взвешенных частиц

Автомобили и промышленность являются основными потенциальными источниками взвешенных частиц в городских районах [57]. Придорожные

взвешенные частицы образуются из выхлопных газов автомобилей, частиц износа шин и повторно взвешенной придорожной почвы, в результате сжигания топлива [58]. Как правило, переносимые по воздуху твердые частицы состоят из пыли и биомассы, образующихся при сгорании на уровне земли, тогда как вторичными источниками выбросов аэрозолей являются подземные источники топлива (Рисунок 1.2А). Улавливая и удерживая переносимые по воздуху РМ, городская растительность и городские здания улучшают качество воздуха. (Рисунок 1.2Б). Однако большая часть переносимых по воздуху РМ, улавливаемых растениями, лишь временно сохраняется на поверхности листьев и ресуспендируется ветром обратно в воздух, где они снова становятся переносимыми загрязнителями [57]. В отличие от ветра, осадки, благодаря процессу, называемому смывом могут удалить оставшиеся РМ с поверхности листьев (Рисунок 1.2В); РМ удаляются на землю смывом и откладывается в почве [59] (Рисунок 1.2Г).

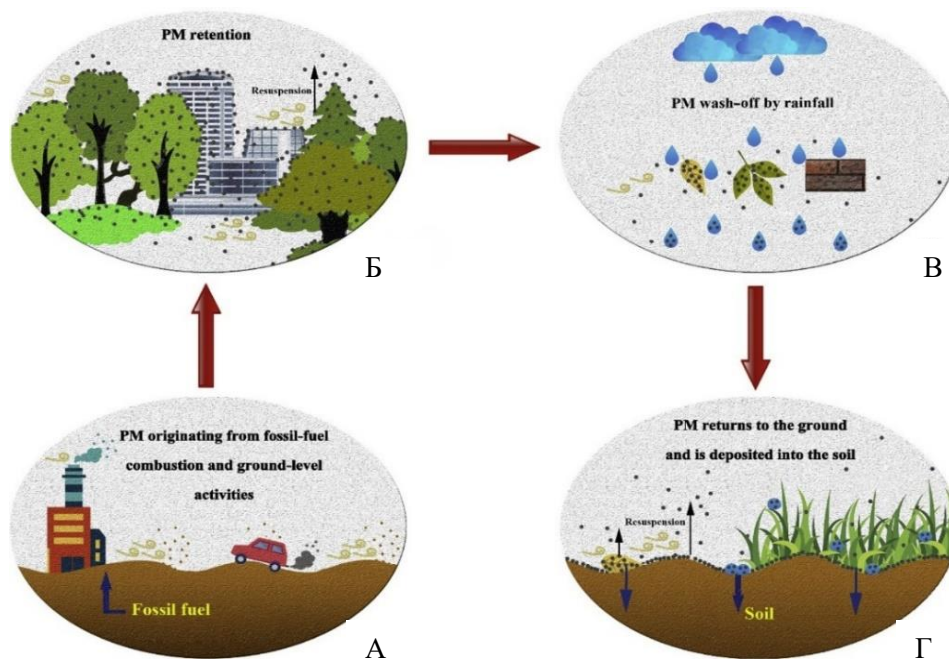


Рисунок 1.2 – Жизненный цикл взвешенных частиц [59]

1.3.4 Опасность пыли и взвешенных частиц для здоровья

Повышенное внимания проблемам здоровья, связанным со всеми видами загрязнения в городах, привело к неуклонному увеличению спроса на более эффективный контроль выбросов, особенно в развивающихся странах [60]. Взвешенные частицы содержат в своем составе большое количество различных

видов органических и неорганических соединений, имеют различную форму, вес и оптические свойства [61]. Длительное воздействие высоких концентраций взвешенных частиц может представлять серьезную опасность для здоровья человека. От крупных частиц достаточно легко можно избавиться при кашле, чихании и глотании, чего нельзя сказать о частицах размером менее 5 мкм, которые могут попасть в трахею и дыхательные пути [62].

Воздействие твердых частиц на организм человека обуславливает развитие сердечно-сосудистых и респираторных заболеваний [63]. Доказано, что загрязнение воздуха приводит к более чем одному миллиону преждевременных смертей и одному миллиону случаев дородовой смерти в мире ежегодно [64]. Переносимые по воздуху ТЧ в экосистеме могут снизить конкретные угрозы загрязнения для здоровья человека и городских растений [65].

Потребность в целевых показателях снижения выбросов была вызвана озабоченностью по поводу качества городского воздуха, что привело к контролю на законодательном уровне [66]. Взвешенные частицы в атмосферном воздухе могут возникать как естественным образом, так и из типичных городских источников (например, транспортные средства, бытовые системы отопления и т. д.). Многие исследования были посвящены поискам отличий естественного вклада от антропогенного. Исследования, которые определяют распределение размера частиц и химический состав этих выбросов, важны, потому что эти свойства определяют их потенциальное воздействие на здоровье. Так, диаметр <10 мкм считается «респирабельным» (может достигать альвеол легких и может вызывать раздражение и заболевание), при этом самые крупные частицы фракции задерживаются в носу, горле и верхних дыхательных путях, а частицы диаметром $<2,5$ мкм могут проникать глубоко в дыхательную систему, за пределы естественных механизмов очистки организма, и с большей вероятностью будут задерживаться и абсорбироваться. Следовательно, фракция $PM_{2,5}$ может стать причиной с неблагоприятных последствий для здоровья [67], а также плохого качества атмосферного воздуха и снижения видимости [68]. Ряд исследователей [67] отмечают трудности в оценке воздействия на здоровье мелкодисперсных частиц, т.

е. частиц $<0,5$ мкм, хотя большая часть исследований сосредоточена на самой тонкой фракции.

Как правило, мелкие частицы (< 10 мкм) удаляются с трудом и могут оседать в дыхательных путях, вызывая проблемы с легкими и сердцем, особенно если частицы содержат токсичные компоненты, такие как тяжелые металлы, радионуклиды и полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) [69].

1.4. Радиация в окружающей среде

Источники радиации подразделяются на два вида: естественные, или природные, в том числе космического и земного происхождения, и антропогенные, или техногенные (предприятия атомной промышленности, тепловые электростанции, ядерные полигоны, техногенные аварии, диагностическое или лечебное оборудование и препарат). На долю природных источников в окружающей среде приходится примерно 87 %. Вклад антропогенных источников составляет 13 % (Рисунок 1.3) [70].



Рисунок 1.3 – Радиационное воздействие различных источников излучения [70]

1.4.1 Космическое излучение

Космическое излучение – это проникающее ионизирующее излучение, которое состоит из частиц и электромагнитной энергии, поступающей из космоса. Космическое излучение постоянно воздействует на атмосферу Земли и обычно состоит из быстро движущихся частиц, которые существуют в космосе и исходят из многих источников, включая Солнце и другие небесные объекты.

Космические лучи – это преимущественно протоны, но они могут быть тяжелыми частицами или квантами электромагнитной энергии. Некоторое количество ионизирующего излучения проникает сквозь толщу атмосферы Земли и воздействует на человека, что приводит к естественному воздействию радиации. На его долю приходится около половины годового воздействия естественного радиационного фона. Известно, что мощность дозы от фотонов и ионизирующей компоненты меняется в зависимости от широты, но это изменение невелико. Мощность дозы на геомагнитном экваторе примерно на 10 % ниже, чем на больших широтах. Учитывая географическое распределение населения по широте, средняя мощность дозы в атмосферном воздухе на уровне моря составляет 31 нГр/ч, что приводит к среднемировой годовой эффективной дозе на уровне моря около 0,28 мЗв [70]. Основные источники космической радиации – протоны (85 %), альфа-частицы (14 %) и атомные ядра легких элементов (примерно 1 %) [71]. Эти частицы обладают высокой проникающей способностью. Ослабление энергии частиц в атмосфере уменьшает поток космических лучей на поверхность Земли. В результате воздействие космических лучей удваивается каждые 1 500 м над поверхностью земли. Космические лучи являются основным источником ионизации атмосферы на высоте от 70 до примерно 1 км.

1.4.2 Радионуклиды в земной коре

Земная радиация – излучение радиоактивных элементов, входящих в состав земной коры, а именно распада радиоактивных ^{238}U и ^{232}Th и радиоактивного калия ^{40}K [72]. Средняя эффективная доза внешнего облучения, которую человек получает от земных источников естественной радиации, составляет примерно 0,35 мЗв в год. Именно этим можно объяснить, почему измерение естественной радиоактивности так важно и почему многие исследования связаны с изучением естественной радиоактивности [73, 74].

Калий-40. Из трех изотопов калия, встречающихся в природе, только ^{40}K нестабилен и имеет период полураспада $1,3 \cdot 10^9$ лет. Он распадается на бета-частицы до кальция-40 (89 %) и путем захвата электронов до аргона-40 (11 %) и производит гамма-лучи 1,46 МэВ после распада и захвата электронов. Калий-40

содержится в природном калии в количестве 0,0117 % по массе, что обеспечивает удельную активность калия около 30 кБк /кг [75].

Уран. Первородный уран, повсеместно встречающийся в природе, состоит из двух изотопов с массовыми числами 235 и 238. В земной коре ^{238}U , родительский изотоп радиоактивного ряда радия, составляет 99,7 % урана по массе, ^{235}U , родительский изотоп актиниевой цепочки распада, – 0,72 %, и ^{234}U , короткоживущий член цепи ^{238}U , обычно находится в радиоактивном равновесии или почти в равновесии с родительским изотопом. Серия ^{238}U включает 14 преобразований, из которых 8 это α -распад и 6 – β -распад. Стабильный конечный продукт – ^{206}Pb . Цепочка распада представлена на Рисунок 1.4. Серия ^{235}U включает 11 преобразований, из которых 7 это α -распад и 4 – β -распад. Стабильный конечный продукт – ^{207}Pb .

Торий. Единственный первичный изотоп тория – это торий-232. Как и уран, он встречается повсеместно. Более короткоживущие изотопы тория присутствуют во всех трех цепочках естественного распада. Мощность дозы внешнего гамма-излучения от ториевой цепочки обычно несколько больше, чем от урановой, и обусловлена излучением продуктов распада, а не самого ^{232}Th . Родительский нуклид серии ^{232}Th проходит 10 преобразований, из которых 6 это α -распад и 4 – β -распад. Стабильный конечный продукт – ^{208}Pb .

Облучение человека земными радионуклидами обусловлено цепочками радиоактивного распада ^{238}U и ^{232}Th , а также радиоизотопа ^{40}K [76].

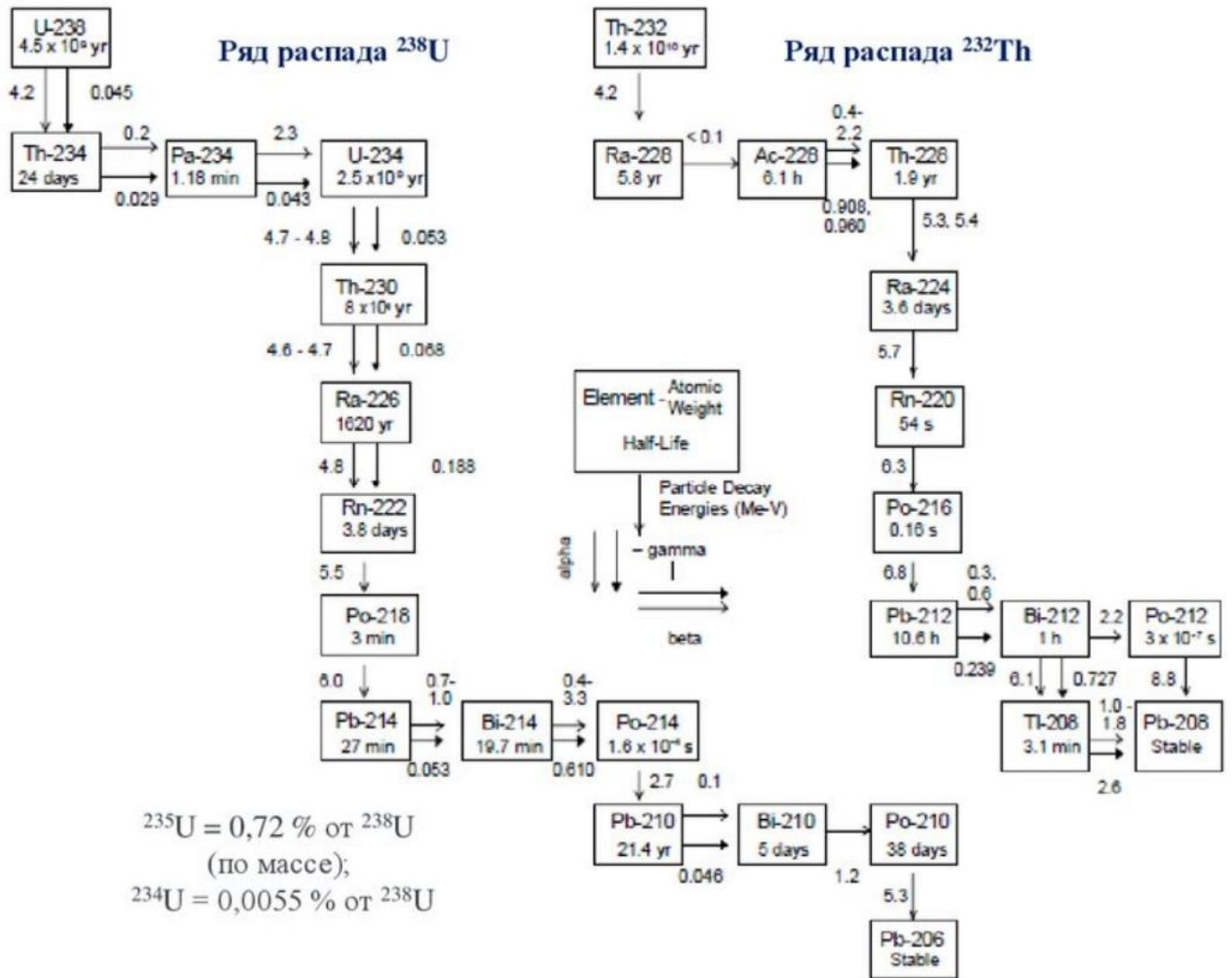


Рисунок 1.4 – Цепочки радиоактивного распада ^{238}U и ^{232}Th (показаны не только стандартные, но и традиционно используемые обозначения элементов цепочек распада ^{238}U и ^{232}Th).

Более высокие уровни радиации коррелируют с магматическими породами, включая гранит, а более низкие уровни – с осадочными породами. Однако многие сланцы и фосфатные породы имеют относительно высокие уровни радионуклидов (таблица 1.1) [77].

Таблица 1.1–Концентрация ^{238}U и ^{232}Th в горных породах и почвах по данным NCRP (1987) [78]

Тип породы	^{238}U		^{232}Th	
	‰	Бк/кг	‰	Бк/кг
Магматические				
Базальт	0,5–1	7–10	3–4	10–15
Гранит	3	40	17	70
Осадочные				
Сланец	3,7	40	12	50
Песчаник				
Карбонатные породы	2	25	2	8
Континентальная верхняя кора				
Среднее	2,8	36	10,7	44
Почвы				
Среднее	1,8	66	9	37
Среднее по всем типам		33		45

Проводится большая работа по определению минимальных уровней радиоактивности в различных экосистемах. Данные исследования являются подтверждением того, что оценка нормальных уровней концентрации радионуклидов и их стабильности в окружающей среде имеет большое значение для многих областей науки. Так, данные разработки весьма востребованы для понимания поведения естественных радионуклидов в атмосфере (например, движение, перенос, перемещение), поскольку такая информация может использоваться в качестве соответствующих значений параметров для радиологической оценки [79, 80].

1.4.3 Источники искусственных радионуклидов

С 1940-х гг. искусственные радионуклиды поступают в окружающую среду из нескольких источников. По данным НКДАР ООН (2000), с 1945 по 1980 г. На долю атмосферных и подземных испытаний приходилось более 80 % суммарного объема выбросов радионуклидов (530 Мт) (Рисунок 1.5). Самый большой выброс радионуклидов из этого источника произошел в период между 1950–1960-ми гг., когда проводилось большинство ядерных испытаний (Рисунок 1.5 А) в сочетании со взрывами максимальной мощности (Рисунок 1.5 Б). Из-за местоположения испытаний, а также глобальной атмосферной циркуляции и атмосферных осадков основной вклад от испытаний ядерного оружия в атмосфере (Рисунок 1.5 В), называемый глобальными выпадениями, распределялся вместе с широтными полосами, особенно между 30–60 градусом северной широты (~ 43 градуса северной широты).

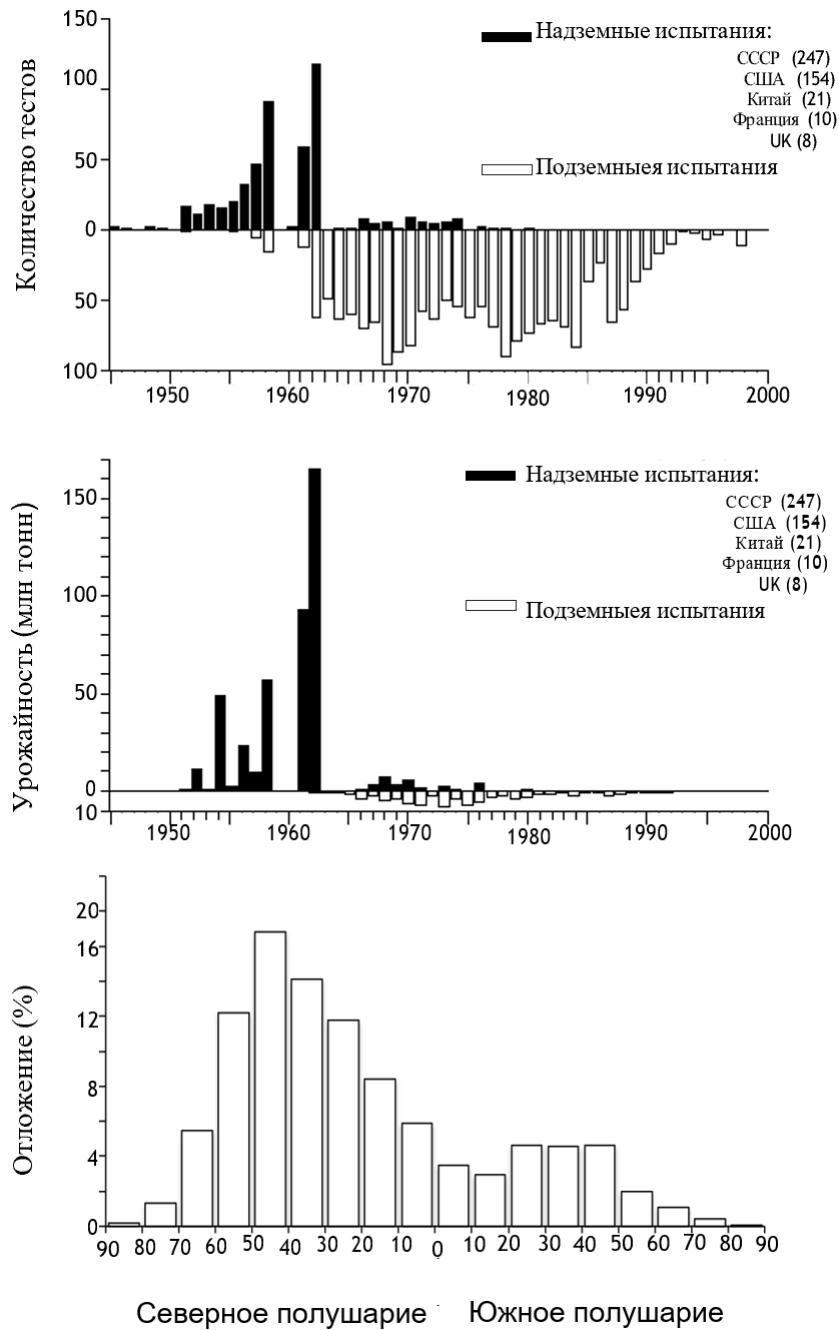


Рисунок 1.5 – Количество испытаний ядерного оружия в атмосфере и под землей (А); суммарная мощность атмосферных и подземных испытаний (Б); глобальное выпадение радиоактивных осадков в Северном и Южном полушариях (В) [81]

К 2017 г. большая часть радионуклидов, образовавшихся во время испытаний ядерного оружия в атмосфере и выпавших в виде глобальных осадков, распалась (таблица 1.2).

Таблица 1.2– Выбросы радионуклидов при испытаниях ядерного оружия в атмосфере НКДАР ООН (2000), если не указано иное [81]

Радионуклид	Период полураспада	Глобальный выброс, ПБк (кг)	
		1963 *	2017 **
^3H	12,33 лет	$1,9 \times 10^5$	$1,1 \times 10^4$
^{14}C	5 730 лет	$2,1 \times 10^2$	$2,1 \times 10^2$
^{54}Mn	312,3 сут	$4,0 \times 10^3$	~ 0
^{55}Fe	2,73 лет	$1,5 \times 10^3$	$4,7 \times 10^{-3}$
^{89}Sr	50,53 сут	$1,2 \times 10^5$	~ 0
^{90}Sr	28,78 лет	$6,2 \times 10^2$	$1,9 \times 10^2$
^{91}Y	58,51 сут	$1,2 \times 10^5$	~ 0
^{95}Zr	64,02 сут	$1,5 \times 10$	~ 0
^{103}Ru	39,26 сут	$2,5 \times 10^5$	~ 0
^{106}Ru	373,6 сут	$1,2 \times 10^4$	~ 0
^{125}Sb	2,76 лет	$7,4 \times 10^2$	$2,6 \times 10^{-3}$
$^{129}\text{I}^a$	15,7 млн лет	$5,3 \times 10^{-4}$	$5,3 \times 10^{-4}$ (90)
^{131}I	8,02 сут	$6,8 \times 10^5$	0
^{137}Cs	30,07 лет	$9,5 \times 10^2$	$3,0 \times 10^2$
^{140}Ba	12,75 сут	$7,6 \times 10^5$	0
^{141}Ce	32,50 сут	$2,6 \times 10^5$	~ 0
^{144}Ce	284,9 сут	$3,1 \times 10^4$	~ 0
$^{236}\text{U}^b$	23,5 млн лет	$5,3 \times 10^{-3}$	$5,3 \times 10^{-3}$ (900)
^{239}Pu	24 110 лет	$6,5 \times 10^0$	$6,5 \times 10^0$
^{240}Pu	6 563 лет	$4,4 \times 10^0$	$4,3 \times 10^0$
^{241}Pu	14,35 лет	$1,4 \times 10^2$	$1,3 \times 10^1$

* По данным НКДАР ООН (2000), за базовый год был взят 1963 г.

** На 2017 г. С учетом радиоактивного распада.

^a Среднее расчетных выбросов (50–150 кг) [82].

^b Выброс оценивается по Сакагучи и др. (2009) [83].

Заводы по переработке ядерных материалов используются для извлечения и отделения перерабатываемого делящегося материала (~ 96 % урана и 1 % плутония) от продуктов деления (~ 3 %) и неделящихся актинидов, образующихся на атомных электростанциях при сжигании топлива. Выбросы жидких и газообразных веществ с перерабатывающих предприятий соответствуют нормативным ограничениям, установленным для радионуклидов, которые

представляют значительный радиологический риск для окружающей среды и людей. Однако европейскими перерабатывающими заводами сброшено значительное количества искусственных радионуклидов в океан предприятия (например, Селлафилд и Маркуль, Рисунок 1.6). При этом сбросы радионуклидов из Селлафилда (Рисунок 1.6 А), одного из крупнейших в мире заводов по переработке, были значительно больше, чем из Маркуля (Рисунок 1.6 В) [84]. Сточные воды Маркуля почти вдвое увеличили содержание ^{137}Cs в донных отложениях в устье реки Рона к 1990-м гг [85] и увеличили концентрацию ^{129}I на 5 порядков выше ожидаемых глобальных выпадений в поверхностной морской воде устья Роны ($\sim 10^6 \text{ ат}\cdot\text{кг}^{-1}$) [86].

Ядерные аварии являются третьим по величине источником искусственных радионуклидов в окружающей среде. После того, как в 1942 году был построен первый ядерный реактор, произошло несколько ядерных инцидентов. Ядерные аварии, произошедшие в Чернобыле и Фукусиме, вызвали серьезную озабоченность. Ядерные аварии характеризуются выбросом из точечного источника, отличным от глобального выпадения осадков, но с сопоставимым поступлением радионуклидов от ядерной перерабатывающей промышленности, которое четко определено во времени и пространстве и должно быть ограничено.

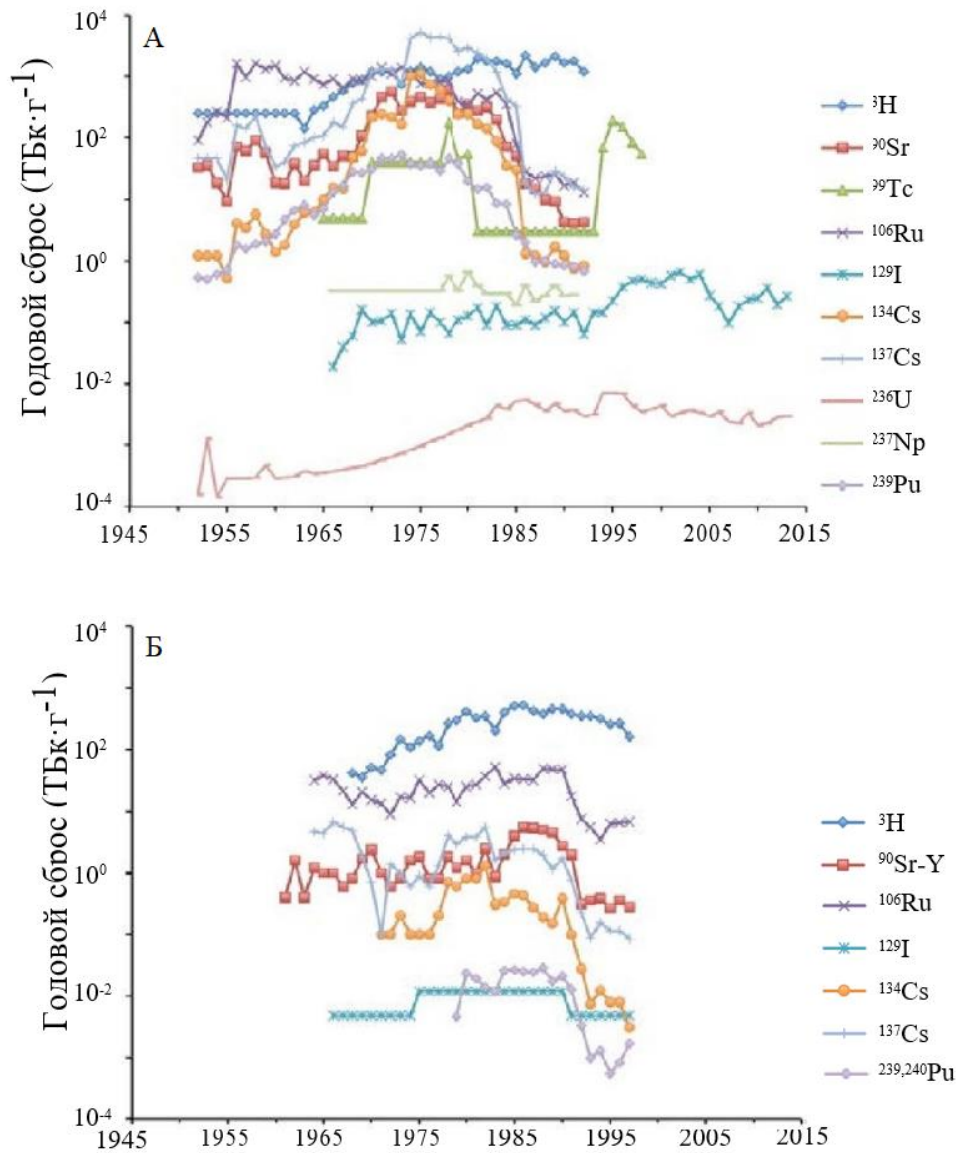


Рисунок 1.6 – Зарегистрированные ежегодные сбросы жидкости с перерабатывающих заводов Селлафилда, Соединенное Королевство (А) и Маркуль, Франция (В). Выпуски Sellafield взяты из Gray et al. (1995) [87] кроме: ^{99}Tc [88]; ^{129}I и ^{236}U [89] и ^{237}Np [90], ^{129}I [91]

Авария в Чернобыле 26 апреля 1986 г. привела к массовым выбросам радиоактивных веществ в атмосферу и загрязнению больших территорий значительными уровнями радиоактивного йода, радиоцезия и других изотопов радионуклидов в Беларуси, Украине и на западе России. Авария на Чернобыльской атомной электростанции (АЭС) 1986 г. Относится к первой группе: скачок напряжения был вызван неспособностью контроля цепных реакций деления, что привело к взрыву и мгновенному разрушению реактора [92].

Ядерная авария на Фукусима-1 произошла в 2011 г. Отключение трех систем охлаждения реакторных блоков из-за повреждения систем электроснабжения вызвал сброс искусственных радионуклидов в Тихий океан, увеличив содержание ^{137}Cs в его северной части Тихого океана примерно на 20 % [93].

Выбросы радиоактивных веществ

В таблица 1.3 приведены сравнительные данные по выбросам радиоактивных веществ в атмосферу при авариях на Чернобыльской АЭС и на Фукусиме-1 [94]. Данные НКДАР ООН [95] основаны в первую очередь на Terada et al. [96], которые суммируются на основе метода инверсии, позволяющего объединять данные мониторинга окружающей среды с результатами моделирования атмосферного переноса высвобожденной радиоактивности. Выбросы ^{131}I и ^{137}Cs на Фукусиме-1 были значительно ниже, чем в Чернобыле. Сравнение результатов НКДАР ООН и Чернобыльского форума показывает, что выбросы ^{131}I и ^{137}Cs на Фукусиме-1 составили 7 % и 10 % выбросов от выбросов в Чернобыле соответственно. Выбросы ^{90}Sr , ^{239}Pu и других радионуклидов на Фукусиме-1 намного ниже, чем в Чернобыле, что отражает разницу сложившихся условий аварийной ситуации. В случае аварии на Чернобыльской АЭС взрыв произошел внутри активной зоны реактора, материалы реактора (ядерное топливо и графитовые блоки) были выброшены в атмосферу. Таким образом, радионуклидный состав выбросов был аналогичен составу активной зоны реактора. В отличие от Чернобыльской АЭС, активные зоны реактора на Фукусиме-1 не взорвались, и выбросы в атмосферу состояли в основном из газообразных и летучих радионуклидов из поврежденных и расплавленных активных зон реактора. На АЭС «Фукусима-1» произошло два взрыва водорода под крышей реакторных корпусов 1-го и 3-го энергоблоков. Анализ образцов почвы подтвердил гораздо более низкие выбросы ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в атмосферу при аварии на Фукусиме-1, чем в Чернобыле.

Таблица 1.3–Оценки выброшенной в атмосферу радиоактивности (ПБк) основных радионуклидов: Чернобыль и Фукусима-1

	Чернобыль [94]	Фукусима-1 [95]
^{133}Xe	6 500	7 300
^{131}I	1 760	120
^{132}Te	1 150	29
^{134}Cs	47	9,0
^{137}Cs	85	8,8
^{90}Sr	10	n.a.
^{95}Zr	84	n.a.
^{103}Ru	168	n.a.
^{106}Ru	73	n.a.
^{140}Ba	240	n.a.
^{141}Ce	84	n.a.
^{239}Np	400	n.a.
^{239}Pu	0,013	n.a.

n.a. = не оценивался.

Восточно-Уральский радиоактивный след В 1957 г., на химкомбинате «Маяк» (Южный Урал, Россия) произошел взрыв, в результате которого произошло радиоактивное загрязнение больших территорий – около 20 000 км². Зона радиоактивного загрязнения Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) приведена в работе [97]. По мнению авторов [98], это была одна из самых значительных радиационных аварий в истории человечества.

В 1967 г. Территория ВУРСа была загрязнена несколькими короткоживущими и долгоживущими радиоактивными изотопами (вторичное загрязнение), что связано с ветровым переносом отложений, содержащих радионуклиды, из водохранилища и озера Карачай. По прошествии значительного времени после аварии, радиоактивное загрязнение территории ВУРСа в основном представлено ^{90}Sr , ^{90}Y , которые медленно удаляются из костной ткани [99].

На территории ВУРСа Молчанова и др. [100] пришли к выводу, что уровень современной радиации остается выше естественного фона и в основном обеспечивается за счет долгоживущего ^{90}Sr , накопившегося в верхних слоях почвы.

Атомные электростанции составляют важную часть национальной энергетической системы во многих странах. По сравнению с большинством других форм энергии, используемых при производстве электроэнергии, атомная энергия

является экономически конкурентоспособной и экологически чистой. Очевидно, что в среднесрочной перспективе и в будущем вклад ядерной энергии в национальные поставки энергии будет увеличиваться.

При эксплуатации ядерных реакторов образуется ряд радиоактивных отходов. Однако по сравнению с количеством отходов, производимых угольными электростанциями, их объем значительно меньше. Отходы, образующиеся на атомных электростанциях, имеют довольно низкую активность и низкую радиотоксичность и, как правило, короткий период полураспада содержащихся в них радионуклидов. Количество и виды отходов, образующиеся на атомной электростанции, зависят от типа реактора, конкретных характеристик конструкции реактора, условий эксплуатации и целостности топлива. Радиоактивные отходы АЭС—это остатки строительных конструкций содержащие активированные радионуклиды, замедлитель и теплоноситель; продукты коррозии и продукты деления топлива [101].

Все радиоактивные отходы в конечном итоге, распадаются на нерадиоактивные элементы, причем чем более радиоактивен изотоп, тем выше скорость его распада. В зависимости от уровня радиоактивности радиоактивные отходы классифицируются как низкоактивные (НАО), среднеактивные (САО) или высокоактивные (ВАО) [102].

Выброс рутения-106 в 2017 г. Целый ряд европейских станций в 2017 г. Одновременно зафиксировали следы ^{106}Ru в воздухе. С последних дней сентября и примерно в первую неделю октября 2017 года, концентрации ^{106}Ru (период полураспада 376 дней) до 100 мБк/м³ (среднее за день) были зафиксированы на станциях отбора проб аэрозолей по всей Европе. В ряде мест в течение октября и ноября наблюдались следы рутения-106 (в среднем за неделю несколько мкБк/м³). Первоначально предполагалось, что вероятным источником происхождения «рутениевого следа» является комбинат «Маяк» [105]. Вскоре выяснилось, что причиной не могла быть авария на реакторе [103].

Радионуклиды рутения очень редко встречаются в окружающей среде, но после аварии на Чернобыльской АЭС они стали занимать определенное место среди

радионуклидов со средним периодом полураспада. В Австрии было обнаружено, что радиоактивные осадки после чернобыльских выпадений характеризуются радионуклидным отношением $^{106}\text{Ru}/^{137}\text{Cs} = 0,46$ (на 1 мая 1986 г.) [104], иногда с высокой активностью «горячих частиц» практически чистого Ru. Частицы имели диаметр до нескольких микрон. По-видимому, они образовались при горении графита в окислительных условиях, когда Ru окислялся до Ru^{8+} , образуя летучий RuO_4 [105].

1.5. Тяжелые металлы в городской среде

Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами можно определить как увеличение естественного фона токсичных тяжелых металлов в городских отложениях, вызванное деятельностью человека. Городские поверхностные отложения состоят из частиц широкого диапазона размеров: пыль, мелкий песок и крупный песок. Тяжелые металлы, содержащиеся в городских поверхностных отложениях, такие как хром (Cr), свинец (Pb), кадмий (Cd) и мышьяк (As), цинк (Zn), медь (Cu), никель (Ni), олово (Sn), ванадий (V) и т. д., обладают значительной биологической токсичностью.

В последние годы в связи с постоянным развитием городской среды содержание тяжелых металлов в городских поверхностных отложениях увеличилось, что привело к росту неблагоприятного воздействия на окружающую среду и здоровье населения [106, 107]. Они необходимы для поддержания хорошего здоровья, но в больших количествах могут стать токсичными или опасными. Токсичность тяжелых металлов может снизить уровень энергии и нарушить работу мозга, легких, почек, печени, состав крови и других важных органов. Длительное воздействие может привести к постепенному прогрессированию физических, мышечных и неврологических дегенеративных процессов и способствовать развитию таких заболеваний, как рассеянный склероз, болезнь Паркинсона, болезнь Альцгеймера и мышечная дистрофия. Повторяющееся длительное воздействие некоторых металлов и их соединений может вызвать рак [108].

В условиях интенсивного развития городской среды распространение тяжелых металлов представляет собой серьезную угрозу [109]. Изменение

природных и экологических условий может активировать тяжелые металлы и вызвать ухудшение окружающей среды.

В последние десятилетия было проведено множество исследований ГПО в разных городах мира для оценки масштабов загрязнения тяжелыми металлами. Были собраны и сопоставлены количественные данные о концентрациях тяжелых металлов, уровнях их загрязнения и их источниках. Тяжелые металлы являются значительными загрязнителями окружающей среды, и их токсичность приобретает все большее значение с точки зрения экологии, эволюции, питания и окружающей среды [110].

Источники появления тяжелых металлов на городских дорогах можно разделить на внутренние и внешние. Внутренние источники – это антропогенные источники: выбросы, связанные с движением транспортных средств (частицы выхлопных газов автомобилей, износа шин, выветривания городских поверхностей, износа тормозных накладок), промышленные (электростанции, сжигание угля, металлургическая промышленность, автомастерские, химический завод и т. д.) и жилых территорий, а также бытовые выбросы, выветривание фасадов зданий, покрытие тротуаров и осадки ранее взвешенных частиц (атмосферные аэрозоли) и т. д. Внешние источники – почвенный материал, растения и листья [111].

В последние годы загрязнение почв в мире становится достаточно серьезной проблемой, поскольку имеет широкий диапазон распространения, его труднее контролировать и регулировать, чем загрязнение воздуха и воды. Экологические власти развитых стран уделяют значительное внимание загрязнению почвы, которое стало важной темой защиты окружающей среды [109].

Накопление тяжелых металлов в почве зависит от факторов окружающей среды, структуры почвы, геологического происхождения, химических и физических свойств почвы, а также расстояния от дорог [112] и масштабов производственной деятельности людей [113].

Загрязнение городских почв тяжелыми металлами напрямую может влиять на здоровье человека. Вдыхая городскую пыль и поглощая ее через кожу, можно получить токсические последствия для здоровья. Тяжелые металлы также косвенно

вливают на здоровье человека через пищевую цепочку, атмосферу и воду [114]. Следовательно, необходимо четко определять источники возможного загрязнения тяжелыми металлами с целью контроля загрязнения и очистки почвы [115].

Городские поверхностные отложения в течение длительного времени не остаются в одном месте, происходит вторичный подъем (ресуспензия) в атмосферу частиц, которые содержат тяжелые металлы, и перенос твердых осадков с поверхностным стоком [114]. С учетом представленного выше анализа была сформулирована основная цель работы.

Цель работы – разработка методического, технического и метрологического обеспечения контроля радиоактивности природных образцов, с особым вниманием к экспериментальным методам исследования образцов малой массы и малого объема и неоднородного состава в различных размерных фракциях городских отложений крупных мегаполисов России (в зависимости от климатической зоны, сезона образования отложений, геологических характеристик территории).

ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ.

2.1 Характеристики окружающей среды исследуемых городов

Екатеринбург расположен в центральной части Евразии, в 1 667 км к востоку от Москвы, на склоне Уральских гор, на берегу реки Исети. Екатеринбург – административный центр Свердловской области; население города составляет около 1,4 млн человек (более 1,5 млн человек на 1 января 2021 г.). Город расположен в зоне умеренно-континентального климата с ярко выраженной изменчивостью погодных условий и ярко выраженными временами года. Холодный сезон обычно длится около пяти–месяцев с ноября по апрель, а теплый – около 65–70 дней. Средняя температура января $-14\text{ }^{\circ}\text{C}$, средняя температура июля $+19\text{ }^{\circ}\text{C}$. Линейный размер города составляет около 25 км с севера на юг и 20 км с запада на восток. Основными источниками загрязнения атмосферного воздуха в городе являются предприятия машиностроения и металлообработки, металлургии, электроэнергетики, химии и нефтехимии, предприятия по производству строительных материалов, автомобильного и железнодорожного транспорта. Высокая степень загрязнения атмосферного воздуха обусловлена расположением города в зоне низкой степени перемешивания атмосферы (по данным Ежегодника состояния загрязнения атмосферного воздуха на территории Свердловского УГМС за 2009 г.).

Основной вклад в суммарные выбросы загрязняющих веществ вносят электроэнергетические компании (43,1 %) и предприятия по производству машин и оборудования (9,4 %). В последние годы наблюдается тенденция к увеличению выбросов из-за увеличения количества транспортных средств. Также при определенных погодных условиях, кроме предприятий Екатеринбурга, выбросы осуществляют и предприятия Верхней Пышмы и Березовского, расположенные в окрестностях города. Предприятия машиностроения и металлообработки расположены в северной части города Екатеринбурга, металлургические предприятия – в южной и западной частях. В городе также есть три тепловые электростанции (ТЭЦ): на западе, севере и востоке. Через город проходят несколько крупных автомагистралей. Количество машин в городе составляет примерно 0,3 на

человека. Екатеринбург расположен на восточном склоне Среднего Урала в зоне Восточно-Уральского поднятия, образовавшегося в результате суммарной инверсии Уральской геосинклинали и связанных с ней мощных складчатых и разрывных нарушений, а также внедрения крупных масс гранитной магмы в позднем палеозое [86]. Литогенный субстрат на рассматриваемой территории представлен коренными породами и литологическими комплексами палеозоя.

Нижний Новгород является частью крупного урбанизированного центрального промышленного региона. Город расположен на слиянии рек–Волги и Оки, на расстоянии 420 км к востоку от Москвы. Нижний Новгород с населением около 1,26 млн человек – пятый по численности город России.

Климат в регионе континентальный, похож на климат Москвы, хотя зимой холоднее, длится зима с конца ноября до конца марта с постоянным снежным покровом. Климат в Нижнем Новгороде влажно-континентальный, а средняя температура колеблется от 14/24 °С (ночь/день) в июле до –11/–5 °С (ночь/день) в январе.

В Нижнем Новгороде много различных отраслей промышленности: производство машин, автомобилей и оборудования, производство электро- и электронного оборудования, черная и цветная металлургия, производство нефтепродуктов и других неметаллических минеральных продуктов, текстиля и готовой одежды, изготовление обуви, производство продуктов питания, производство изделий из дерева, резины и пластмассы, издательская и полиграфическая деятельность, производство и распределение электроэнергии, газа и воды.

Ростов-на-Дону – это город-порт и административный центр Ростовской области и Южного федерального округа России. Он расположен в юго-восточной части поймы реки Дон, в 32 км от устья. Население – 1,125 млн. человек. Суммарная площадь города – 348,5 км².

Климат в Ростов-на-Дону влажный континентальный, средние температуры колеблются от 18/29 °С (ночь/день) в июле до –5/–0,1 °С (ночь/день) в январе. Основные отрасли промышленности города: машиностроение, металлургия,

химическая промышленность, электротехническая промышленность. Город отличается развитой инфраструктурой, интенсивным автомобильным движением и служит базой для многих промышленных предприятий. Все это способствует высокой вероятности накопления загрязняющих веществ в почве. Специфика загрязнения почв тяжелыми металлами в городах заключается в их близости к промышленным источникам. По результатам полевых и лабораторных исследований проведенных ИПЭ УрО РАН получены данные об образовании современных техногенных отложений на урбанизированных территориях в Екатеринбурге, Нижнем Новгороде и Ростове-на-Дону [4, 5, 11, 12, 116–121]:

- гранулометрический состав отложений;
- геохимические ассоциации элементов;
- распределение элементов по минеральным ассоциациям;
- распределение металлов и минералов по гранулометрическим фракциям.

В пределах жилой зоны наблюдается неоднородность гранулометрического состава компонентов окружающей среды, образующих современные антропогенные отложения. Содержание определенных гранулометрических фракций варьируется в зависимости от функциональных зон городских кварталов, соприкасающихся друг с другом. Эта изменчивость наблюдается между функциональными зонами как дворовых территорий, так и территорий вне квартала, а также носит ярко выраженный сезонный характер [5].

Максимальный вклад пылевой фракции (размер 2–100 мкм) обнаружен в почве на газонах. Запыленность на прилегающих участках микроландшафта снижается на градиенте газон → детская площадка → парковка → подъезд во двор → дорога с дворовой территории наружу квартала (такая картина характерна для Нижнего Новгорода и Ростова-на-Дону). Содержание фракции 2–10 мкм Ростова-на-Дону в пробах летнего и зимнего сезонов примерно одинаково и находится на уровне 10 % от суммарной массы пробы [116].

По количеству фракции 2–10 мкм в современных поверхностных отложениях Ростов-на-Дону близок к Магнитогорску (оба города расположены в степной зоне), а Нижний Новгород – к Тюмени. Данные о гранулометрическом составе наносов

позволяют ранжировать обследованные города по количеству пыли фракции 2–100 мкм на территориях жилых кварталов.

Последовательность городов от наиболее пыльных к наименее пыльным: Екатеринбург → Ростов-на-Дону → Нижний Новгород [122]. Пыль является основным транспортным средством загрязнения. Обобщенный анализ результатов гранулометрических, химических и минеральных исследований образцов почвы, поверхностных отложений и твердого материала СГП, выявил взаимосвязь геохимических характеристик городской среды и их взаимосвязь с каскадной структурой элементарного городского микроландшафта.

При оттаивании и переносе наносов по каскадным зонам элементарного микроландшафта (газоны дворов, проезды с различными покрытиями, пониженные участки микрорельефа с покрытием и без покрытия, тротуары и т. д.) изменяется гранулометрический состав поверхностных наносов. Из-за значительного антропогенного воздействия и более низкого качества уборки в городах России наблюдается преимущественное накопление пылевой фракции наносов (2–100 мкм) на дворовых территориях [9].

Происходит изменение минерального состава гранулометрических фракций и зон элементарного городского микроландшафта. Пыльная фракция поверхностных отложений в основном образована обогащением горных пород и минералов, подверженных выветриванию. Фракция песка (100–1000 мкм) в основном состоит из кварца, минерала, устойчивого к атмосферным воздействиям [116].

Дополнительным фактором образования пылевой фракции является выветривание бетонных и оштукатуренных объектов в городской среде, а также строительная пыль. В некоторых случаях в городах России продукты износа инфраструктуры и строительства составляли до 30 % от суммарной массы пылевой фракции поверхностных отложений [4].

Типоморфная ассоциация элементов (металлов), образующая химический состав почв, поверхностных отложений и твердого материала снега и грязевых осадков, постоянна для всех зон городского ландшафта. В то же время минеральный состав различных размерных фракций закономерно определяет соотношение

содержания микро- и макроэлементов типоморфной ассоциации и суммарный химический состав компонентов окружающей среды различных функциональных зон. Суммарная типоморфная ассоциация макроэлементов демонстрирует генетическую взаимосвязь между поверхностными отложениями, образованными летом, и твердыми отложениями снегогрязевой пульпы (СПП) [120] .

Содержание потенциально вредных элементов (ПВЭ) антропогенной ассоциации (Pb, Zn, Cu) зависит от гранулометрической фракции и ландшафтной зоны. Антропогенная составляющая концентраций этих металлов не зависит от минерального состава. Снижение концентрации свинца и других антропогенных элементов в ряду почва → отложения → дорожная пыль демонстрирует наличие исторического загрязнения (накопленного за несколько десятилетий) с меньшим вкладом современных источников загрязнения в крупных городах России. Концентрация ПВЭ антропогенной ассоциации в пылевой фракции в несколько раз превышает их суммарное содержание в почве и поверхностных отложениях [116].

Основным источником загрязнения городского ландшафта тяжелыми металлами в современных условиях является накопленное в предыдущие годы в поверхностных отложениях загрязнение, имеющее диффузный, распределенный, неточечный характер. Основным механизмом переноса ПВЭ антропогенной ассоциации в пределах элементарного городского ландшафта является горизонтальная миграция на частицах осадочного материала (отложения).

Анализ химического, минерального и гранулометрического состава образцов городских объектов, вовлеченных в современную седиментацию, с учетом ландшафтных особенностей формирования и переноса осадочного материала в городской среде позволяет определить основные факторы, влияющие на процессы геохимической трансформации городского ландшафта [12]:

- эрозия, физико-химическое выветривание искусственно созданных поверхностей в городской среде (асфальт, газон, участки с разбитым покрытием, бетон и т. д.);
- сезонность;

- негативное влияние автомобилизации как мощного антропогенного фактора, увеличивающего перенос рыхлых наносов между функциональными участками ландшафта;
- низкая эффективность управления качеством окружающей среды с точки зрения контроля накопления поверхностных наносов;
- перераспределение накопленных и поступающих загрязнений между элементами городского ландшафта и т. д.

Взаимозависимость геохимических характеристик урбанизированной среды и известный характер воздействия на нее природных и антропогенных факторов позволяют предложить некоторые индикаторы, характеризующие геохимическую трансформацию городских ландшафтов в контексте современных процессов седиментации. Такие индикаторы для городов России могли включать [5]:

- гранулометрический состав снеготрясовой пульпы и пылетрясовых отложений;
- суммарную долю поверхностных отложений по гранулометрическим фракциям;
- содержание свинца в различных гранулометрических фракциях и микроландшафтных зонах.

Транспорт осадочного материала между соседними участками микрокатена осуществляется как по естественным, так и по антропогенным механизмам. Автомобили значительно увеличивают связность соседних участков, в том числе в направлениях, противоположных наклонным процессам. При изучении геохимической трансформации урбанизированных ландшафтов необходимо учитывать актуальность изучения образования и накопления осадочного материала, представленного спектром гранулометрических фракций, включая пыль как самостоятельный фактор загрязнения и снижения качества городской среды.

На территориях Екатеринбурга, Нижнего Новгорода, Ростова-на-Дону определен геохимический фон антропогенных элементов (поллютантов). Начальные геохимические условия были установлены с использованием предложенного ранее подхода, который основан на линейной аппроксимации связи между поллютантом и элементом типоморфной ассоциации [11].

На основе разработанной ранее методики определены запасы поверхностных отложений в жилых кварталах Екатеринбурга, Нижнего Новгорода, Ростова-на-Дону [119]:

- Екатеринбург – 3,2 кг/м², в том числе фракция пыли – 1,2 кг/м²;
- Нижний Новгород – 2,6 кг/м², в том числе пылевая фракция – 0,57 кг/м²
- Ростов-на-Дону – 1,8 кг/м², в том числе пылевая фракция – 0,70 кг/м².

На одного жителя города образуется следующее количество пылегрязевых отложений [4]:

- Екатеринбург – 280 кг, в том числе пылевая фракция – 110 кг;
- Нижний Новгород – 230 кг, в том числе пылевая фракция – 50 кг;
- Ростов-на-Дону – 160 кг, в том числе пылевой фракции – 60 кг.
- Суммарная доля поверхностных отложений в жилых районах составляет:
- Екатеринбург – 410 тыс. т, в том числе пылевой фракции – 160 тыс. т;
- Нижний Новгород – 280 тыс. т, в том числе пылевая фракция – 60 тыс. т;
- Ростов-на-Дону – 180 тыс. т, в том числе пылевая фракция – 70 тыс. т.

Самые высокие показатели накопления пылегрязевых отложений зафиксированы в Екатеринбурге [118], что связано с высоким вкладом пылевой фракции в суммарное количество наносов. Сравнительный анализ минерального состава различных фракций поверхностных отложений Екатеринбурга и других городов показал, что причиной увеличения массовой доли пылевой фракции в поверхностных отложениях является относительное обогащение кислыми (граниты) и метасоматическими породами и относительное обеднение кварцем. Кварц как минерал менее подвержен выветриванию, меньше участвует в образовании пылевой фракции отложений.

Ростов-на-Дону занимает второе место после Екатеринбурга по доле пылевой фракции в суммарном количестве поверхностных наносов. В Екатеринбурге и Ростове-на-Дону кальцит вносит значительный вклад в образование отложений, а его поступление связано с эрозией и разрушением бетонных, оштукатуренных и других поверхностей. Кальцит также подвержен эрозии и со временем почти полностью переходит в пылевую фракцию. Также, как показало ландшафтное

исследование условий образования и накопления наносов, в этих двух городах качество уборки улиц хуже, чем в Нижнем Новгороде.

В целом в крупных городах России наблюдается довольно большое скопление пыли и грязи в жилых районах. Оценка запасов наносов, отложенных в жилых районах составляет 1,8–3,2 кг/м², что значительно выше, чем соответствующие показатели для городов Северной Америки и Австралии [123]. Более подробно причины повышенного образования и накопления наносов были изучены при исследовании условий образования и переноса наносов в городском ландшафте. Накопление большого количества твердых отложений в жилых районах снижает качество городской среды. В результате ветрового подъема концентрация взвешенных частиц в атмосфере увеличивается, что может быть связано с риском для здоровья человека [124].

Образование пыли и грязи в городской среде происходит в результате взаимодействия природных и антропогенных процессов. На формирование осадочного материала, транспорта и отложения наносов в жилых районах влияют следующие основные факторы: низкая адаптация инфраструктуры к высоким транспортным нагрузкам, неудовлетворительная работа коммунальных служб по уборке и содержанию уличных и дворовых пространств, негативное воздействие на ландшафт строительства и земляных работ. Воздействие автомобильного транспорта на городскую среду включает в себя механический перенос наносов, что значительно увеличивает связность городского ландшафта. Учет факторов, ускоряющих образование отложений, при управлении городским хозяйством может уменьшить образование наносов и улучшить качество городской среды [12].

Определены и описаны характеристики типичного элементарного ландшафта жилой зоны, которые функционально связаны с образованием и потоком наносов в осадочном каскаде в большом городе с многоквартирными домами. Основными характеристиками модельного элементарного ландшафта являются [120]:

- суммарная площадь 10 000 м²;
- доля дороги от суммарной площади 14 %;
- доля пешеходной части улицы от суммарной площади 17 %;

- доля дворовой части от суммарной площади 46 %;
- доля построек от суммарной площади 23 %;
- доля зеленой и пешеходной зон на дворовой площади 57 %;
- доля автотранспортной зоны на дворовой площади 43 %;
- количество отдельных функциональных сегментов 14;
- средняя площадь функциональной площади 560 м².
- количество парковочных мест во дворе 50, в том числе незаконных – 12;
- количество парковочных мест на уличной части 13, в том числе незаконных – 1;
- процент участков с неудовлетворительным техническим состоянием покрытий (по площади) 59 %;
- доля секторов с непроницаемым покрытием с неудовлетворительным качеством очистки по площади) 59 %;
- процент площади с разбитым покрытием (кроме дорог и построек) 24 %;
- доля площади газонов с низким (<50%) проективным травяным покровом 50 %;
- проективное покрытие деревьев (кроме дорог и построек) 26 %
- доля участков, где ремонтно-строительные работы ведутся без контроля образования пылегрязевых отложений 9 %;
- связность сегментов (вероятность стока или механического переноса наносов с соседнего участка) 50 %.

Во фракции мелкого песка (0,1–0,25 и 0,25–1 мм) проб современных антропогенных отложений на дворовых территориях крупных городов России доля материала техногенного происхождения составляет в среднем 28 % (максимальное содержание 58 % наблюдается в Ростове-на-Дону, минимальное–31 % – в Екатеринбурге). Среди частиц техногенного происхождения преобладают стекло и шлаки, фрагменты строительных материалов. Три основных типа техногенных частиц образуются при эксплуатации транспортных средств: частицы шин, тормозных дисков, композитные материалы тормозных колодок [125].

На примере Екатеринбурга было установлено, что потепление климата привело к появлению растительных компостных остатков в течение года. Установлено, что при весенне-осенних оттепелях в Екатеринбурге происходит

максимальное переувлажнение почв и образуется максимальное количество грязи [4]. Для дальнейшего анализа результатов, полученных при изучении ГПО в крупных городах, необходимо было разработать методы измерения суммарной альфа- и бета-активности образцов современных антропогенных отложений малой массы (<10 г).

2.2 Материалы и аналитические системы

Материалы для отбора проб: пластиковые контейнеры (2 л), ложка из пластика, перманентной маркер и липкая лента, полиэтиленовые пакеты для проб осадка.

Материалы эксперимента по осадкам: фильтрация через целлюлозную мембрану (размер пор 2 и 8 мкм), устройство для фильтрации, механический всасывающий насос, мерный цилиндр, химические стаканы, деионизированная вода и ячейка для просеивания (0,1 0,25 и 1 мм).

Материалы для подготовки проб: источники для альфа- и бета-стандартов, планшет (диаметр 5 см, высота 1,12 см).

Аналитические системы:

- система регистрации альфа/бета активности;
- химический анализ с использованием ICP-MS;
- гамма-спектроскопия (спектрометры HPGe и NaI).

Выбор этих детекторов обусловлен такими преимуществами, как большая чувствительная область, высокая производительность, низкая стоимость и способность различать α - и β -частицы.

Валидация метода является ключевым требованием для проведения лабораторных измерений и анализа технических разработок и позволяет гарантировать получение точных и надежных результатов. Фоновые измерения проводятся для того, чтобы гарантировать отсутствие ненужной фоновой активности, рассчитанной с помощью счетного оборудования, которая влияет на результат анализа [126]. В соответствии с этим важное требования состояло в том, чтобы и прибор, и система всегда были хорошо подготовлены, что обеспечивает

надежность и точность результатов измерения суммарной альфа- и суммарной бета-активности в пробах городских отложений (ГПО и СГП).

Тем не менее несколько факторов ограничивают количество образцов, которые могут быть проанализированы в лаборатории. Во-первых, лабораторные анализы отнимают много времени и могут значительно затруднить работы. Лабораторные анализы часто бывают дорогостоящими, особенно те, которые связаны с радиохимией, что означает, что бюджетные ограничения могут стать проблемой. Наконец, размер выборки, подлежащей оценке, составляет лишь очень небольшую часть всей матрицы выборки. Это значительно усложняет получение статистически значимых результатов, так как это может привести к изучению большого количества проб [127].

2.2.1 Отбор и подготовка проб

Исходные пробы (ИП) городских поверхностных отложений были отобраны из различных населенных пунктов в разных частях исследованных городов. Обследованные экспериментальные участки имеют одинаковый набор ландшафтных зон внутри квартала: зеленые зоны, дороги, проезды и тротуары.

Описание ландшафта представляет собой осмотр функциональных частей квартала. Анкета заполнялась по каждой функциональной части ландшафта (снаружи и внутри двора) и содержала информацию о:

- типе покрытия (асфальт, гравий и др.);
- нарушении покрытия (в процентах от площади функциональной части);
- технические условия функциональной части;
- организованных или неорганизованных парковках;
- количестве парковочных мест и припаркованных машин;
- чистке функциональной части;
- ремонтно-строительных работах функциональной части ландшафта и видах этих работ;
- перепаде высот;
- наличии поверхностных вдавленных зон микрорельефа;

- источниках поверхностной грязи и иловых отложений (внутренние источники обеспечивают образование грязи на исследуемой территории, внешние – перенос грязи с соседних участков) [116].

В периоды без снежного покрова пробы отбирались с городских поверхностей пластиковым совком. Примерно 1,0–2,5 кг ИП помещали в вакуумные пластиковые пакеты сразу после сбора, чтобы защитить их от атмосферной влажности. Зимой образцы (смесь поверхностных отложений и снега СГП) отбирались в одних и тех же местах, где отбирались в период без снежного покрова. Пробы СГП отбирали в емкости 7 л. Далее, в лаборатории, начинался процесс сушки ИП твердого осадка при комнатной температуре в течение нескольких дней. Для талого СГП процедура фракционирования проводилась без сушки.

Подготовленные образцы разделяли на частицы разного размера в следующей последовательности: 0,002–0,01 мм; 0,01–0,05 мм; 0,05–0,1 мм; 0,1–0,25 мм; 0,25–1 мм и > 1 мм. Процесс декантации, аналогичный описанному в методе испытаний WA 115.1-2017 [128] и примененному в [9], использовался для разделения мелких частиц размером от 0,002–0,01 до 0,01–0,05 мм. Дистиллированную воду добавляли к подвыборке массой 200–250 г для получения раствора, который затем распределяли по 10 стаканам. Далее проводили отделение раствора с размером частиц 0,002–0,01 мм. После этого к остаточной пробе добавляли дистиллированную воду для отделения мелких частиц размером 0,01–0,05 мм; процесс декантации повторяли несколько раз до получения прозрачного раствора. Объем раствора, содержащего частицы размером 0,002–0,01 мм, составлял до 50 л (40 л для 0,01–0,05 мм). Для получения твердых частиц размером 0,002–0,01 и 0,01–0,05 мм использовали вакуумную фильтрацию с фильтровальной бумагой (поры размером 0,002 и 0,008 мм.). Процесс просеивания использовался для разделения частиц размером 0,05–0,1 мм, 0,1–0,25 мм, 0,25–1 мм и > 1 мм. Для получения частиц размером 0,05–0,1 мм остаточные материалы подвыборки просеивали через сито с диаметром ячеек 0,1 мм при добавлении дистиллированной воды (мокрое просеивание). Тот же процесс был повторен для материала подвыборки с просеивающими ячейками диаметром 0,25 и 1 мм, чтобы последовательно получить

частицы размером 0,1–0,25 мм, 0,25–1 мм и более 1 мм. Твердый материал, полученный для каждого образца размера частиц, сушили и взвешивали.

2.2.2 Химический и минеральный анализ

Химический анализ городских отложений на содержание Pb, Cu и Zn, а также U и Th во фракционированных образцах [9] проводился в Химико-аналитическом центре Института промышленной экологии УрО РАН, Россия. Содержание металлов в пробах отложений определяли согласно «Методике измерения содержания металлов в твердых объектах с помощью спектрометрии ICP-MS с индуктивно связанной плазмой. 16.1: 2.3: 3.11-98» [129]. Образцы были подготовлены для анализа методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной аргонной плазмой. Твердый материал образца был переведен в раствор. Навеску образца (до 1 г) помещали в тefлоновый сосуд. Затем в сосуд добавляли HNO₃ (20 мл) и HF (10 мл), и содержимое сосуда перемешивали. Сосуд нагревали до 95 °С. В сосуд добавляли концентрированную HClO₄, раствор нагревали, а затем оставляли охлаждаться. Охлажденные образцы выщелачивали HCl (20 мл) с молярной концентрацией 6 моль/л в течение 30 мин при слабом нагревании. После охлаждения раствор переливали из тefлонового сосуда в мерную колбу (100 мл), добавляли в нее дистиллированную воду до уровня 100 мл, содержимое колбы перемешивали. Контрольный раствор готовили из тех же реагентов и в том же количестве, что и основной образец. Растворы анализируемых проб, приготовленные с помощью насоса, подавались в распылительную камеру масс-спектрометра [130]. Оптимальный режим записи масс-спектров и измерений задавался согласно рекомендациям инструкции по эксплуатации прибора. Определение содержания металлов в образцах проводили на масс-спектрометре ELAN 9000. Метод подготовки образца аналогичен методу, Агентством рекомендованному по охране окружающей среды США (US EPA) [131], и обеспечивает необходимую полноту растворения [132].

Содержание органического вещества определяли в растворе, приготовленном из фракционированных городских проб (5 г, взятых из подвыборки), с помощью фотоэлектрического колориметр [9] в соответствии (ГОСТ 26213-91). Раствор

данной пробы для колориметрических измерений был получен путем смешивания пробы с раствором дихромата калия в серной кислоте. Затем смесь нагревали на кипящей водяной бане и охлаждали. После этого для раствора были проведены колориметрические измерения. Использование сертифицированных методик и аккредитация Химико-аналитического центра Института промышленной экологии УрО РАН Российской системой государственной аккредитации лабораторий обеспечили контроль качества измерений.

Минеральный анализ проводился в Центре «Геоаналитик» Института геологии и геохимии им. Заварицкого УрО РАН. Использовали рентгеновскую дифракцию на порошковом рентгеновском дифрактометре Shimadzu XRD-7000 с излучением $\text{Cu K}\alpha$ ($\lambda = 1,5406 \text{ \AA}$; мощность 40 кВ, ток 30,0 мА).

2.2.3 Гамма-спектроскопический анализ

Измерения образцов проводились в лаборатории Института промышленной экологии УрО РАН. Удельные активности ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K были измерены в объемных пробах, отобранных с городских поверхностных отложений, с помощью стационарного гамма-радиометра РКГ-1 с детектором гамма-излучения типа-HPGe с относительной эффективностью 40 % от источника ^{60}Co по сравнению с 3×3 -дюймовым кристаллом NaI(Tl) . Спектрометр обеспечивает регистрацию гамма-излучения в энергиях гамма-квантов от 50 до 3000 кэВ. Удельную активность ^{238}U (^{234}Th) измеряли по гамма-линии $E_\gamma = 92,6 \text{ кэВ}$; ^{226}Ra по линии $E_\gamma = 186 \text{ кэВ}$, ^{214}Pb по линии $E_\gamma = 356 \text{ кэВ}$ и ^{214}Bi по линии $E_\gamma = 609 \text{ кэВ}$. Удельная активность ^{40}K была измерена с использованием его единственной гамма-линии $E_\gamma = 1461 \text{ кэВ}$. Удельную активность ^{232}Th измеряли по продуктам его распада ^{228}Ac ($E_\gamma = 911 \text{ кэВ}$) и ^{208}Tl ($E_\gamma = 2614 \text{ кэВ}$). При прямых измерениях удельной активности ^{226}Ra вклад излучения ^{235}U с энергией 186 кэВ в спектр ^{226}Ra учитывался с использованием измеренной активности ^{238}U . Однако с учетом достаточно высоких пуассоновских ошибок измерения активности урана и радия погрешность прямого измерения удельной активности ^{226}Ra составляла около 50 %. Поэтому удельную активность ^{226}Ra в образцах определяли по результатам измерений активности ^{214}Pb и ^{214}Bi , которые находились в равновесии с ^{226}Ra . Для обеспечения радиоактивного равновесия

между ^{226}Ra и ^{222}Rn с продуктами его распада образец почвы помещали в герметичный контейнер на время—не менее 15 сут. В образец было добавлено около 15 г активированного угля, который полностью поглощает свободный радон, для поглощения выделяющегося в свободное пространство между частицами почвы радона [133]. В этом случае радиоактивное равновесие в цепи ^{232}Th обеспечивалось автоматически. Время измерения для каждого образца составляло не менее трех часов. Относительная погрешность измерения активности всех радионуклидов (кроме прямого измерения ^{226}Ra) не превышает $\pm 20\%$.

В цепочке распада ^{238}U в ряде случаев можно наблюдать сдвиг радиоактивного равновесия между ^{238}U и ^{226}Ra . Причина такого сдвига может быть связана с более высокой растворимостью соединений радия, особенно в форме хлоридных соединений. Следовательно, измерение удельной активности ^{226}Ra позволяет только предварительно оценить содержание ^{238}U и других членов цепи, предшествующих радия (^{234}Th , ^{234}Pa , ^{234}U и ^{230}Th). Однако такое нарушение равновесия более вероятно при наличии значительного количества подземных, особенно термальных вод, ведущих к выщелачиванию радия из горных пород. Для пород выветривания, характерных для формирования городских отложений, наличие такого смещения маловероятно.

Это предположение было подтверждено измерениями проб городских отложений в Екатеринбурге. Когда в образец добавляли активированный уголь и образец выдерживали не менее 15 дней, удельные активности всех радионуклидов (^{232}U , ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi) были одинаковыми в пределах погрешности [133].

В цепочке распада ^{232}Th у ^{228}Ra максимальный период полураспада равен 6,7 лет. Этот период полураспада слишком короткий, чтобы сдвиг равновесия в этой цепочке распада мог произойти естественным образом. Поэтому использовали традиционное предположение о полном вековом равновесии в цепочке распада ^{232}Th .

2.2.4 Измерения суммарной альфа- и бета- активности

При наличии образца достаточной массы измерения суммарной альфа- и суммарной бета-активности могут быть выполнены относительно недорогими

методами и за короткий срок. Однако суммарные измерения не дают информации об изотопном составе образца и не используются для прогнозирования радиационного воздействия. Необходимо тщательно подготовить образцы и стандарты, чтобы оптимизировать процесс измерений с учетом самопоглощения как альфа-, так и бета-излучения (особенно альфа-излучающих радионуклидов). Специфический анализ радионуклидов часто является более дорогостоящим и трудоемким, чем суммарный анализ, и может не быть оправданным, если концентрация радионуклидов низкая. Что касается антропогенной радиоактивности, то суммарная активность альфа-излучателей может быть определена как трансурановый скрининг в отходах, в то время как суммарная активность бета-излучателей может быть полезна для выявления продуктов деления при аварийных выбросах из ядерных реакторов. Если результаты подтверждают наличие загрязнения, требуется еще более расширенный анализ с использованием более сложных и трудоемких процедур для определения содержания изотопов. Первоначальный метод скрининга должен включать подготовку минимального количества проб и различать альфа- и бета-радионуклиды.

2.2.4.1. Характеристика методов измерения суммарной радиоактивности

Наиболее распространенный метод оценки загрязнения образца почвы в образцах α - и β -излучающими радионуклидами—это использование 2л пропорционального счетчика (ПС) для первоначального скрининга. Жидкостный сцинтилляционный счет или α -спектроскопия выполняется только для образцов, α - и β -радиоактивность которых достигает порогового уровня [7]. Среди большинства счетчиков, используемых для определения суммарной концентрации альфа- и бета-активности в пробах окружающей среды, есть счетчики, которые используются для обнаружения альфа- и бета-излучения. Фотонное излучение можно наблюдать в ПС, но эффективность обнаружения альфа- и бета-активности значительно ниже, чем относительная эффективность. Площадь физических зондов для этих типов детекторов составляет примерно 100–600 см². Полость детектора в этих приборах обычно заполнена газом P-10, смесью аргон-метан (90 % аргона и 10 % метана). Этот каскад ионных кластеров, известный как таунсендская лавина, представляет

собой быстрое образование вторичных электронов, накапливающихся на катоде, что приводит к электрическому импульсу, прямо пропорциональному энергии взаимодействия начальной частицы. Точность и подготовка матрицы образца влияют на ПС, что в конечном итоге может влиять на потерю энергии, которая связана с самопоглощением альфа- и бета-частиц. ПС также не обеспечивают достаточного энергетического разрешения, которое было бы полезно только в приложениях спектроскопии. Эти счетчики полезны для измерения радиоактивности окружающей среды из-за их способности достигать низких фоновых уровней [134].

Примеры систем определения суммарной альфа- и бета-активности и предлагаемые преимущества методов использования в полевых условиях приведены в таблице 2.1. В качестве систем обнаружения использовались пропорциональные проточные счетчики, сцинтилляционные детекторы, метод жидкого сцинтиллятора и альфа-спектроскопия. Системы детектирования альфа- или бета-частиц различаются по эффективности, специфичности и чувствительности. Для метода контроля, который будет практичным в полевых условиях, оптимизирующим преимущества и недостатки концентрации пробы, а также имеющим приемлемое значение минимально детектируемой активности, требуются специальные исследования.

Таблица 2.1– Системы определения суммарной альфа- и бета-активности

Детектор	Преимущества	Недостатки	Эффективность (%)	Фон (имп/с)	МДА (Бк·кг ⁻¹)
Газовый пропорциональный [135]	Эффективность счета, дискриминация импульсов	Необходимость использования расходного газа	$\alpha = 19-21$ $\beta = 71-73$	$\alpha - 0,017$ $\beta - 0,45$	0,13 [136]
Детектор PIPS [137]	Чувствительность, низкий фон, энергетическое разрешение	Умеренная эффективность	$\alpha \approx 36,39$	$\alpha - 0,00066$	0,3 [135]
Твердые сцинтилляторы [138]	Нет расходных материалов	Умеренная эффективность	$\alpha = 23-26$ $\beta = 52,5$	$\alpha - 0,004$ $\beta - 0,17$	0,031 [138]
Жидкостная сцинтилляция [139,140]	Высокая эффективность счета, средний фон	ЖС-коктейли, отходы	$\alpha \geq 90$ $\beta \geq 90$	$\alpha - 1,95$ $\beta - 9,5$	0,37 [136]
ТЯТД [141]	Высокая чувствительность, низкий фон	Длительное время выдержки	–	$\alpha - 3,9$ (трек·см ⁻²)	0,3 [142]

2.2.4.2 Твердотельные ядерные трековые детекторы (ТЯТД)

Измерения суммарной удельной альфа-активности в пробах окружающей среды основаны на детектировании альфа-частиц. Для природных проб суммарные удельные альфа-активности измеряются пассивным методом путем простого воздействия на твердотельные ядерные трековые детекторы. Обычно используются такие ТЯТД, как CR-39 или LR-115, которые могут регистрировать повреждения альфа-частицами (обнаруживаемые при химическом травлении). Твердотельные ядерные трековые детекторы недороги и могут реагировать на альфа-частицы с номинальной энергией от изотопного источника альфа-частиц, такого как ²⁴¹Am или ²¹⁰Po [141]. Такие детекторы использовались, в частности, для измерения радона, торона и их дочерних продуктов.

Системы на основе ТЯТД имеют преимущество при обнаружении тяжелых заряженных частиц по сравнению с детекторами обычного типа. Отклик детектора зависит не только от ионизации, но и от чистоты мономера, молекулярной структуры полимера [143], полимеризации [144,145], условий окружающей среды при облучении и травлении [146]. Многие исследователи изучают факторы, влияющие на свойства трековых детекторов, поскольку важно знать, как эти условия влияют на детекторы [147]. Также необходимо лучше понять природу образования скрытых следов. С 1960 г. Детекторы Lexan с полимерной структурой широко используются для регистрации тяжелых ионов, продуктов деления, а также ядер отдачи при облучении нейтронами. Программа исследований была сосредоточена на изучении протонно-чувствительных детекторов CR-39, после чего детекторы Lexan утратили свою привлекательность в 1980-х гг. Гамма-лучи могут вызывать расщепление цепей, образование свободных радикалов, возбужденное образование молекул, образование газа и смещение атомов [148,149].

Хорошо известно, что ТЯТД широко используются в качестве пассивного метода измерения альфа-частиц и активности протонов отдачи [150]. Иногда этот метод предпочтительнее из-за его преимуществ относительно высокой чувствительности к ионизирующим частицам и низкой стоимости, а также из-за хорошо известных характеристик детекторов CR-39 и LR-115 [150]. При анализе некоторых геологических или биологических образцов с помощью автордиографии используется реакция детектора на ядерное излучение. Этот отклик полностью зависит от механизмов взаимодействия падающего излучения с внутренней структурой детектора, которые определяют количество и размеры треков [145].

Помимо широкого применения метода в промышленности, здравоохранении и исследованиях, которые зависят от геологических и биологических альфа-измерений образцов, существуют и другие области его применения, такие как строительные материалы и продукты питания [141]. При использовании этого метода проводится количественный анализ урана и тория в природных образцах,

основанный в основном на информации об отношении концентраций Th и U. Без этого анализа использование этого метода было бы очень затруднено.

2.2.5 Относительные обнаруживаемые пороги

Для исследования регистрирующих свойств трековых детекторов был проведен ряд экспериментов с использованием частиц различного типа в широком диапазоне энергий [151]. Рисунок 2.1 демонстрирует широкий диапазон реакций, от нитрата целлюлозы при воздействии протонов с низкой энергией до минералов, настолько нечувствительных, что они даже не регистрируют ионы аргона (Ar) при максимальной плотности ионизации [152]. На Рисунок 2.1 показаны теоретические кривые относительного повреждения, наносимого различными ионами в зависимости от их скоростей, а также показан соответствующий энергетический спектр для различных частиц нагрузки, в которых были зарегистрированы треки.

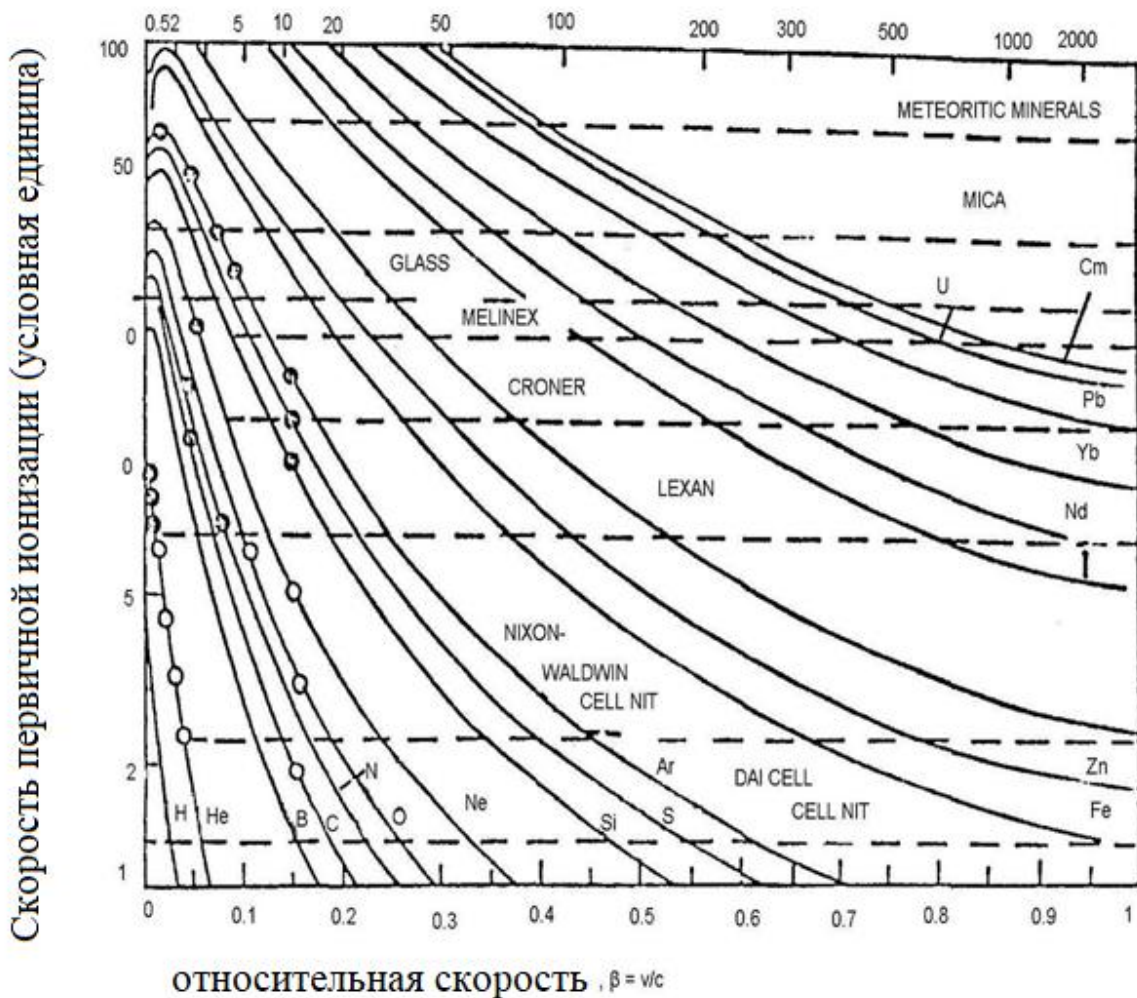


Рисунок 2.1– Пороговые характеристики различных детекторов [153]

2.3. Измерение суммарной бета-активности

Бета-радиометр БДПБ-01 был разработан для измерения низких уровней суммарной бета-активности (Рисунок 2.2). Принцип работы блока детектирования основан на использовании пластикового сцинтилляционного детектора диаметром 60 мм и фотоумножителя. Для измерения используется светодиодная система стабилизации, которая одновременно обеспечивает проверку во время работы и повышает стабильность измерений в блоке детектирования. На торцевой поверхности корпуса размещен разъем для кабельных соединений. Чувствительная часть блока детектирования закрыта защитной крышкой. Во время измерения бета-активности БДПБ-01 помещался в специальный держатель и защищался от внешнего излучения свинцовым экраном [154].



Рисунок 2.2 – Внешний вид бета-радиометра БДПБ-01

Характеристики детектора БДПБ-01:

- диапазон измерения флюенса бета-частиц $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ $1\text{--}3 \cdot 10^6 \text{ см}^{-2}$;
- диапазон поверхностной активности $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ $4,4 \cdot 10^{-2} \text{--} 2,2 \cdot 10^4 \text{ Бк} \cdot \text{см}^{-2}$;
- диапазон измерения плотности потока β -частиц $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ $1\text{--}5 \cdot 10^5 \text{ мин}^{-1} \cdot \text{см}^{-2}$;
- допустимая основная относительная погрешность, % ± 50 .

Блок детектирования детектора БДПБ-01 был подключен к персональному компьютеру через USB-адаптер. Использовалась программа ATesxh, позволяющая оценить плотность потока, скорость счета и статистическую ошибку (Рисунок 2.3). Время измерения составляло 1000 с. Образец был измерен три раза, и среднее

значение характеризовало суммарную бета-активность. Для получения фонового значения эту же процедуру повторяли без наличия образцов (пустой планшет). Для оценки бета-активности фоновое значение вычитали из измерений образца.

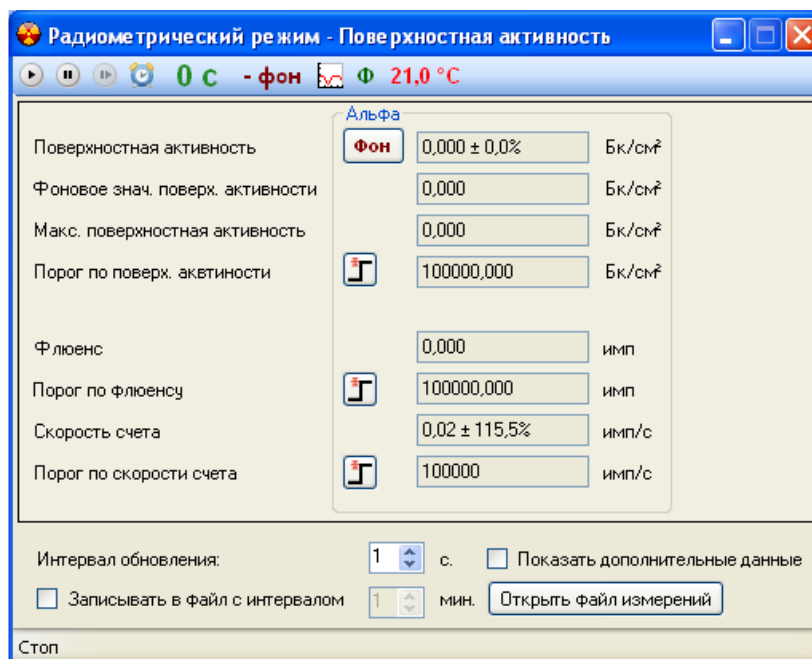


Рисунок 2.3 – Схема программы АТесхh

2.4. Методы измерения удельной альфа-активности

В работе используется трековый метод измерения активности α -излучающих радионуклидов. Заряженные α -частицы, испускаемые радионуклидом, проходя через диэлектрик, теряют часть или всю свою энергию, вызывая радиационные возмущения вещества. В результате по траектории формируется область, в которой находится вещество с измененной структурой, имеющей, как правило, повышенную химическую активность растворимости [141]. В работе было рассмотрено использование ТЯТД двух типов:

1. Детектор CR-39 [аллилдигликолькарбонат ($C_{12}H_{18}O_7$)], производство компании Page Moldings (Pershore) Limited (Вустершир, Англия).
2. Пластиковый трековый детектор LR-115 type-II [нитрат целлюлозы ($C_6H_8O_9N_2$)], производство Kodak Pathe, Dosirad Co., Франция [155].

2.4.1. CR-39

Детектор CR-39 на сегодняшний день является одним из самых универсальных, чувствительных и широко используемых ТЯТД. Картрайт и его

коллеги [156], признали его лучшим детектором малых активностей с 1978 г. Аббревиатура детектора – CR-39 взята от Columbia Resin-1939 [157]. Это аморфный полимер, состоящий из коротких полиаллильных цепей, соединенных карбонатными и диэтиленгликолевыми группами [158] в плотную трехмерную сеть с иницирующим мономерным звеном [159]. Изучение эффективности пассивных детекторов радона различными международными лабораториями показало, что полиаллидигликолькарбонат (CR-39) может использоваться для точных измерений. Детектор CR-39 отлично подходит для обнаружения α -частиц и регистрации продуктов распада радона в диапазоне энергий приблизительно 1–60 МэВ. Детектор протравливался при $(60 \pm 1)^\circ\text{C}$ в 6 N растворе NaOH в течение примерно 4–10 ч и использовался для дозиметрии нейтронов, тяжелых ионов и радона.

Мономер CR-39 имеет химический состав $\text{C}_{12}\text{H}_{18}\text{O}_7$, а его молекулярная масса составляет 274,2707 г/моль. Молекулярная структура мономера имеет следующий вид (Рисунок 2.4) [160]:

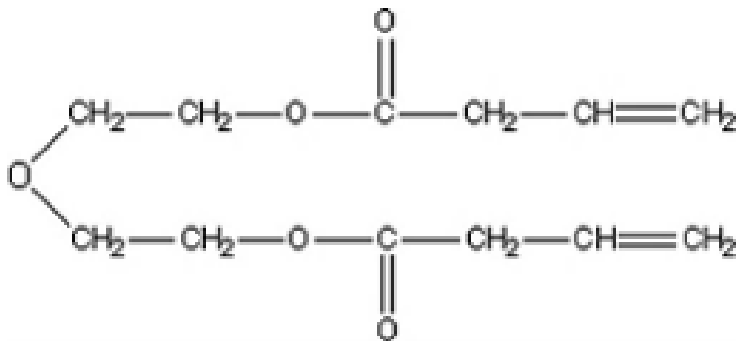


Рисунок 2.4 – Молекулярная структура CR-39

2.4.2 LR-115

Основой разработанного ретроспективного детектора является трековый материал LR-115 type-II (производитель Kodak Pathé, Франция). Образованная структура нитрата целлюлозы (LR-115) выглядит следующим образом (Рисунок 2.5). Плотность нитрата целлюлозы – $1,4 \text{ г} / \text{см}^3$, $A / Z = 1,939$, потенциал ионизации = 81,1 эВ.

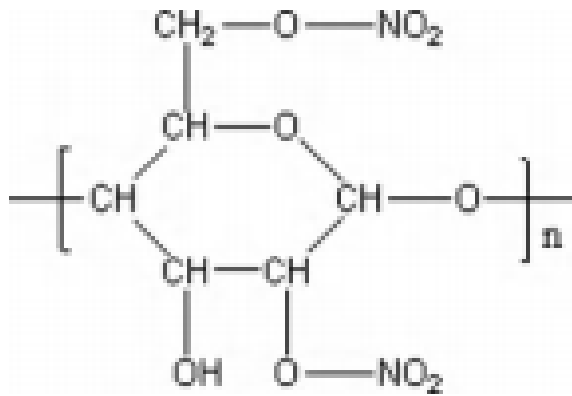


Рисунок 2.5 – Молекулярная структура LR-115

Материал поставляется в виде листовой пленки, состоящей из тонкого (12,8 мкм) однородного α -чувствительного слоя красного цвета на основе нитрата целлюлозы, нанесенного на подложку, изготовленную из полиэстера (100 мкм) и удерживающуюся на ней за счет силы сцепления.

Основой чувствительного материала является нитрат целлюлозы (Рисунок 2.6). Существуют два типа LR-115 – один с отделяемым чувствительным слоем, другой нет. Треки в детекторах с неотделяемым чувствительным слоем можно подсчитать только с помощью оптического микроскопа, и этот процесс сложен и требует много времени. В детекторах с отделяемым чувствительным слоем треки могут быть подсчитаны с помощью искрового счетчика. Простое и эффективное устройство – искровой счетчик – не может быть использован с детекторами CR-39 из-за его толщины – около 200 мкм [160].

Чувствительная поверхность детектора LR-115

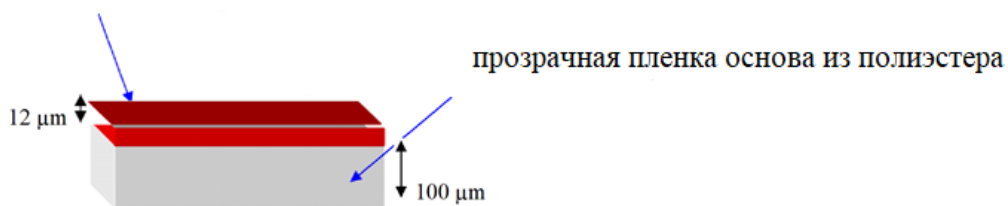


Рисунок 2.6 – Структура детектора LR-115 на основе нитроцеллюлозы

Механизмы передачи энергии частиц веществу детектора сложны, разнообразны и недостаточно изучены [141]. Не каждая частица может образовывать скрытый трек в материале детектора. В простейшем случае критерием образования детектируемого трека является превышение некоторого порогового

значения удельной потери энергии частицы dE/dx при ее прохождении через детектор. Это значение определяется материалом детектора и условиями травления.

Детектор LR-115 имеет узкое энергетическое окно и чувствителен к α -частицам с энергией в диапазоне от 1,5 до 4 МэВ. Данные использовались в качестве критерия образования зарегистрированных треков в материале детектора согласно экспериментальным исследованиям эффективности регистрации α -частиц материала LR-115 в широком диапазоне энергии E и углов падения частиц θ , полученных в работах [161, 162] (Рисунок 2.7).

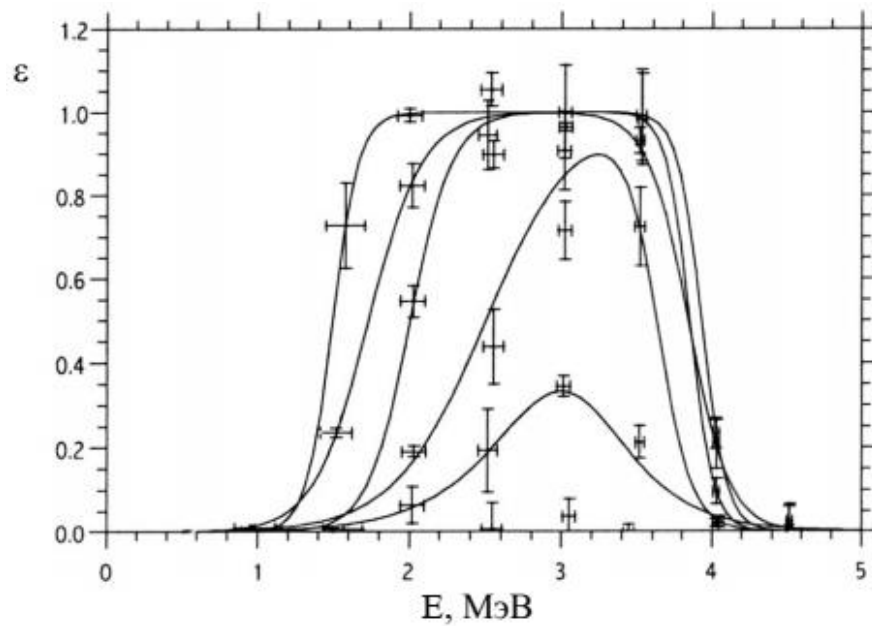


Рисунок. 2.7 – Зависимость эффективности регистрации α -излучения LR-115 от энергии для углов (от внешней кривой к внутренней): 0° , 30° , 40° , 50° , 55° , 60° [161]

При $\theta = 0$ функция эффективности имеет плато между $E \approx 2$ МэВ и $3,5$ МэВ и становится практически нулевой при $E \approx 1$ МэВ и $4,25$ МэВ. С увеличением θ ширина плато уменьшается (особенно при низких энергиях), и кривая становится в значительной степени асимметричной с более крутым наклоном при высоких энергиях. Для $\theta > 40^\circ$ максимальное значение эффективности регистрации становится меньше единицы, для $50^\circ < \theta < 55^\circ$ эффективность резко падает, а для $\theta = 60^\circ$ практически равна нулю при любых энергиях. Для описания энерго-угловой зависимости эффективности регистрации в [163] предлагается следующая аналитическая функция:

$$\varepsilon(E, \theta) = (1 + \exp(-c_1\eta_1) + \exp(-c_2\eta_2))^{-1},$$

$$\eta_1 = E - c_3 + \frac{c_4 - c_5\theta}{|c_4 - c_5\theta|} |c_4^3 - (c_5\theta)^3|^{\frac{1}{3}}$$

$$\eta_2 = -E + c_3 + \frac{c_4 - c_5\theta}{|c_4 - c_5\theta|} |c_4^3 - (c_5\theta)^3|^{\frac{1}{3}}$$
(2.1)

где коэффициенты c_1 и c_2 регулируют левый и правый наклон кривой соответственно, c_3 регулирует величину энергии, относительно которой центрируется кривая, c_4 и c_5 контролируют характер зависимости эффективности регистрации частиц от различных значений углов θ .

Подбор коэффициентов уравнения в пакете Table Curve 3D (версия 4.0) дал следующие значения: $c_1 = 3,89$; $c_2 = 16,2$; $c_3 = 2,84$; $c_4 = 1,12$; $c_5 = 2,03 \cdot 10^{-2}$ [163]. Погрешность подгонки не более 9 %. Во всех последующих расчетах использовалась функция (2.1) с этими значениями. На Рисунок 2.8 показан трехмерный вид энергетически -угловой зависимости эффективности регистрации α -излучения материалом LR-115.

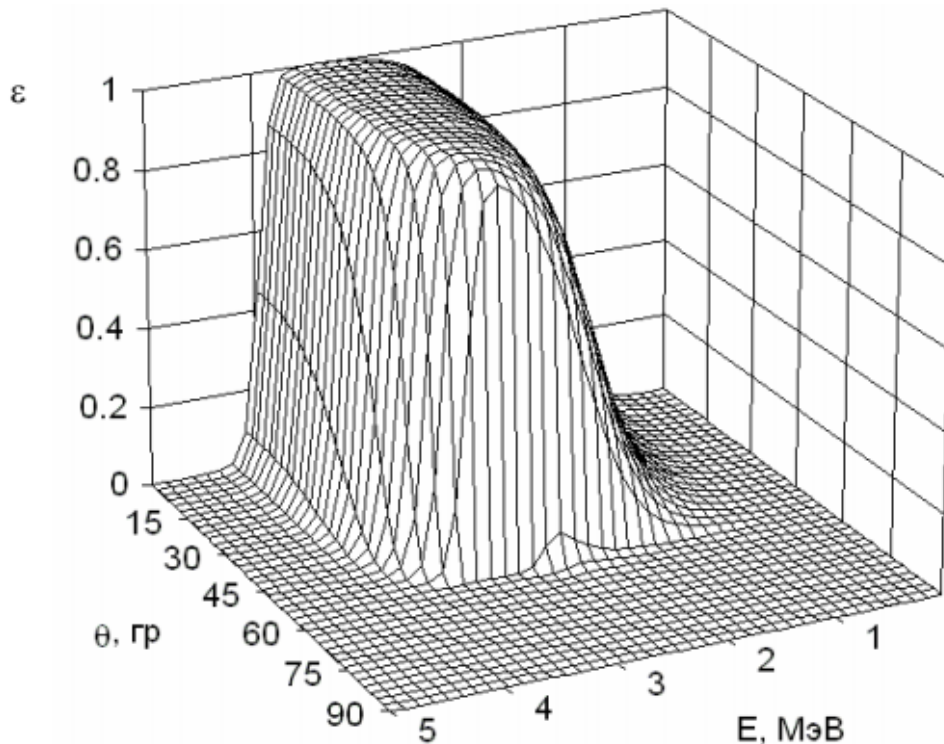


Рисунок. 2.8 – Объемное представление функции (2.1)

Эффективность регистрации α -излучения также зависит от условий травления. Авторы [161] проводили травление в 2,5-нормальном растворе NaOH при 60 °C в течение 110 мин. Скорость травления для этого режима составляет

3,27 мкм/ч [197, 207] соответственно, толщина травления равна 6 мкм (при перемешивании раствора скорость травления увеличивается до 6,65 мкм/ч [165]). При травлении в 2,5- нормальном растворе NaOH при 50 °С скорость травления составляет 1,75 мкм/ч [155]. Соотношение скоростей травления при разных температурах составляет 0,54.

В данном исследовании обработка материалов проводилась по методике, утвержденной Госстандартом на выполнение интегральных измерений радона [166]. Рекомендуемый режим травления: 150 мин в 6-нормальном растворе NaOH при 50 °С. Скорость травления указана в [167] для 6-нормального раствора при 60 °С – 4,49 мкм/ч. Следовательно, при 50 °С скорость травления составляет 2,4 мкм/ч. При травлении в течение 150 мин толщина травления также будет 6 мкм, поэтому можно предположить, что уравнение (2.1) адекватно описывает эффективность регистрации альфа-излучения и для используемого в данной работе режима травления. Последующие экспериментальные испытания подтвердили это предположение.

Методика обращения, экспонирования, травления и последующей обработки трекового материала LR-115 подробно описана в [166] и строго соблюдается. Количество треков в материале детектора измерялось электроискровым методом. При планировании экспериментов необходимо, чтобы плотность треков выбиралась из диапазона, рекомендованного методикой: 400–4 000 трек/см², что соответствует линейному диапазону измеренных значений, а погрешность не превышает 5 %.

Метод ТЯТД может быть наиболее приемлемым для измерения проб городских отложений из-за его относительно низкой стоимости и высокой чувствительности к ионизирующим частицам [168]. Итак, в исследовании были выбраны различные ТЯТД (CR-39 и LR-115) для оценки радиоактивного загрязнения городской среды. Чувствительность полиаллилдигликолькарбоната CR-39 выше, чем у LR-115, его энергия для регистрации α -частиц составляет от 0,1 до 20 МэВ [141], а энергия регистрации α -частиц на LR-115 составляет 1,2–3,9 МэВ [169].

Глава 3. АНАЛИТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ КОНТРОЛЯ СУММАРНОЙ АЛЬФА-И БЕТА-АКТИВНОСТИ

3.1 Метод контроля суммарной удельной бета-активности

При измерении суммарной бета-активности проб время подсчета составляло 100 с для каждого периода измерений. Измерение активности каждого образца проводилось три раза, после чего среднее значение принималось за значение скорости счета при измерении суммарной удельной бета-активности. При измерениях учитывалась скорость счета фона.

Суммарная удельная бета-активность (Бк/г) была рассчитана с использованием следующего уравнения:

$$A_{\beta} = \frac{I_c - I_{BG}}{\varepsilon(m) \cdot m}, \quad (3.1)$$

где I_c – скорость счета бета-излучения (с^{-1}), I_{BG} – скорость счета фонового бета-излучения (с^{-1}), m – вес образца (г), а $\varepsilon(m)$ – эффективность, зависящая от m .

Для расчета суммарной удельной бета-активности система детектирования была откалибрована с использованием источника КС1 (99,8 %) в виде зернистого материала (размер зерна 0,5–1 мм), который является стандартным материалом для калибровки [170]. Стандартный источник КС1 сушили в печи при 100 °С в течение 3 ч. Удельная активность КС1 составляла 13,7 Бк/г. Были приготовлены различные массы стандарта КС1 в диапазоне от 0,3 до 20 г. Эффективность оценивалась с помощью уравнения:

$$\varepsilon(m) = \frac{I_{\text{КС1}(m)} - I_{BG}}{A_{\text{КС1}}}, \quad (3.2)$$

где $I_{\text{КС1}(m)}$ – скорость счета бета-излучения стандарта КС1, зависящая от массы, (с^{-1}), а $A_{\text{КС1}}$ – концентрация активности (13,7 Бк/г). Зависимость эффективности регистрации ε от массы образца m показана на Рисунок 3.1.

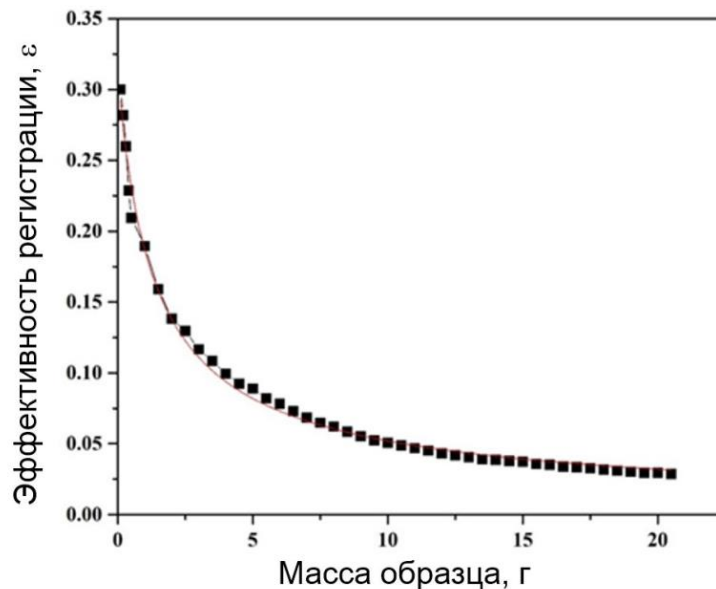


Рисунок. 3.1 – Зависимость эффективности регистрации калибровочного стандартного источника КС1 от его массы (точки – результаты измеренной массы образца, линия – аппроксимирующая кривая)

Зависимость ε от массы стандартного образца КС1 (Рисунок 3.1) имеет следующий вид:

$$\varepsilon(m) = 0,31 \cdot (1 + m)^{-0,75} \quad (3.3)$$

Предполагается, что эффективность регистрации зависит от размерности фракции пробы отложений. Для оценки этой зависимости и оценки поправочного коэффициента был проведен эксперимент со стандартным источником КС1 и контрольными образцами (КО). Два КО выбраны из фракций 0,05–0,1 мм и 0,1–0,25 мм с массой более 10 г. Эти образцы характеризуются одинаковой текстурой, схожей с текстурой стандартного источника КС1. После измерения скорости счета для различных масс стандартного источника КС1 и КО, была проведена оценка поправочного коэффициента (Рисунок 3.2).

Для корректировки скорости счета при анализе образцов массой менее 5 г были рассчитаны поправочные коэффициенты. Была обнаружена разница между скоростью счета, рассчитанной для стандартных источников КС1, и двух КО. Как видно из Рисунок 3.2, чувствительность зависит от размера фракции при массе менее 5 г. Зависимость от чувствительности от размера может быть вызвана разными относительными проекционными площадями крупных и мелких зерен.

Поправочные коэффициенты с учетом относительной площади проецирования (k_S/k_{KCl}) в соответствии с дисперсностью пробы и количеством материала оцениваются как отношение между поправочными коэффициентами размерной доли и поправочными коэффициентами той же массы источника KCl. Зависимость поправочного коэффициента между различными размерами фракций образцов и образца KCl представлена на Рисунок 3.3, результаты коррекции относительной скорости счета с учетом относительной площади проецирования – на Рисунок 3.4.

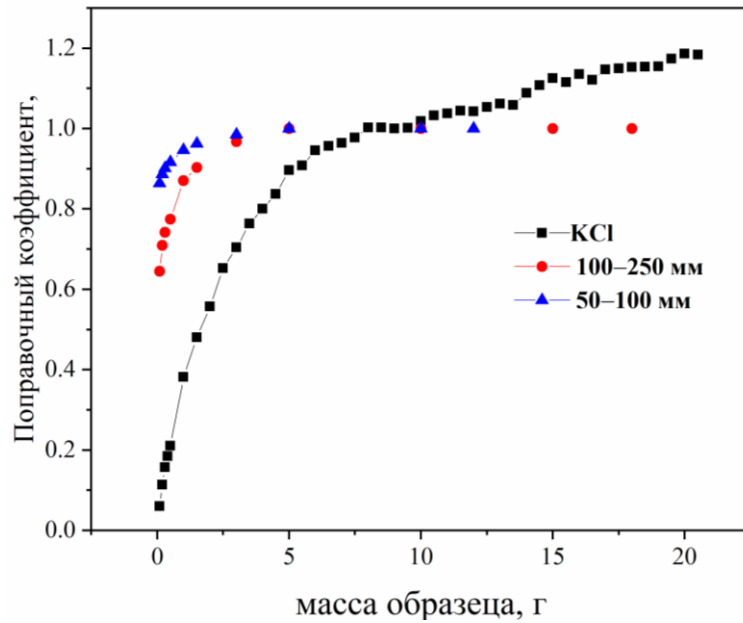


Рисунок. 3.2 – Зависимость поправочного коэффициента $I(m)/I(m=10\text{ г})$ от массы образца KCl и КО

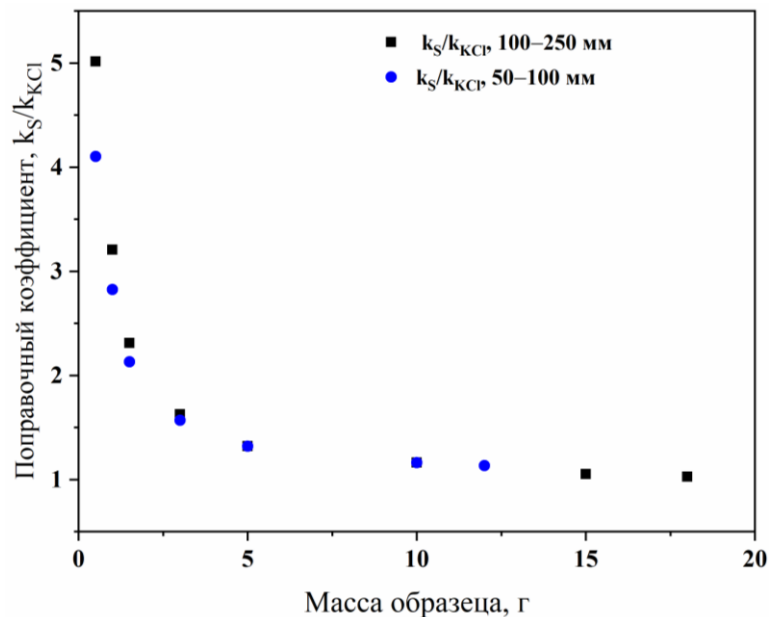


Рисунок. 3.3 – Зависимость поправочного коэффициента между различными размерами фракций образцов и образца KCl

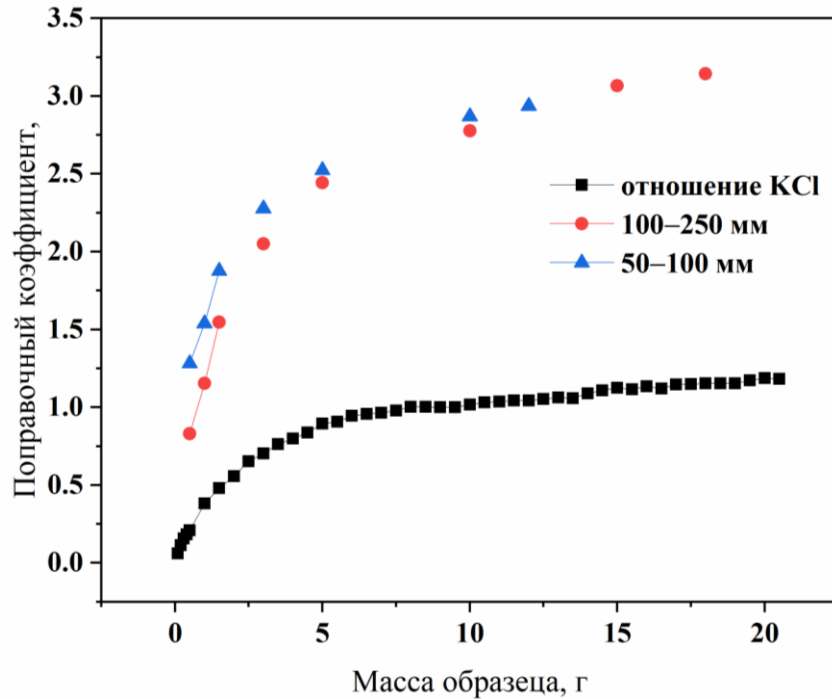


Рисунок. 3.4 – Зависимость поправочного коэффициента от массы источника КС1 и КО с учетом площади проецирования

3.2 Метод контроля удельной суммарной альфа-активности

Отобранные детекторы были откалиброваны с использованием источника монацита в виде зернистого материала с известной удельной активностью тория (190 ± 15 % Бк/г) и источника ^{239}Pu в виде металлического диска с плотностью потока альфа-частиц $0,38 \text{ с}^{-1} \text{ см}^{-2}$.

Первоначально была выбрана серия из 20 детекторов пленок LR-115 Type II с размерами $2,5 \times 2,5 \text{ см}^2$ и 24 детекторов CR-39 с размером $1 \times 1 \text{ см}^2$ для прямой экспозиции от источника монацита, при этом каждый детектор экспонировался в течение 40 мин (Рисунок 3.5a). На втором этапе – двадцать пленок LR-115 и двенадцать детекторов CR-39 экспонировались в прямом контакте с источником Pu, причем каждый детектор экспонировался в течение 100 с (Рисунок 3.5b). После облучения калибровочными источниками проводилось травление детекторов раствором NaOH в соответствии с технологическим регламентом. Для CR-39 использовалось травление в 6 нормальном NaOH при температуре $50 \text{ }^\circ\text{C}$ в течение 2,5 ч, в то время как пленки LR-115 протравливались в 2,5 нормальном NaOH при температуре $50 \text{ }^\circ\text{C}$ в течение 120 мин. После этого определение альфа-треков осуществлялось с использованием двух разных систем подсчета: искровой счетчик

для обнаружения альфа-треков для пленок LR-115 и электронный оптический микроскоп для определения альфа-треков для детекторов CR-39.

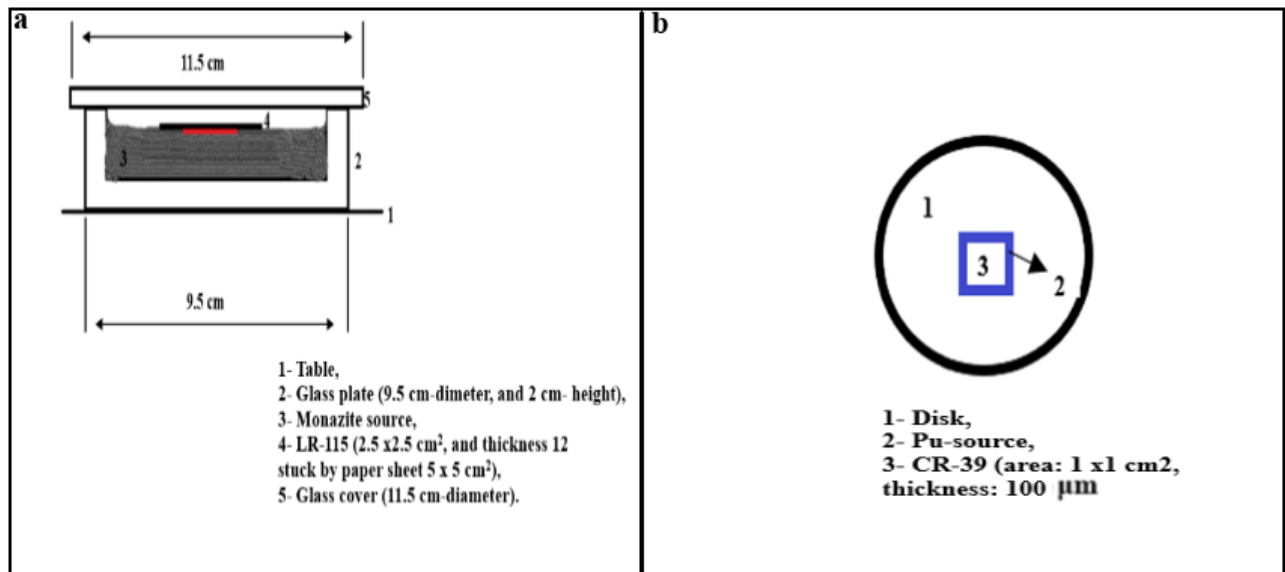


Рисунок. 3.5 – схема калибровки для LR-115 и CR-39 с использованием двух источников: (а) монацитовый источник (б) плутоновый источник

Неэкспонированные детекторы CR-39 и пленки LR-115 type II были протравлены и измерены искровым счетчиком и электрооптическим микроскопом в начале эксперимента для определения фона для каждого типа детекторов. Подсчеты экспонированных детекторов корректировались путем вычитания фоновых отсчетов. Для оценки коэффициентов калибровки k (трек·см⁻²·мин⁻¹)/(Бк·г⁻¹) для детекторов CR-39 и пленок LR-115 использовалось уравнение:

$$k = \frac{\rho_t}{A t}, \quad (3.4)$$

где A – концентрация активности тория (Бк/г), ρ_t – плотность альфа-треков (трек/см²), а t – время воздействия (мин).

Результаты калибровки детекторов CR-39 и LR-115 типа II с использованием источников Pu и монацита представлены в таблица 3.1. Согласно калибровке с использованием источника Pu средняя плотность альфа-треков (со стандартным отклонением) составляет 993 ± 313 и 2022 ± 145 трек/см² для LR-115 и CR-39 соответственно. Для источника монацита средняя плотность альфа-треков составляет 2091 ± 392 и 2973 ± 396 трек/см² соответственно. В целом коэффициент вариации плотности треков для LR-115 выше, чем для CR-39, как для Pu, так и для

калибровочных источников монацита (таблица 3.2). Кроме того, коэффициент вариации плотности треков для источника Pu ниже, чем для источника монацита.

Таблица 3.1 – Средняя плотность альфа-треков (трек/см²) со стандартным отклонением (SD).

ТЯТД	Источник Pu	Монацит
LR-115	993 ± 313 (100 с)	2091 ± 392 (40 мин)
CR-39	2022 ± 145 (100 с)	2973 ± 396 (40 мин)

Таблица 3.2– Коэффициент вариации плотности треков

ТЯТД	Источник Pu	Монацит
LR-115	0,25	0,19
CR-39	0,07	0,13

Полученные результаты калибровочного эксперимента иллюстрируют различные характеристики детектирования альфа-частиц в пленках LR-115 и детекторах CR-39. Это различие подтверждается сравнением эффективности регистрации для детекторов CR-39 и пленок LR-115. Эффективность регистрации альфа-треков пленками детекторов CR-39 в 2,0 и 1,4 раза выше, чем у LR-115 для тонкого источника Pu и толстого источника монацита соответственно. Это связано с зависимостью эффективности регистрации детектора от энергии альфа-частиц, испускаемых источником. Разница в эффективности при калибровке по источнику Pu и монациту может быть обусловлена характеристиками детектирующего материала. Различие в дисперсии плотности треков между детекторами LR-115 и CR-39, экспонируемыми для одного и того же калибровочного источника, вызвано более низким качеством (большей неоднородностью) пленок LR-115 по сравнению с CR-39. Принимая во внимание результаты калибровочного эксперимента, метод CR-39 является предпочтительным для измерения суммарной удельной альфа-активности в пробах небольшого объема ГПО. Используя результаты калибровочных экспериментов, калибровочные коэффициенты были оценены как $15,3 \pm 0,9$ и $21,8 \pm 1,8$ Бк Γ^{-1} трек⁻¹ см² мин для детекторов CR-39 и LR-115 соответственно (доверительный интервал 95 %). Суммарная альфа-активность проб

отложений оценивалась с использованием полученных калибровочных коэффициентов.

Для измерения суммарной альфа-активности около 5 г фракционированных образцов ГПО из исследуемых городов были помещены в углубление диаметром 2 см, высверленное в пластиковой пластине (Рисунок 3.6).

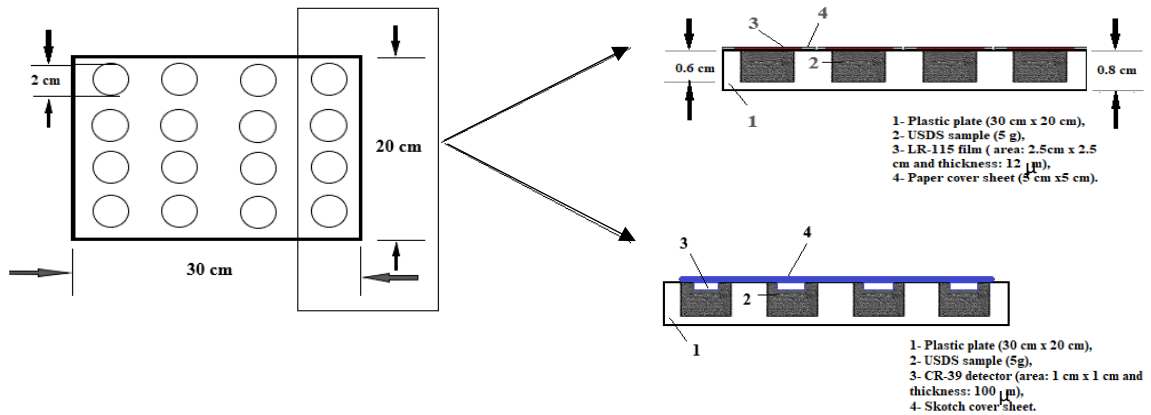


Рисунок. 3.6 – Описание экспонирования образцов фракций ГПО детекторами CR-39 и LR-115

Детектор CR-39 и пленки LR-115 располагались над отверстием и экспонировались непосредственно в контакте с фракционированным образцом в течение 3 месяцев. Пластиковые тарелки с образцами хранились в герметичной камере, проветриваемой свежим воздухом с низкой концентрацией радона. Альфа-частицы, испускаемые ураном (^{238}U), торием (^{232}Th) и соответствующими продуктами распада, бомбардируют пленки ТЯТД и образуют треки. После облучения экспонированные детекторы травились в соответствии со стандартными процедурами процесса травления [79]. Плотность треков пленок LR-115 и детекторов CR-39 определялась путем подсчета треков альфа-частиц с помощью искрового счетчика и оптико-электронного микроскопа. Неэкспонированные детекторы LR-115 и CR-39 были протравлены и исследованы с помощью искрового счетчика и оптико-электронного микроскопа в начале экспериментов для определения суммарного фона. Все последующие подсчеты корректировались с учетом этого фонового значения. Суммарная концентрация альфа-активности A_α (Бк/г) определялась с использованием уравнения (3.5), полученного ранее для ретроспективных детекторов поверхностных ловушек [171]:

$$A_{\alpha} = \frac{\rho t}{k t} \cdot \quad (3.5)$$

3.3 Вдыхание городской пыли в окружающей среде

Эффективная доза (Зв/год) от ингаляции радионуклидов ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K в воздушной пыли была оценена с помощью уравнения [172]:

$$\text{AED} = A_i \cdot V \cdot \text{DCF} \cdot C \cdot t, \quad (3.6)$$

где A_i – концентрация радионуклида (Бк/г), V – частота дыхания ($\text{м}^3/\text{ч}$), DCF – дозовый коэффициент (Зв/Бк), C – средняя концентрация пыли ($\text{г}/\text{м}^3$) [173], t – время воздействия (ч).

Для оценки DCF радионуклида при ингаляционном поступлении необходимо учитывать некоторые основные параметры: размер частиц аэрозоля, тип соединения на вдохе и параметры дыхания (интенсивность дыхания и тип дыхания - привычный носовой или ротовой). Тип материала при вдыхании определяется его химическими свойствами МКРЗ 66 [174] предоставляет три различных типа по умолчанию: F (быстрый), M (умеренный) и S (медленный). Параметры поглощения по умолчанию для материалов типов F, M и S приведены в Публикациях МКРЗ 66 [174] и 130 [175], включая доли растворения и скорости. Для минералов, содержащихся в отложениях, процессы выщелачивания в естественных условиях длились сотни и тысячи лет. Поэтому для радиоактивных цепочек ^{238}U и ^{232}Th было предположено, что эти соединения соответствуют типу S при вдыхании. Дозовые коэффициенты при ингаляции пыли минерального сырья, содержащего радионуклиды уранового и ториевого рядов, были приведены в Публикации 68 Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) в предположении, что имеется вековое равновесие в радиоактивных цепочках [176].

Внутреннее облучение при ингаляционном поступлении ^{40}K требует отдельного рассмотрения. При ингаляционном поступлении большинство соединений калия классифицируются как тип F, т. е. материал быстро растворяется и попадает в кровь и другие жидкости человеческого тела. При этом, однако, следует учитывать, что в том случае, когда радионуклид ^{40}K попадает в кровь в составе природного калия, при естественном содержании ^{40}K дополнительного внутреннего облучения организма не происходит. Калий – природный элемент, присутствующий

в организме человека в макроскопических количествах. Это элемент, выполняющий множество функций в организме человека, включая регулирование баланса жидкости и контроль электрической активности сердца, скелетных мышц и нервов. Нормальное функционирование сердечно-сосудистой системы и других органов человека существенно зависит от концентрации калия в крови. Повышение или снижение концентрации калия в крови сверх физиологической нормы приводит к значительным нарушениям функционирования организма, опасным для жизни человека. Следовательно, концентрация калия в организме регулируется гомеостазом, и в случае дополнительного поступления калия в кровь излишки сразу выводятся из организма. Повышенное радиационное воздействие из-за попадания ^{40}K в кровь возможно только в ситуации, когда его концентрация превышает равновесную концентрацию для природного калия. Очевидно, что в нашей ситуации это не так.

Иная ситуация имеет место с нерастворимыми формами ^{40}K при ингаляционном поступлении. В этом случае нерастворимые частицы аэрозоля являются источниками бета-излучения, поражающего в основном, различные отделы дыхательных путей. В литературе нет данных о значениях DCF для соединений типа S радионуклида ^{40}K . Динамика осаждения нерастворимых частиц в дыхательных путях и их последующий клиренс были рассчитаны с помощью моделей дыхательных путей, описанных в Публикациях МКРЗ 66 и 130. В результате были получены значения резидентного времени ^{40}K для различных частей респираторного и желудочно-кишечного тракта. Эти значения времени пребывания использовались в качестве исходных значений в программном продукте IDAC 2.1 [177] для расчета значений DCF для соединений типа S радионуклида ^{40}K . Параметры сценариев воздействия представлены в таблица 3.3 для медианного по активности аэродинамического диаметра (AMAD) 5 и 10 мкм.

Таблица 3.3 – Частота дыхания, V ($\text{м}^3/\text{ч}$) и дозовый коэффициент, DCF ($\text{мкЗв}\cdot\text{Бк}^{-1}$), используемые для расчета эффективной дозы при вдыхании воздушной пыли

$V, \text{м}^3/\text{ч},$		Материал	AMAD 5 мкм	AMAD 10 мкм
Низкая граница	Верхняя граница			
1,5	3	Нерастворимый уран ^а	35,8	22,6
		Нерастворимый торий ^б	50,8	34,5
		Нерастворимый калий	0,14	0,057

^а 95 % ^{238}U и 5 % ^{235}U в равновесии с продуктами их распада.

^б ^{232}Th в равновесии с продуктами его распада

Для оценки концентрации пыли в воздухе пробы воздушной пыли отбирались на передвижном пункте отбора проб атмосферной пыли с использованием стратификации по высоте. Передвижной пост пробоотборника атмосферной пыли запатентован в Федеральной службе по интеллектуальной собственности (Роспатент) под номером RU 175394 У1 [178]. Среднесуточная массовая концентрация пыли в воздухе в городской среде Екатеринбурга составила $96 \text{ мкг}/\text{м}^3$ [173]. Согласно российским экологическим правилам предельно допустимая концентрация (ПДК) суточной массовой концентрации пыли в воздухе составляет $150 \text{ мкг}/\text{м}^3$.

В результате работ описанных в главе 3 можно сделать следующие выводы:

1. Для определения эффективности блока детектирования БДПБ-01 использован стандартный источник KCl в виде зернистого материала (размер зерна 0,5–1 мм).
2. Эффективность системы детектирования зависит от категории дисперсности образца осадка. Для оценки этой зависимости и оценки коэффициента корректировки проведен эксперимент со стандартными исходными и эталонными образцами KCl.
3. Зависимость чувствительности метода измерения суммарной бета- активности от размера фракции может быть вызвана различными относительными

проективными площадями крупных и мелких зерен, когда для анализа доступно небольшое количество материала.

4. Для калибровки твердотельных ядерных трековых детекторов CR-39 и LR-115 использованы стандартные радиоактивные источники – монацит и источники Pu. Эффективность регистрации альфа-треков пленками детектора CR-39 в 2,0 и 1,4 раза выше, чем для детектором LR-115 для тонкого источника Pu и толстого источника монацита соответственно.
5. Калибровочные коэффициенты ТЯТД оценены как $15,3 \pm 0,9$ для детекторов CR-39 и $21,8 \pm 1,8$ ($\text{Бк} \cdot \text{г}^{-1} / (\text{см}^2 \cdot \text{мин}^{-1})$) для детекторов LR-115 соответственно (с 95 % доверительным интервалом).
6. Для населения эффективная доза, обусловленная вдыханием пыли ГПО, рассчитывается на основе нерастворимого урана, нерастворимого тория и нерастворимого калия.

ГЛАВА 4. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

4.1. Загрязняющие вещества (тяжелые металлы) в городской среде

Источники поступления тяжелых металлов в городскую среду (воздух, почва и вода) имеют в основном антропогенное происхождение.

4.1.1 Свинец (Pb)

Основными источниками свинца являются выбросы автотранспорта, выветривание материалов, горнодобывающая промышленность и различные виды промышленной и сельскохозяйственной деятельности [179].

В последние десятилетия было проведено большое количество исследований по определению содержания свинца на городских поверхностях. Осаждение свинца из атмосферного воздуха оценивалось в ледяных ядрах, отложениях, торфяных болотах, гербарных растениях и лесных почвах во всем мире [179].

Несколько исследований указали на различные источники свинца в городской среде. В таких городах, как Нью-Йорк (США), Сеул (Корея) и Куала-Лумпур (Малайзия), концентрация свинца в 200 раз превышала допустимый предел из-за выбросов автотранспортных средств [180].

Свинец является наиболее токсичным тяжелым металлом в городской среде из-за воздействия на организм человека, особенно на нервную систему и систему кровообращения. Свинец в основном попадает в организм человека при вдыхании и пероральном поступлении, и поступает в кровоток в виде растворимых солей, белковых комплексов или ионов и т. д. Наибольшая концентрация свинца накапливается в костях, это может отрицательно повлиять на работу многих органов и систем, таких как печень, почки, нервная система, мочевыделительная система, а также на основные физиологические процессы в клетках [181]. Как видно из Рисунок 4.1, наблюдается уменьшение (1980–2018 гг.) количества свинца на городских дорогах по всему миру, что связано с отказом от «свинцового» топлива.

4.1.2 Цинк (Zn)

Наличие цинка в городской среде может являться индикатором производственной деятельности человека, а также может быть связано с выбросами автотранспортных средств. В первую очередь к антропогенным источникам

выбросов цинка в городской среде (воздух, почва и вода) можно отнести деятельность горнодобывающих и металлургических предприятий, а также использование материалов, содержащих цинк, таких как удобрения [182]. Изменение концентрации Zn на городских дорогах на протяжении временного периода 1980–2018 г. имеет широкий диапазон, (Рисунок 4.1). Это связано с тем, что источниками Zn на городских дорогах являются металлические части и выхлопные газы автомобилей.

4.1.3 Медь (Cu)

Источники меди в атмосферном воздухе могут иметь как природный, так и антропогенный характер. Как видно из Рисунок 4.1, концентрация Cu на городских дорогах, поступающая из естественных источников (переносимая ветром пыль, вулканы, гниющая растительность, морские брызги и лесные пожары), имеет широкий диапазон [183].

К антропогенным источникам выбросов меди можно отнести выбросы автотранспортных средств, производство чугуна и стали, производство древесины, сжигание угля, производство цветных металлов, промышленное производство и применение фосфорных удобрений. Как правило, тяжелые металлы поступают в атмосферу и присоединяются к твердым частицам в форме оксида, сульфида или карбоната. Мелкие частицы (<1 мкм), содержащие медь, могут попадать в окружающую среду в процессе горения и других источников высокой температуры, в то время как источником крупных медьсодержащих частиц (> 10 мкм) является перенос пыли и почвы ветром [184].

В целом загрязнение тяжелыми металлами зависит от быстрых темпов урбанизации. Кроме того, немаловажными факторами являются миграция и численность населения.

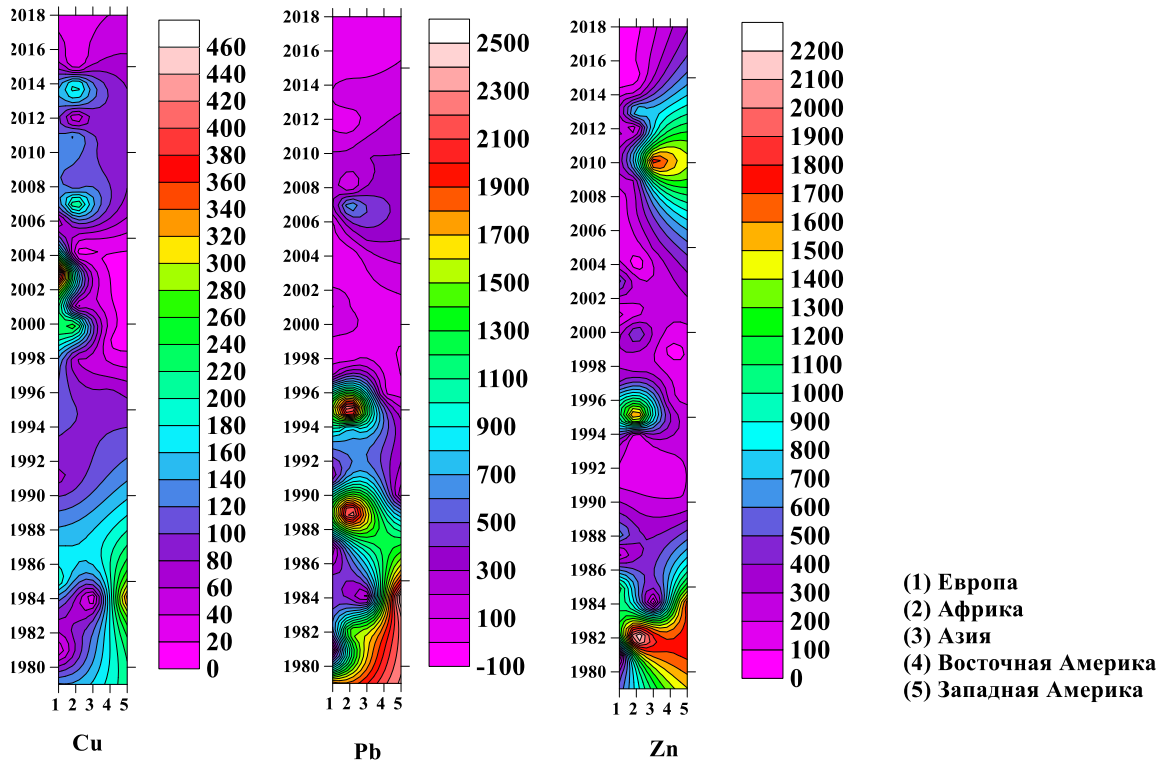


Рисунок. 4.1– Распределение тяжелых металлов на наземных городских дорогах по всему миру [185]

На рис 4.2. приведены результаты проведенных исследований по содержанию ПВЭ – меди, свинца и цинка в трех городах России: Екатеринбурге, Нижнем Новгороде и Ростове-на-Дону.

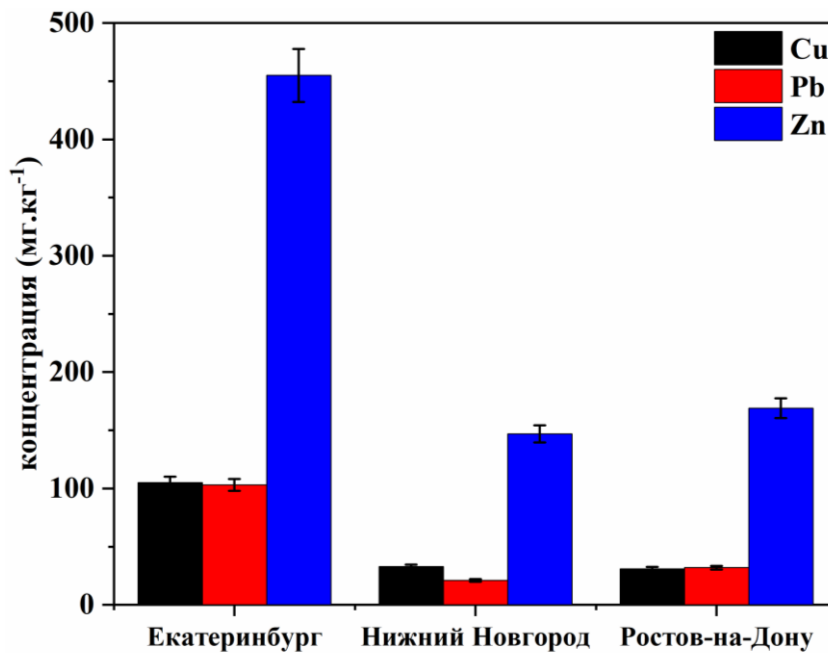


Рисунок 4.2 – Средний вклад ПВЭ в трех городах России

4.2 Суммарная бета-активность в зависимости от сезонных колебаний и различных ландшафтных зон

Отбор проб городских поверхностных отложений жилых районов Екатеринбурга проводился в течение четырех сезонов – с августа 2016 г. по ноябрь 2017 г. Городская среда была разделена на три зоны (количество образцов, отобранных в каждой зоне, указано в скобках): зонзеленая зона (33 образца с газонов и детских площадок), дороги (22 образца), проезды и тротуары (24 образца). В таблица 4.1 представлены средние концентрации бета-активности поверхностных городских отложений, полученные для разных сезонов, в разных частях ландшафта, с разными фракциями. Результаты измерений позволяют сделать следующие выводы:

1. В зеленой зоне средняя суммарная бета-активность находится в диапазоне от $0,38 \pm 0,05$ до $0,56 \pm 0,11$ Бк/г; от $0,2$ до $0,94 \pm 0,36$ Бк/г; от $0,70 \pm 0,33$ до $0,99 \pm 0,45$ Бк/г и от $0,71 \pm 0,43$ Бк/г до $0,97 \pm 0,40$ Бк/г зимой, весной, летом и осенью соответственно.
2. Концентрация суммарной бета-активности в дорожной зоне колеблется зимой от $0,36 \pm 0,32$ до $1,12 \pm 0,65$ Бк/г; весной от $0,55 \pm 0,21$ Бк/г до $0,84 \pm 0,3$ Бк/г; летом от $0,36$ до $0,63 \pm 0,32$ Бк/г и осенью от $0,28 \pm 0,01$ Бк/г до $0,77 \pm 0,15$ Бк/г соответственно.
3. В зоне проезжей части и тротуаров концентрация суммарной бета-активности находится между низкими значениями: $0,40 \pm 0,25$, $0,52 \pm 0,10$, $0,5 \pm 0,43$ и $0,38 \pm 0,17$ Бк/г; высокие значения $0,88$, $0,78 \pm 0,64$, $0,81 \pm 0,39$ и $1,13 \pm 0,34$ Бк/г зимой, весной, летом и осенью соответственно. Эти результаты не зависят от размерной категории в каждой зоне.

Таблица 4.1 – Среднее значение суммарной удельной бета-активности образцов в течение сезонов в разных частях ландшафта с разными фракциями (среднее \pm стандартное отклонение, в скобках – количество образцов), Бк/г

Сезон	Фракции (мм)	Зеленая зона	Дороги	Проезды и тротуары
Зима	0,002–0,01	–	0,46 (1)	0,88 (1)
	0,01–0,05	0,41 (1)	0,53 \pm 0,18 (3)	0,50 \pm 0,18 (2)
	0,05–0,1	0,56 \pm 0,11 (2)	0,36 \pm 0,32 (5)	0,40 \pm 0,25 (6)
	0,1–0,25	0,38 \pm 0,05 (2)	0,55 \pm 0,15 (4)	0,52 \pm 0,22 (5)
	0,25–1	–	1,12 \pm 0,65 (3)	0,54 \pm 0,08 (2)
	> 1	–	0,73 \pm 0,10 (3)	0,44 \pm 0,41 (3)
Весна	0,002–0,01	–	–	–
	0,01–0,05	0,20 (1)	–	0,78 (1)
	0,05–0,1	0,58 \pm 0,13 (10)	0,56 \pm 0,27 (6)	0,53 \pm 0,25 (5)
	0,1–0,25	0,66 \pm 0,28 (7)	0,58 \pm 0,21 (5)	0,78 \pm 0,64 (4)
	0,25–1	0,80 \pm 0,25 (6)	0,55 \pm 0,21 (5)	0,52 \pm 0,10 (4)
	> 1	0,94 \pm 0,37 (10)	0,84 \pm 0,30 (6)	0,52 \pm 0,13 (5)
Лето	0,002–0,01	0,79 \pm 0,34 (7)	0,36 (1)	0,45 \pm 0,24 (2)
	0,01–0,05	0,75 \pm 0,24 (10)	0,63 \pm 0,32 (5)	0,52 \pm 0,27 (8)
	0,05–0,1	0,99 \pm 0,45 (14)	0,54 \pm 0,49 (5)	0,66 \pm 0,53 (5)
	0,1–0,25	0,70 \pm 0,33 (14)	0,58 \pm 0,23 (6)	0,81 \pm 0,39 (8)
	0,25–1	0,77 \pm 0,38 (14)	0,56 \pm 0,14 (4)	0,38 \pm 0,17 (7)
	> 1	–	–	–
Осень	0,002–0,01	0,96 \pm 0,32 (4)	0,62 (1)	1,03 \pm 0,41 (2)
	0,01–0,05	0,80 \pm 0,29 (5)	–	0,53 \pm 0,35 (3)
	0,05–0,1	0,88 \pm 0,26 (6)	0,77 \pm 0,15 (3)	1,13 \pm 0,34 (5)
	0,1–0,25	0,97 \pm 0,40 (7)	0,55 \pm 0,21 (3)	0,87 \pm 0,37 (6)

Городские поверхностные отложения характеризуются содержанием частиц разного размера. В связи с этим фракционирование по размеру было проведено для разделения основного материала каждой исходной пробы на образцы по размеру частиц. Всего было исследовано 199 проб с различными размерами фракций. Для дальнейшего анализа результаты измерений бета-активности были сгруппированы

по следующим размерам: пыль (0,002–0,01 мм, 75 образцов), мелкий песок (0–1 мм, 71 образец) и крупный песок (> 1 мм, 38 образцов). Результаты представлены в таблица 4.2.

Таблица 4.2 – Средняя бета-активность образцов в разные сезоны в разных фракциях (среднее \pm стандартное отклонение) Бк/г

Сезон	Пыль	Мелкий песок	Крупнозернистый песок
Зима	0,53 \pm 0,3	0,57 \pm 0,27	0,58 \pm 0,27
Весна	0,56 \pm 0,19	0,69 \pm 0,27	0,87 \pm 0,39
Лето	1,04 \pm 0,69	0,92 \pm 0,64	–
Осень	1,17 \pm 0,34	0,97 \pm 0,52	0,57 \pm 0,37

Рисунок 4.3 предоставляет гистограммы частотного распределения удельной бета-активности для пыли и мелкого песка. Для пыли наблюдается тенденция к сдвигу распределения в сторону большей удельной бета-активности. Тест χ^2 подтвердил статистически значимое изменение частотного распределения пыли в течение года от зимы к осени ($p < 0,01$). Зависимость удельной бета-активности мелкого песка от сезона незначительна ($p = 0,1$). Разница между частотным распределением удельной бета-активности зимней пыли и мелкого песка, весенней пыли и мелкого песка также значительна ($p < 0,01$). Эта разница отражает небольшое увеличение средней бета-активности в мелком песке по сравнению с пылью. Разница удельной бета-активности между пылью и мелким песком для лета и осени незначительна.

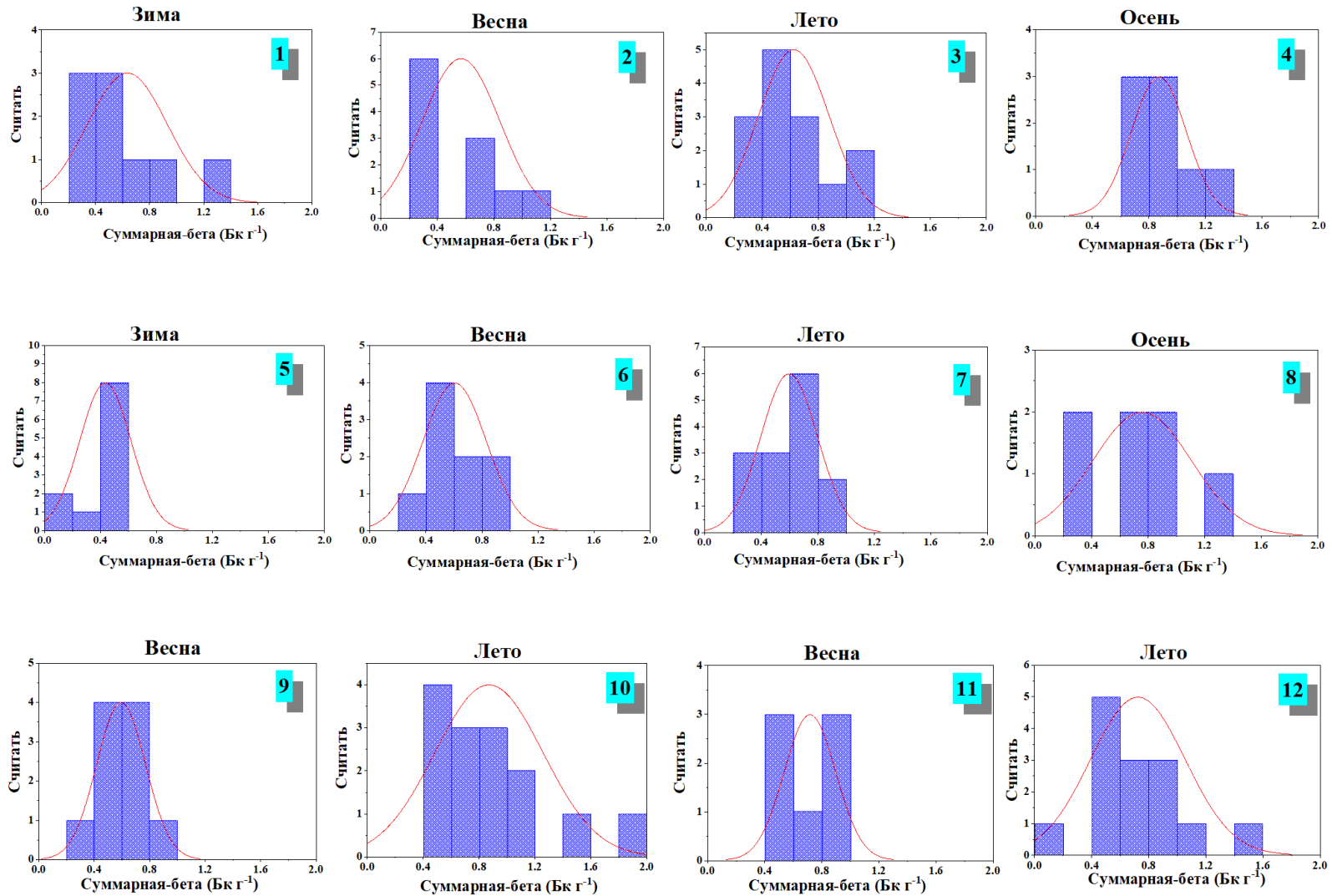


Рисунок 4.3 – Распределение бета-активности по размерным фракциям, сезонам и городским зонам: 1–4 – фракции по размеру пыли (дороги, проезды и тротуары); 5–8 – фракции мелкого песка (дороги и тротуары, проезды и тротуары) 9–10 – фракции пыли (зеленая зона); 11–12 – фракции мелкого песка (зеленая зона)

Рисунок 4.4 показывает, что суммарная удельная бета-активность варьировалась для разных размеров в один и тот же сезон независимо от типа городской зоны. Зимой и весной колебания концентраций суммарной бета-активности увеличивались в следующем порядке: пыль < мелкий песок < крупный песок. Летом и осенью за понижающейся средней концентрацией суммарной бета-активности, наблюдаемой в пыли, следовал мелкий песок, а затем крупный.

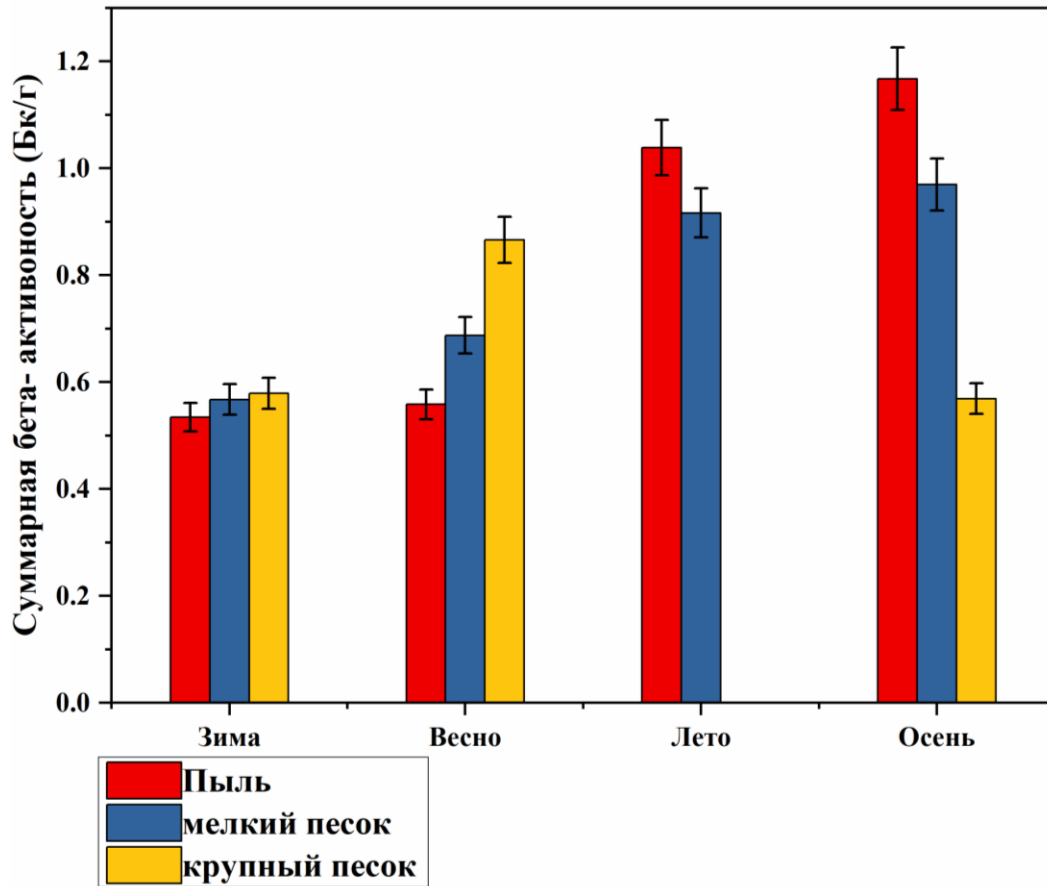


Рисунок 4.4 – Средняя суммарная удельная бета-активность (Бк/г) с указанием погрешности для разных размеров фракций и сезонов вне зависимости от городских зон

На Рисунок 4.5 показана отчетливая разница в средней суммарной бета-активности образцов в различных городских зонах. Удельная бета-активность относительно высока в крупном песке в зеленых зонах и на дорогах; с другой стороны, суммарная удельная бета-активность в пробах с проезжей части и тротуаров выше в мелком песке.

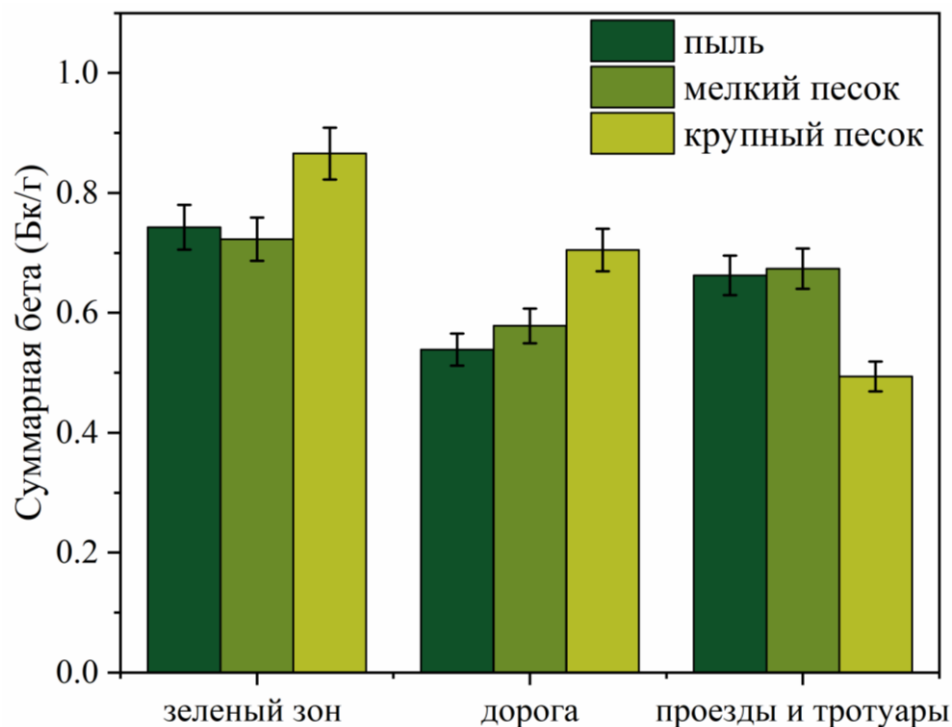


Рисунок 4.5 – Суммарная бета-активность (Бк/г) при различных размерах фракций в зонах городского ландшафта (95 % ДИ)

Метод, разработанный в настоящем исследовании, можно охарактеризовать как простейшую из возможных радиоаналитических процедур, которую можно рекомендовать в качестве первого шага радиоэкологического скрининга. Процедура измерения относительно быстрая, безопасная и недорогая [186]. Кроме того, хотя удельную активность нефракционированного основного образца массой 200 г можно измерить с помощью методов γ -спектрометрии, этот метод позволяет измерять суммарные удельные бета-активности образцов с малой массой (от 0,3 до 20 г) и однородным размером зерен, которые были получены после фракционирования.

Городские отложения на исследуемых территориях состоят из разнообразных природных и антропогенных материалов, таких как городская почва, дерн, антропогенные свалки, асфальт и различные покрытия тротуаров. В городские отложения с поверхностей земли и дорог поступают частицы разного размера. Наземные поверхности состоят из газонов, зеленых зон с кустарниками и деревьями, а также неорганизованных парковок (автомобили нарушают поверхность газонов при

движении по ним). Дорожные покрытия состоят из проезжей части, тротуаров, организованных парковок, проездов и поверхностей с твердым покрытием.

Пробы, отобранные в холодное и жаркое время года, были разными из-за условий образования. Зимой городские отложения покрываются снегом и могут перемешиваться колесами транспортных средств и ногами людей. Предположительно, что в зимних отложениях меньше органических веществ, а таяние снега и весеннее цветение приводят к тому, что в окружающую среду попадает больше органических веществ.

Для определения источников и механизмов переноса радионуклидов в городской среде необходимо было оценить их активность. В зимнее время проезды и тротуары посыпают минеральными материалами с крупной фракцией – более 1 мм, и они могут содержать низкую удельную активность бета-излучающих радионуклидов.

В городской среде, которая является сложной и динамичной, переход загрязняющих веществ может происходить в обоих направлениях: от дороги к проезжей части и к зеленым насаждениям и, наоборот, от зеленых зон к дорогам. Эти процессы определяются разными физическими характеристиками. Более того, разная скорость процессов и их изменения могут влиять на распределение физических свойств в городской среде.

Настоящее исследование подтвердило, что земная радиация в городской среде варьируется от района к району в зависимости от свойства материнских пород и вторичных процессов, участвующих в образовании отложений. Средняя концентрация суммарной бета-активности варьировалась от 0,5 до 0,9 Бк/г в зависимости от размерной фракции, сезона и зон городского ландшафта.

Более раннее исследование городских поверхностных отложений для понимания загрязнения городской среды тяжелыми металлами было проведено в [10]. Это исследование включало измерения концентрации активности радионуклидов ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K [129] в неклассифицированных пробах городских отложений в городе Екатеринбурге. Эти результаты можно сравнить с данными, полученными в настоящем

исследовании. Как показано в таблица 4.3, средняя удельная активность ^{40}K , ^{226}Ra и ^{232}Th в образцах составляла 410, 21 и 15 Бк/кг соответственно. Расчетная средняя суммарная концентрация бета-активности ($A_{es} = 554$ Бк/кг) была рассчитана путем применения ранее полученных значений активности наземных радионуклидов с применением в следующем уравнении:

$$A_{es} (\text{Бк/кг}) = a \cdot A_K + b \cdot A_{Ra} + c \cdot A_{Th}, \quad (4.1)$$

где A_K – концентрация активности калия-40 (Бк·кг⁻¹), A_{Ra} – концентрация активности радия-226 (Бк кг⁻¹), A_{Th} – концентрация активности тория-232 (Бк кг⁻¹), $a = 1$, $b = 4$ и $c = 4$ – количество бета-частиц, испускаемых каждой радионуклидной цепочкой.

Таблица 4.3 – Распределение проб по удельной активности ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th (Бк/кг), отобранных в Екатеринбурге в 2010 г. Количество проб (№), среднее арифметическое (AM), среднее геометрическое (GM), геометрическое стандартное отклонение (GSD) и максимальное значение (Max)

Элемент	N	AM	GM	GSD	Max
K-40	248	410,0	354,1	2,0	1574,2
Ra-226	151	20,8	18,3	1,8	56,5
Th-232	151	15,3	13,5	1,8	32,0
Оценка суммарной бета-активности		554			

При сравнении настоящих результатов по фракционированным образцам и предыдущих результатов со средней концентрацией основной пробы (таблица 4.3) показано, что предыдущие результаты соответствуют самым низким средним концентрациям активности во фракционированных образцах. Относительно более высокая суммарная бета-активность, полученная во фракционированных по размеру образцах (таблица 4.2), может быть объяснена более высоким вкладом образцов зеленой зоны (газоны) в нашем исследовании, в которых более высокая средняя активность была связана с образцами мелких фракций.

Анализ городских поверхностных отложений показал, что суммарная бета-активность была выше летом и осенью, чем зимой и весной. В таблица 4.4 приведен перечень источников возможного поступления калия в городскую среду. Свежие органические остатки, присутствующие в поверхностных отложениях из-за весеннего цветения и осеннего увядания, содержат повышенное количество калия и могут способствовать увеличению суммарной бета-активности.

Таблица. 4.4 – Применение материалов с высоким содержанием калия [187].

Материал	Химическая формула	Применение
Калиевый полевой шпат	$KAlSi_3O_8$	Изготовление стекла, керамики чистящих порошков. Стройматериалы, материалы для дорожного строительства
Нитрат калия	KNO_3	Удобрения и взрывчатые вещества, пиротехника, стекло и керамика, пластмассы, лекарства
Карбонат калия	K_2CO_3	Специальное стекло

На основании полученных результатов был сделан вывод, что суммарная-бета активность некоторых частиц, принадлежащих к разным категориям размеров, на разных территориях относительно высока (до 1,13 Бк/г). Это может быть связано с вымыванием естественных радионуклидов из горных пород и почв вместе с дождевой водой в городских районах. Исследования NCRP (1987 г.) показали, что сельскохозяйственные удобрения содержат различные природные радионуклиды: использование которых увеличивает содержание калия в донных отложениях [78].

4.3 Суммарная альфа-активность для различных ландшафтных зон в зависимости от сезонных колебаний

В таблица 4.5 приведены статистические данные, рассчитанные для концентрации суммарной активности альфа – A_α и суммарной активности бета – A_β в пробах городских поверхностных отложений, а также удельной активности радионуклидов ^{238}U и ^{232}Th (оцененных с использованием суммарных концентраций U и Th) и содержания тяжелых металлов Cu, Pb и Zn за весь период отбора проб.

Анализ данных, представленных в таблица 4.5, позволил сделать вывод, что среднее геометрическое (GM) для A_α составило а геометрическое стандартное отклонение 0,19 Бк/г в диапазоне от 0,05 до 0,6 Бк/г, а для A_β 0.61 Бк/г, в диапазоне от минимум 0,08 Бк/г до 3,15 Бк/г. Отношение средних геометрических A_α/A_β , рассчитанное за весь период; близко к 0,45, что выше, чем нормальное значение отношения 0,1 [81]. Это указывает на возможное геохимическое преобразование или наличие вторичных источников альфа- и бета-радиоактивности атмосферного, воздушного или антропогенного происхождения, таких как выбросы транспортных средств. Измерения концентраций активности естественных радионуклидов ^{238}U и ^{232}Th в городских пробах в зависимости от сезона также представлены в таблица 4.5. Среднее геометрическое (диапазон) концентраций активности ^{238}U и ^{232}Th составило 12 (2–37) и 6 (0,6–24) Бк/кг соответственно. Эти значения ниже средних мировых значений 33 и 45 Бк/кг для ^{238}U и ^{232}Th соответственно [70].

Возможно, что A_α и A_β в ГПО могут быть связаны с ПВЭ. Полученные результаты показывают, что концентрация Cu составляла от 11 до 465 мг/кг с GM 116 мг/кг, концентрация Pb – от 1,1 до 142 мг/кг с GM 22 мг/кг, а концентрация Zn – 33 до 1002 мг/кг с GM 167 мг/кг.

Таблица 4.5 – Статистическая сводка радиометрических данных и данных по тяжелым металлам, собранных с зимы 2016 по осень 2017 г.

	A_{α}	A_{β}	A_{α}/A_{β}	^{238}U	^{232}Th	Cu	Pb	Zn
	(Бк г ⁻¹)	(Бк г ⁻¹)		(Бк кг ⁻¹)	(Бк кг ⁻¹)	(мг кг ⁻¹)	(мг кг ⁻¹)	(мг кг ⁻¹)
N	48	52	48	22	22	36	36	36
AM	0,23	0,76	0,45	14	8	153	29	204
SD	0,13	0,532	0,85	9	4	0,73	0,86	0,64
GM	0,19	0,61	0,3	12	6	116	22	167
GSD	1,14	1,7	2,34	25	10	2,07	2,37	1,9
Max	0,6	3,14	3,15	37	24	465	142	1002
Min	0,05	0,08	0,05	2	0,6	11	1,09	32,51

N – количество исследованных образцов. AM – среднее арифметическое, GM – среднее геометрическое, SD – стандартное отклонение, GSD – стандартное геометрическое отклонение.

Суммарный объем исходных образцов достаточно велик. Суммарный образец был измерен с помощью гамма-спектрометрии. После разделения (гранулометрии) образцы некоторых фракций имеют небольшую массу и объем, поэтому спектрометрия не может быть применена. Требуется новый метод. В пробе небольшого объема может быть измерена только суммарная радиоактивность.

Считается, что первым шагом в этих методах будет проверка на низкий уровень радиации в городской среде [8]. Величины A_{α} и A_{β} являются индикаторами поступления и переноса радионуклидов из мест их происхождения в другие районы.

Корреляция между средними значениями A_{α} и A_{β} была исследована сезонно (Рисунок 4.6) и была обнаружена сильная линейная корреляция ($R = 0,97$). Эта корреляция указывает на то, что суммарная удельная альфа- и бета-активности имеют одно и то же происхождение.

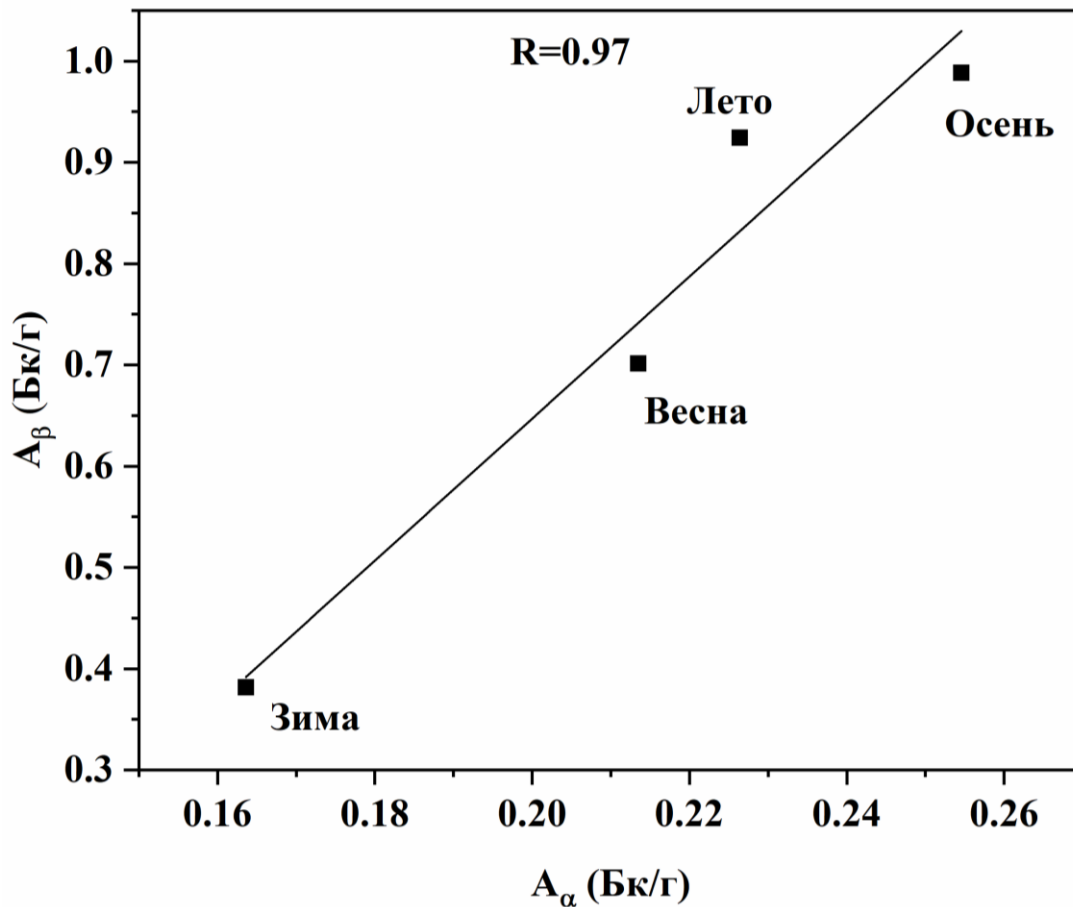


Рисунок 4.6 – Корреляция между A_{α} и A_{β} на протяжении исследуемого периода

Породы и вторичные процессы, развившиеся после образования отложений, способствуют естественной радиоактивности отложений. Более того, было обнаружено влияние урана, тория и продуктов их распада за счет химических и биохимических взаимодействий [188]. Сходство экологических процессов с альфа- и бета-излучателями под влиянием антропогенных факторов также можно рассматривать как объяснение корреляции между альфа- и бета-активностями.

Для оценки источников альфа- и бета-активности в городской среде была изучена корреляция Спирмена, которая представлена в таблица 4.6. Корреляции между A_{α} , A_{β} и радионуклидами ^{238}U и ^{232}Th были рассчитаны для оценки линейных соотношений между ними. Согласно таблица 4.6 была обнаружена сильная корреляция между A_{α} и A_{β} и концентрацией активности ^{238}U и ^{232}Th (R (альфа) = 0,96 и 0,97 соответственно; R (бета) = 0,95 и 0,97 соответственно. Это можно объяснить тем, что основными вкладчиками естественных радионуклидов в A_{α} , A_{β} в окружающей среде

являются уран, радий и его дочерние компоненты для суммарной альфа-активности и ^{40}K , ^{226}Ra и его дочерние компоненты для суммарной бета-активности [8,189]. Более того, антропогенная деятельность имеет несколько источников, таких как использование удобрений, сжигание ископаемого топлива, производство цемента и металлов [8]. Они способствуют избытку A_α , A_β в городской среде, что подтверждается сильной корреляцией между содержанием A_α и Pb ($R = 0,89$), а также содержанием A_β и Pb ($R = 0,77$).

Таблица 4.6 – Корреляция Спирмена между A_α , A_β и концентрацией активности радионуклидов и потенциально вредных элементов

	A_α	A_β	^{238}U	^{232}Th	Cu	Pb	Zn
A_α	1,00						
A_β	0,97	1,00					
^{238}U	0,96	0,95	1,00				
^{232}Th	0,97	0,97	0,86	1,00			
Cu	0,24	0,40	-0,15	0,38	1,00		
Pb	0,89	0,77	0,91	0,99	0,02	1,00	
Zn	0,8	0,9	0,55	0,90	0,37	0,85	1,00

На Рисунок 4.7 приведены результаты статистического анализа распределения A_α и A_β с сезонным изменением в виде Box-Whisker диаграмм. Первую и третью квартили показывают нижняя и верхняя части прямоугольника соответственно. Медиана показана в прямоугольнике сплошной линией. Верхний и нижний диапазоны данных показаны планками. Концентрации, как A_α , так и A_β , имеют высокое значение летом и осенью и низкое значение зимой и весной. Такую зависимость можно было ожидать с учетом влияния метеорологических условий на естественное распределение радионуклидов в городской среде. Зимой городская поверхность покрыта снегом, содержание органического вещества в СГП – низкое. В теплое время года, после таяния снега содержание органического вещества в городской среде увеличивается.

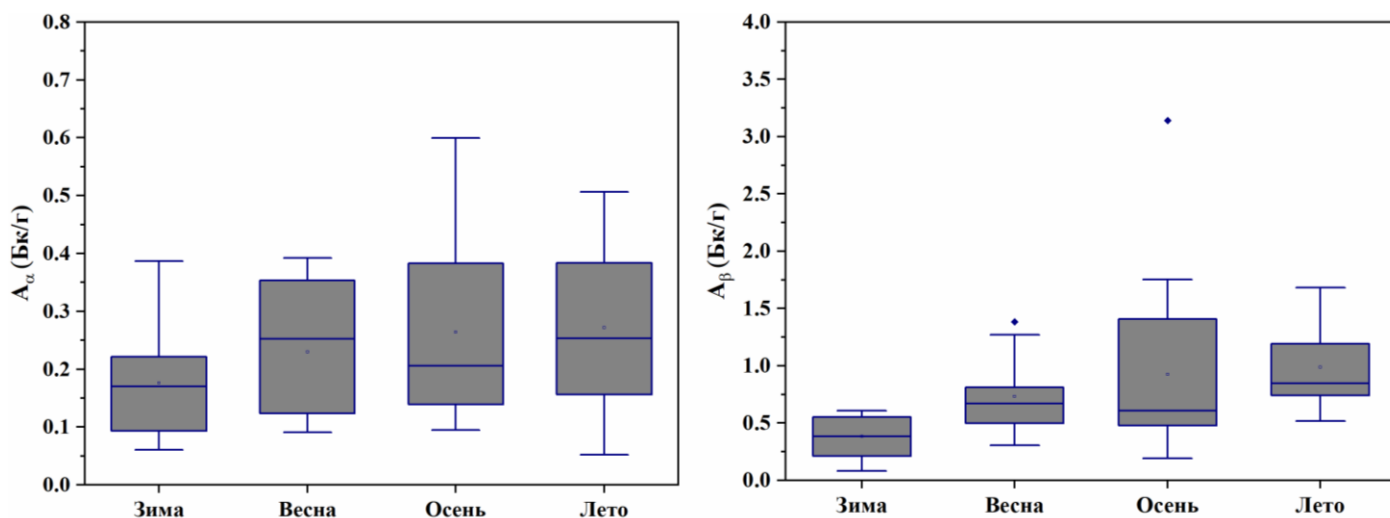


Рисунок 4.7– График Box-Whisker для: а) суммарной альфа-активности, A_α (Бк/г) и б) суммарной бета-активности A_β (Бк/г) с сезонными колебаниями. Знаком \blacklozenge обозначены выбросы

Городская поверхность представляет собой сток отложений от разных источников [185]. Отложения, отобранные в четырех городских зонах в холодное и жаркое время года, имели значительные отличия из-за разных условий образования.

Можно предположить, что зимние осадки содержат меньше органических веществ, что объясняется частично тем, что образующаяся снегогрязевая пульпа (СГП), частично удаляется во время обслуживания дорог или хранится в снежных кучах на обочинах дорог и лужайках, прилегающих к дорогам и тротуарам [12]. Во время таяния снега и весеннего цветения значительный поверхностный сток городских поверхностных отложений (ГПО), осажденных на поверхности, приводит к попаданию большего количества органических веществ в окружающую среду. Необходимо было оценить активность радионуклидов в городской среде для определения их источников и механизмов переноса [12]. Таким образом, суммарная альфа-активность изучалась с точки зрения групп: СГП и ГПО, собранных из городской среды в разные сезоны. Результаты исследования представлены на Рисунок 4.6.

Данные с фракционированием по размерам объединены в две группы: пыль (размер фракции от 0,2 до 0,1 мм) и мелкий песок (фракция размером от 0,1 до 1 мм).

Из Рисунок 4.8 видно, что A_α в пылевой фракция, полученной из СГП и ГПО, имеет более высокое значение, чем для мелкого песка. Это связано с тем, что TENORM может вносить вклад в суммарную альфа из природных источников или в результате антропогенной деятельности. Из Рисунок 4.8, можно также увидеть, что концентрации активности урана и тория в СГП и ГПО имеют более высокое значение в пылевой фракция, чем в мелком песке. Пылевая фракция имеет очень высокое содержание потенциально вредных элементов (Cu, Pb и Zn) по сравнению с мелким песком. Это связано с экологическими процессами ПВЭ в городах.

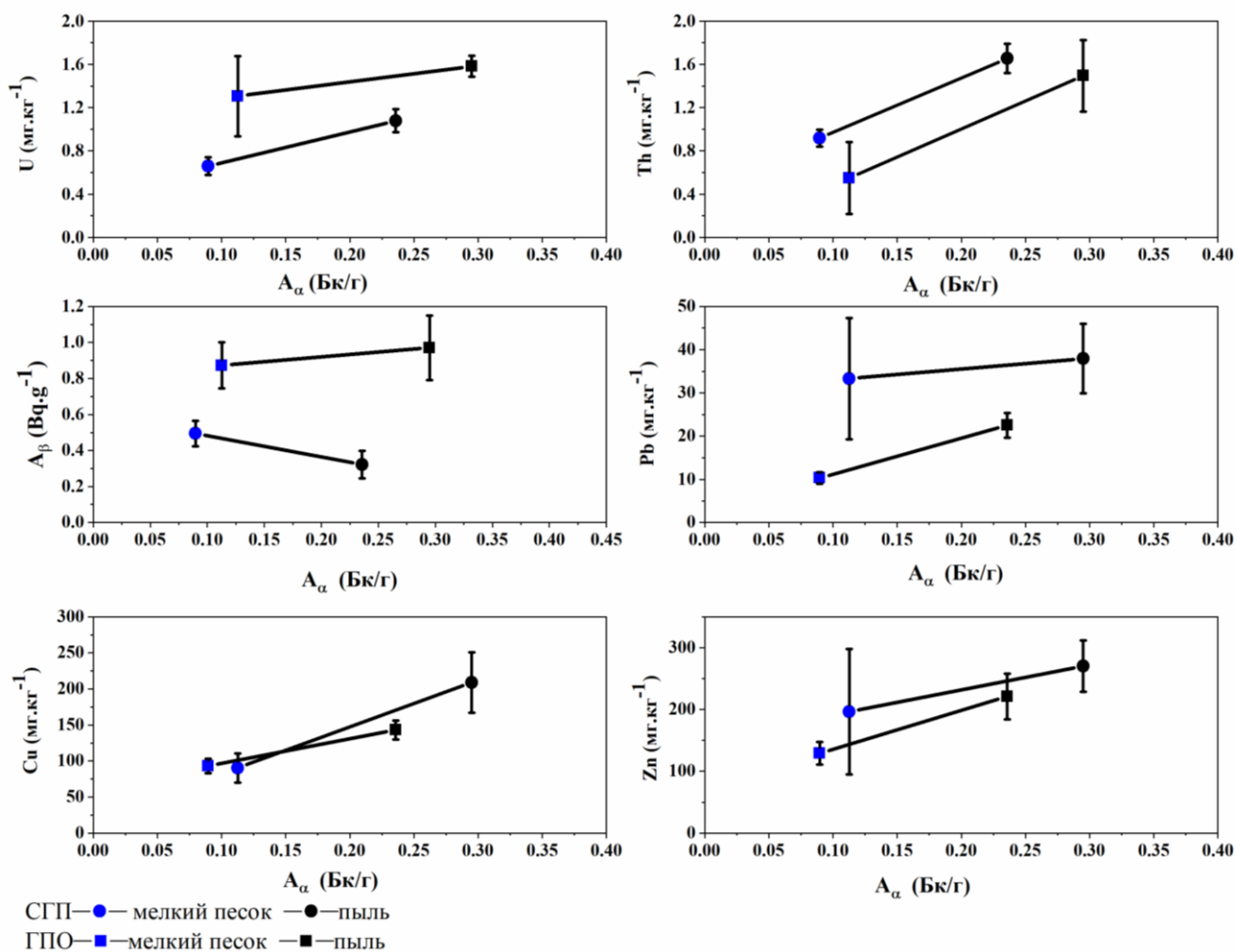


Рисунок. 4.8 – Зависимость содержания U и Th (мг/кг), A_β (Bк/г) и ПВЭ (мг/кг) от A_α (Bк/г) в СГП (зимний сезон) и ГПО (весна, лето и осень) от размера фракции

4.4 Суммарная удельная бета- и альфа- активность ГПО в изучаемых городах

4.4.1 Суммарная удельная бета-активность ГПО в городах

Определение суммарной удельной бета-активности проводилось в трех городах России: Екатеринбурге, Ростове-на-Дону и Нижнем Новгороде. Образцы ГПО были отобраны осенью в 18, 35 и 35 точках в разных жилых зонах Екатеринбурга, Ростова-на-Дону и Нижнего Новгорода соответственно. Полученные результаты средней суммарной удельной бета-активности ГПО для разных городов представлены на Рисунок 4.9. Во всех трех городах самая высокая средняя суммарная удельная бета-активность 0,8–0,9 Бк/г была обнаружена во фракции пыли. Образование ГПО обусловлено естественными и антропогенными процессами, а их состав характеризуется содержанием фракций разного размера. Самая высокая средняя суммарная концентрация бета-активности была обнаружена в Екатеринбурге (0,8 и 0,6 Бк/г в мелкозернистой и крупнозернистой фракциях соответственно), а самая низкая в Нижнем Новгороде (0,28 и 0,44 Бк/г в мелкой и крупной фракциях песка соответственно). Средние значения концентрации суммарной бета-активности обнаружены в Ростове-на-Дону (0,34 и 0,54 Бк/г в мелкой и крупной фракциях песка соответственно).

Вариация суммарной бета-активности в различных фракциях ГПО может быть связана с изменением минерального и химического состава.

В таблица 4.7 представлены средние значения минерального и химического состава пыли и мелкой фракции песка, полученные в Екатеринбурге, Ростове-на-Дону и Нижнем Новгороде.

В Екатеринбурге в суммарной выборке ГПО, содержание пыли и мелкого песка составляют 31 и 31 % соответственно. Доля кварца и органического вещества в пыли составляет 18,2 и 10,0 % соответственно, а в мелком песке – 13,3 и 14,0 % соответственно.

Содержание U и Th в пыли составляет 2,1 и 4,7 промилле соответственно, а в мелком песке – 1,0 и 2,2 промилле соответственно.

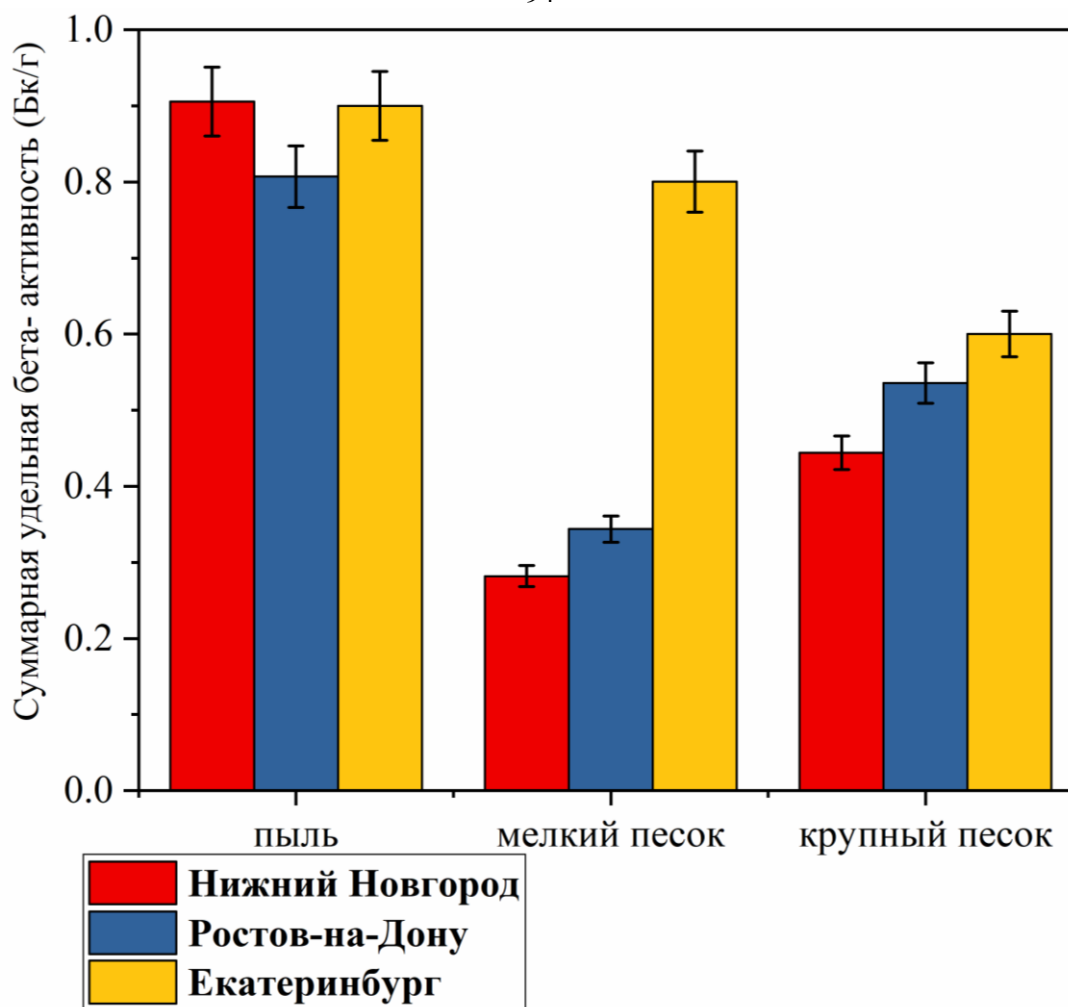


Рисунок. 4.9 – Средняя суммарная удельная бета-активность (Бк/г) с размередоверительными интервалами для различных размеров фракции в трех разных городах

В Нижнем Новгороде (Zn, Cu, Pb), и в пыли и в мелком песке, Zn содержится в наиболее высоких концентрациях, далее следуют Cu и Pb. В Нижнем Новгороде доля фракции пыли и мелкого песка по всем фракциям составила 30 и 34 % соответственно. В размере пылевой фракции кварц и органическое вещество составляют 54 и 2,3 % соответственно. В то время как в мелком песке кварц и органическое вещество составляют 80,9 и ~0 % соответственно. Суммарное содержание Th в пыли и мелком песке составляет 4,6 и 0,7 промилле соответственно, а содержание U составляет 1,7 и 0,4 промилле соответственно. Высокая концентрация потенциально вредных элементов обнаружена и в пылевой фракции: средняя концентрация Pb – 48 мг/кг (на

220 % выше концентрации во фракции мелкого песка), Cu – 135 мг/кг (выше 490 %) и Zn – 338 мг/кг (более 610 %).

В Ростове-на-Дону пыль и мелкий песок составляют 31 и 58 % соответственно в суммарной выборке ГПО. Доля кварца и органического вещества в пыли составляет 52,4 и 8,7 % соответственно, а в мелком песке – 80,4 и 3,8 %, соответственно. Содержание U и Th в пыли составляет 1,9 и 6,9 промилле соответственно, а в мелком песке 0,7 и 1,5 промилле соответственно. Среди тяжелых металлов и в пыли и в мелком песке, Zn содержится в наиболее высоких концентрациях, далее следует Cu и Pb.

Таблица 4.7 – Средний минеральный и химический состав в пыли и фракции мелкого песка в Нижнем Новгороде

Параметр	Екатеринбург (август 2017 г.)		Нижний Новгород (август 2017 г.)		Ростов-на-Дону (Октябрь 2018 г.)	
	Пыль	Мелкий песок	Пыль	Мелкий песок	Пыль	Мелкий песок
Общее содержание в образце (%)	31	31	30	34	31	58
Кварц (%)	18,2	13,3	54	80,9	52,4	80,4
Органические вещества (%)	10	14	2,3	0,0	8,7	3,8
Th (ppm)	4,7	2,2	4,6	0,7	6,9	1,5
U (ppm)	2,1	1,0	1,7	0,4	1,9	0,7
Zn (мг/ кг)	317	165	338	55	335	87
Cu (мг/кг)	130	105	135	28	75	26
Pb (мг/кг)	41	27	48	22	45	17

Анализ суммарной удельной бета-активности позволяет получить информацию обо всех радионуклидах, присутствующих в городской среде. Наличие естественной радиоактивности в анализируемой среде может быть объяснено наличием вулканических пород и кварца в городских отложениях, выщелачиванием

естественных радионуклидов из горных пород и почв в городские поверхности вместе с дождевой водой [190]. Кроме того, калий-40, уран, радий и его дочерние элементы являются основными известными радионуклидами, которые вносят вклад в суммарную бета-активность в городских отложениях [191].

Во всех трех городах суммарная удельная бета-активность выше в размерной фракции, соответствующей пыли. Во время фракционирования высокая бета-активность пыли может быть связана с выщелачиванием значительного количества органических веществ в пылевую фракцию. Органические вещества во всех городах могут давать вклад от К-40 с одинаковой эффективностью. Несоответствие в суммарной удельной бета-активности в крупном и мелком песке в Екатеринбурге и других городах может быть связано с различными геологическими условиями. Если в Екатеринбурге геология преимущественно определяется горами Урала, то в Нижнем Новгороде и Ростове-на-Дону геология связана с аллювиальными процессами рек.

Изучено изменение суммарной бета-активности в зависимости от минерального и химического состава в ГПО для фракций пыли и мелкого песка в городах. Суммарная бета-активность в пылевой фракции коррелировала с содержанием органических веществ, кварца и радионуклидов в городских отложениях.

Исследование ГПО в конце летнего сезона выявило высокие значения суммарной бета-активности. Наибольший вклад в суммарную бета-активность вносит К-40, источником которого являются калийсодержащие материалы, а также органические компоненты [8]. Необходимо отметить, что органические вещества были обнаружены в ГПО при проведении соответствующего анализа. Свежие органические остатки, которые появились с момента весеннего цветения до осеннего увядания, содержат большое количество калия и могут вносить вклад в суммарную бета-активность в дополнение к вымыванию естественных радионуклидов из горных пород и почв в городские районы вместе с дождевой водой. Породы, содержащие кварц (гранит и др.), содержат радиоактивные элементы [192]. Известно, что сельскохозяйственные

удобрения содержат естественные радионуклиды. Использование этих продуктов может увеличивать содержание калия в отложениях [78].

Помимо радионуклидов, в городской среде были обнаружены потенциально вредные элементы [5]. Более высокая концентрация потенциально вредных элементов зафиксирована в пыли, что может быть связано с антропогенной деятельностью в городах.

4.4.2 Суммарная удельная альфа-активность в городских поверхностных отложениях

Принимая во внимание меньший разброс показаний детектора CR-39 по сравнению с детектором LR-115 при калибровочных измерениях, детектор CR-39 рассматривался в качестве предпочтительного метода измерения для работы с пробами окружающей среды. В таблица 4.8 приведены результаты оценки суммарных концентраций альфа-активности для фракций пыли и мелкого песка ГПО, отобранных в трех городах России: Екатеринбурге, Нижнем Новгороде и Ростове-на-Дону и измеренные с помощью детекторов CR-39. Как видно из таблица 4.8, суммарная концентрация альфа-активности во фракции пыли выше, чем во фракции мелкого песка. Наибольшая удельная суммарная альфа-активность в пылевой фракции – $0,19 \pm 0,12$ Бк/г наблюдалась в Ростове-на-Дону, а наибольшая удельная суммарная альфа-активность во фракции мелкого песка – $12 \pm 0,08$ Бк/г была зафиксирована в Нижнем Новгороде.

Таблица 4.8 – Суммарная альфа-активность в трех городах, полученная с использованием CR-39 (AM, SD, N), в зависимости от размера фракции

Город	Пыль (Бк/г)			Мелкий песок (Бк/г)		
	AM	SD	N	AM	SD	N
Екатеринбург	0,14	0,04	10	0,06	0,02	10
Нижний Новгород	0,14	0,06	10	0,12	0,09	10
Ростов-на-Дону	0,19	0,08	10	0,08	0,03	10

Для оценки суммарной концентрации альфа-активности с применением обоих методов (CR-39 и LR-115) был предложен весовой подход. Более высокий вес был присвоен методу на основе CR:

$$WGAA = (WLR \cdot LR + WCR \cdot CR) / (WLR + WCR).$$

Где WGAA – взвешенная суммарная удельная альфа-активность; LR – суммарная удельная альфа-активность (Бк/г) по показаниям детекторов LR-115; CR – суммарная концентрация альфа-активности (Бк/г) CR-39, WLR = 1 и WCR = 2.

Расчет суммарной удельной альфа-активности зависит от веса альфа-треков для детекторов CR-39 и LR-115, его результаты представлены в таблица 4.9.

Как видно из таблица 4.9, суммарная удельная альфа-активность в пылевой фракции выше, чем в мелкодисперсной фракции песка. Суммарная удельная альфа-активность в Ростове-на-Дону имеет наивысшее значение $0,21 \pm 0,12$ Бк/г для фракции пыли, в то время как в Нижнем Новгороде зафиксировано наивысшее значение концентрации суммарной альфа-активности $0,11 \pm 0,06$ Бк/г для фракции мелкого песка.

Таблица 4.9 – Взвешенная суммарная удельная альфа-активность (среднее арифметическое AM, стандартное отклонение SD и количество образцов N) в трех городах

Город	Пыль (Бк/г)			Мелкий песок (Бк/г)		
	AM	SD	N	AM	SD	N
Екатеринбург	0,14	0,05	10	0,06	0,02	10
Нижний Новгород	0,15	0,06	10	0,11	0,09 *	10
Ростов-на-Дону	0,21	0,08	10	0,08	0,03	10

* Более высокое SD обусловлено одним образцом с высоким значением суммарной удельной альфа-активности 0,33 Бк/г, обнаруженным для отложений дорожной пыли.

Как видно из таблица 4.10, соотношение между средней суммарной удельной альфа-активностью пыли и фракции мелкого песка составляет 2,3, 1,4 и 2,6 в

Екатеринбурге, Нижнем Новгороде и Ростове-на-Дону соответственно. Односторонний тест ANOVA был использован для анализа статистической значимости разницы в суммарной удельной альфа-активности между фракциями пыли и мелкого песка в исследуемых городах (таблица 4.10, 4.11 и 4.12). Тест проводился для определения суммарной удельной альфа-активности размерной фракции между тремя обследуемыми городами и в пределах размерных фракций для одного и того же города. Значительная статическая разница наблюдалась для фракции пыли и мелкого песка в Екатеринбурге и Ростове-на-Дону. Разница между удельной альфа-активностью пыли и фракции мелкого песка значима ($p < 0,05$). Для Нижнего Новгорода разница между фракциями пыли и мелкого песка была пересчитана путем исключения единственного наивысшего значения суммарной концентрации альфа-активности мелкого песка в дорожной пыли (0,33 Бк/г). При этом было установлено, что разница значима ($p < 0,05$). Таблица 4.10 – Соотношение между удельной суммарной альфа-активностью в пыли и мелком песке, а также анализ ANOVA в зависимости от размера фракции в том же городе

Город	Соотношение пыль/мелкий песок	p-значение
Екатеринбург	2,3	0,001
Нижний Новгород	1,4	0,0003
Ростов-на-Дону	2,6	0,001

Проведен статистический анализ удельной суммарной альфа-активности фракций для исследуемых городов. Для фракции мелкого песка разница между суммарной концентрацией альфа-активности в Екатеринбурге и Нижнем Новгороде имеет значимое значение ($p < 0,05$) по сравнению с фракцией пыли – незначимое ($p = 0,5$). Кроме того, статистический анализ показал статистически значимые различия суммарной альфа-активности в каждой фракции при сравнении между Екатеринбургом и Ростовом-на-Дону ($p < 0,05$). Данное различие может быть связано с тем, что

Екатеринбург и Ростов-на-Дону могут иметь различные природные источники альфа-активности (минеральный состав). Статистически значимая разница обнаружена для фракции пыли между Нижним Новгородом и Ростовом-на-Дону ($p < 0,05$), в то время как для фракции мелкого песка различия практически незначимы ($p = 0,1$).

Таблица 4.11 – ANOVA-анализ разницы между средневзвешенной суммарной альфа-активностью в зависимости от города для размера фракции пыли

Город	Екатеринбург	Нижний Новгород	Ростов-на-Дону
Екатеринбург		0,35	0,02 *
Нижний Новгород	0,35		0,04 *
Ростов-на-Дону	0,02 *	0,04 *	

* Значимое различие

Таблица 4.12 – ANOVA-анализ разницы между средневзвешенной суммарной альфа-активностью в зависимости от города для размера фракции мелкого песка

Город	Екатеринбург	Нижний Новгород	Ростов-на-Дону
Екатеринбург		0,05 *	0,05 *
Нижний Новгород	0,05 *		0,2
Ростов-на-Дону	0,05 *	0,2	

* Значимое различие

4.4.3. Связь суммарной альфа-активности с минеральным и химическим составом

Суммарная удельная альфа-активность в ГПО городской среды может быть связана с минеральным и химическим составом. Результаты анализа минерального состава проб ГПО, отобранных в Нижнем Новгороде и Ростове-на-Дону (данные по Екатеринбургу отсутствуют), представлены в таблица 4.13. В пробах ГПО обнаружены следующие минералы: кварц, плагиоклаз, полевой шпат, хлорит, кальцит, доломит, амфибол и слюда. Анализ показывает, что наиболее высокое содержание кварца

зафиксировано в Ростове-на-Дону в пыли ($55,5 \pm 8,1\%$), в Нижнем Новгороде в мелком песке ($87 \pm 6\%$).

Таблица 4.13 – Процентное содержание минералов, обнаруженных в пробах ГПО, собранных в исследуемых городах

Минералы	Нижний Новгород		Ростов-на-Дону	
	Пыль	Мелкий песок	Пыль	Мелкий песок
Кварц	50,8	87	55,5	83,2
Плагиоклаз	12,9	4,4	13,5	4,6
Полевой шпат	11,8	4,4	9,6	4,2
Хлорит	5,7	–	4,9	1
Кальцит	2	1,4	12,2	7,2
Доломит	8,4	2,8	1,3	2
Амфибол	3	–	–	–
Слюда	5,7	–	7,1	4

Химический анализ был проведен для определения суммарного содержания U и Th, а также концентраций потенциально вредных элементов (ПВЭ) (таблица 4.14 и 4.15). Полученные результаты позволяют сделать вывод, что суммарное содержание U и Th во всех трех городах: выше в пылевой фракции, чем во фракции мелкого песка.

Наибольшее суммарное содержание U и в пыли, и во фракции мелкого песка наблюдалось в Екатеринбурге – $2,1 \pm 1,8$ мг/кг и $1,00 \pm 0,20$ мг/кг соответственно. При этом максимальное суммарное содержание Th в пылевой фракции составляло $6,4 \pm 1,6$ мг/кг в Ростове-на-Дону, а в мелком песке – $2,2 \pm 0,64$ мг/кг в Екатеринбурге.

Таблица 4.14 – Концентрация тория и урана (со стандартными отклонениями)

Элемент	Пыль (мг·кг ⁻¹)	Мелкий песок (мг·кг ⁻¹)
Екатеринбург		
U	2,1 ± 1,8	1,00 ± 0,20
Th	4,7 ± 4,5	2,20 ± 0,64
Нижний Новгород		
U	4,3 ± 0,65	0,8 ± 0,12
Th	5,6 ± 1,7	0,7 ± 0,1
Ростов-на-Дону		
U	1,8 ± 0,2	0,70 ± 0,3
Th	6,4 ± 1,6	1,30 ± 0,5

Как видно из таблица 4.15, среднее содержание Zn, Cu и Pb в пылевой фракции Екатеринбурга, Нижнего Новгорода и Ростова-на-Дону выше, чем во фракции мелкого песка. Кроме того, для фракции пыли получены наивысшие средние геометрические значения концентраций цинка.

Во всех обследованных городах более высокая суммарная удельная альфа-активность обнаружена в пылевой фракции по сравнению с фракцией мелкого песка, что может быть связано как с естественными, так и с антропогенными процессами. Влияние природных и антропогенных факторов можно проиллюстрировать результатами химического и минерального анализа.

Таблица 4.15 – Параметры распределения концентрации ПВЭ в ГПО: среднее геометрическое и геометрическое стандартное отклонение

ПВЭ	Пыль, (мг кг ⁻¹)	Мелкий песок, (мг кг ⁻¹)
Екатеринбург		
Zn	187,7 (2,17)	107,8 (1,75)
Cu	113,8 (2,62)	83,4 (1,50)
Pb	26,7 (1,54)	19,7 (2,58)
Нижний Новгород		
Zn	300 (2,46)	43,8 (3,10)
Cu	99,2 (2,37)	20,3 (1,98)
Pb	43,5 (2,17)	11,4 (2,78)
Ростов-на-Дону		
Zn	305 (2,41)	71,6 (2,30)
Cu	71,4 (2,30)	15,4 (1,81)
Pb	45,2 (1,97)	14,7 (1,94)

Химический анализ показал, что образцы ГПО содержат уран и торий, причем их концентрация в пылевой фракции выше, чем во фракции мелкого песка. Таким образом, суммарная альфа-активность может быть обусловлена естественными радионуклидами в окружающей среде, такими как уран, радий, торий и их дочерние продукты распада [6, 199]. Увеличение содержания урана и тория приводит к увеличению суммарной удельной альфа-активности во фракциях пыли и мелкого песка (Рисунок 4.10). Эффективное содержание (концентрация) урана и тория рассчитывалось с учетом того, что при распаде в цепочке от U-238 до Pb-206 и от Th-232 до Pb-208 испускается 8 и 6 альфа-частиц соответственно. Наблюдается хорошая

корреляция между взвешенной суммарной концентрацией альфа-активности и эффективной активностью цепей урана и тория в пыли и фракции мелкого песка.

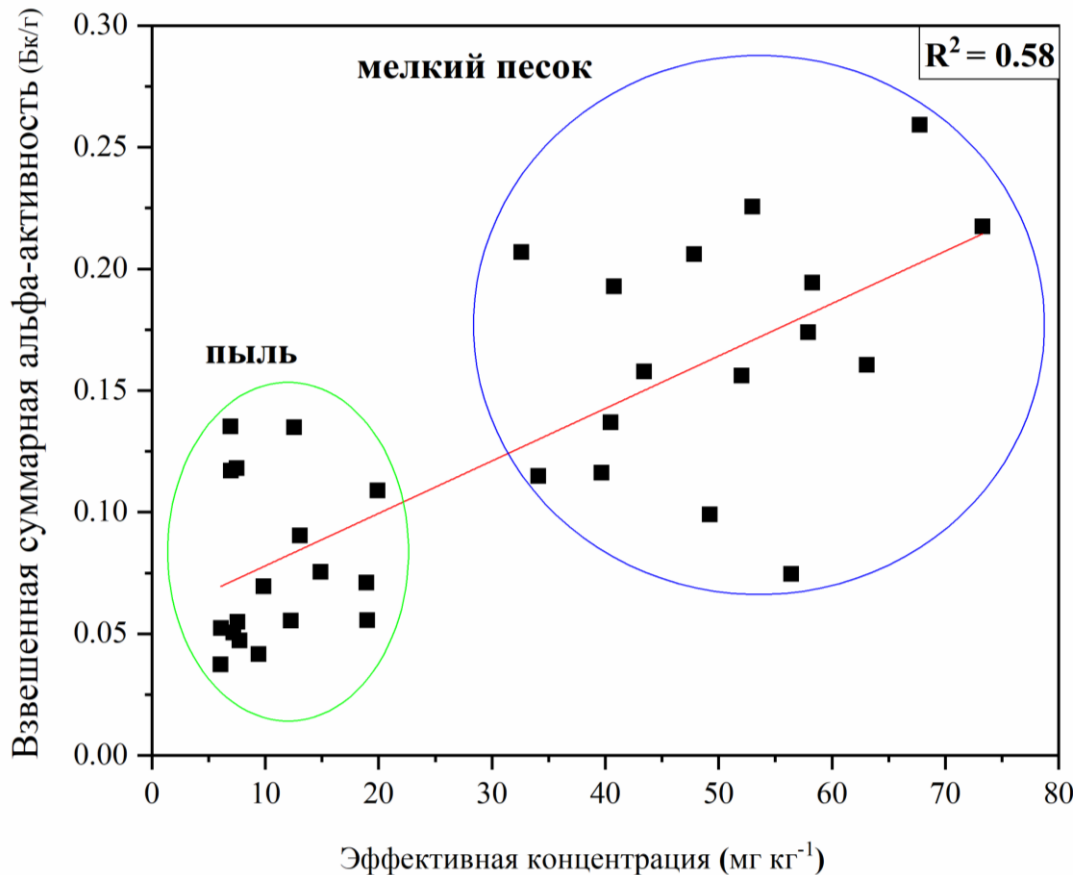


Рисунок. 4.10 – Корреляция между эффективной концентрацией урана и тория и взвешенной суммарной альфа-активностью в фракциях пыли и мелкого песка в исследуемых городах

Фракционирование радиоактивных элементов цепочек распада урана и тория может быть связано с минеральным составом ГПО. Минералогические характеристики отложений зависят от естественных свойств почв и антропогенного вклада, важность которого в городской среде возрастает. Геологические характеристики также вносят свой вклад.

Минеральный анализ показал различный минеральный состав исследуемых фракций. Минералы, представленные в образцах ГПО (с содержанием > 5 %): кварц, полевой шпат, плагиоклаз, хлорит, кальцит, доломит, амфибол и слюда. Кварц вносит наибольший вклад в ГПО, чем другие обнаруженные минералы (содержание

более 50%). При анализе радиоактивности в ГПО необходимо учитывать, что кварц не содержит радиоактивных элементов (химическая формула SiO_2). Радиоактивные вещества цепочек урана и тория могут присутствовать в следовых количествах в таких минералах, как полевой шпат, плагиоклаз, хлорит, кальцит и амфибол. Более высокое содержание не кварцевых минералов в пылевых фракциях может быть вызвано более высокой скоростью выветривания всех этих минералов, за исключением кальцита. В то же время кварц – минерал, характеризующийся слабой степенью выветривания. Таким образом, процессы естественного выветривания и механических воздействий обоснованно приводят к фракционированию естественной радиоактивности по размерным фракциям в материале отложений. Следовательно, фракция пыли имеет более высокую концентрацию суммарной альфа-активности, чем фракция мелкого песка. Превышение радиоактивного содержания из-за замены кальция на радий $\text{Ca}(\text{Ra})\text{CO}_3$ может иметь место в кальците, что приводит к увеличению суммарной концентрации альфа-активности в пылевой фракции в Ростове-на-Дону по сравнению с Нижним Новгородом.

Помимо основных породообразующих минералов, с помощью сканирующего электронного микроскопа (СЭП) в ГПО могут быть обнаружены различные вспомогательные минералы, в том числе некоторые высокордиоактивные минералы. Было обнаружено, что минералы монацита и циркона могут встречаться в виде зерен или тонких сростков с породообразующими минералами, такими как хлориты, амфиболы и слюды. Мелкие зерна монацита (<10 мкм) заполняют поры плагиоклаза, полевого шпата, циркона, хлорита. Присутствие минералов монацита и циркона в фракциях пыли и мелкого песка ГПО было обнаружено с помощью сканирующей электронной микроскопии (СЭМ), где анализ минералов проводился в размерах фракций ГПО, он представлен на Рисунки 4.11, 4.12 и 4.13.

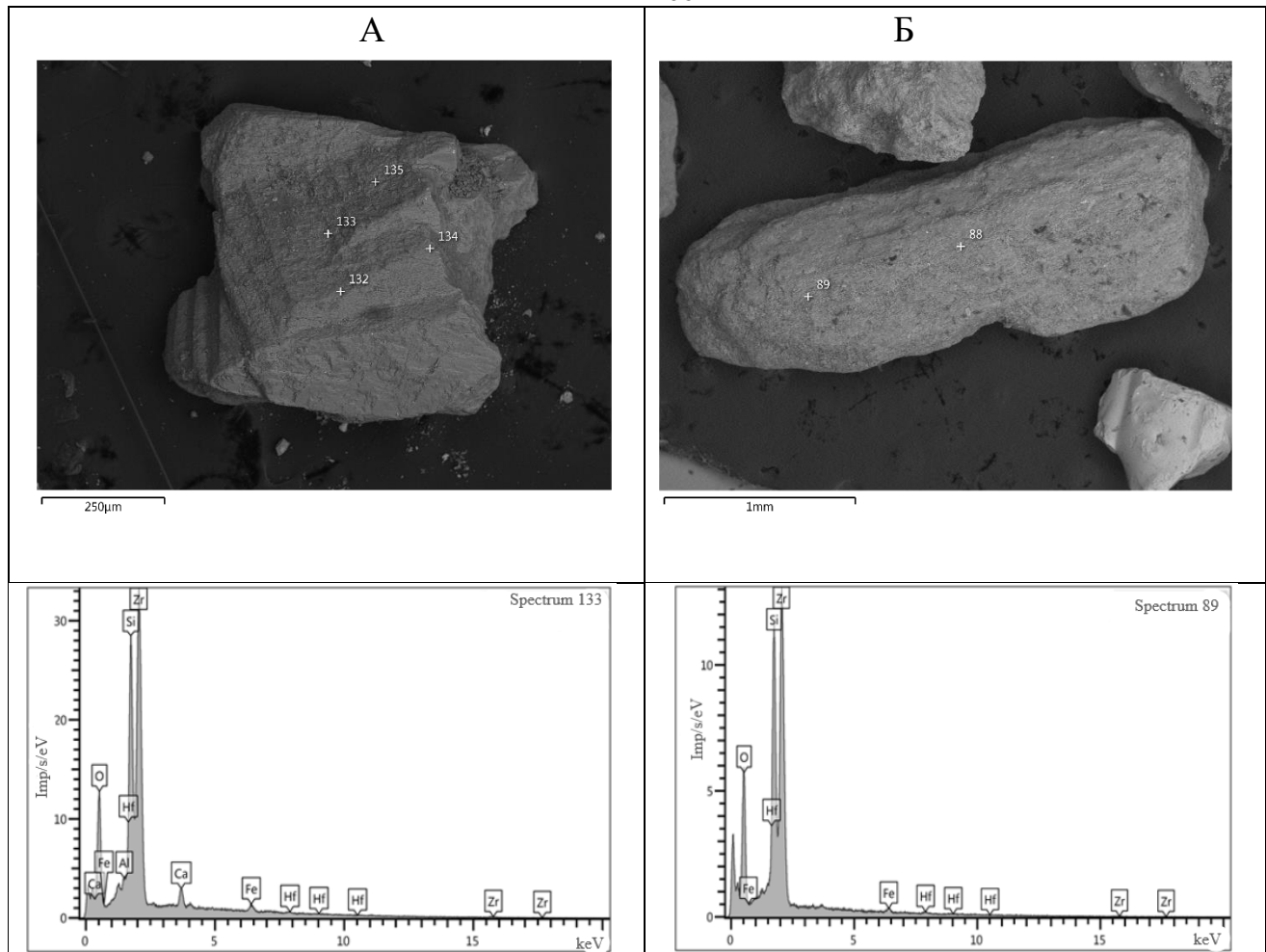


Рисунок 4.11 – Минеральный анализ конкретных зерен из образцов ГПО в Екатеринбурге. А– техногенная частица шлака со сростками циркона (точка 133). Б – частица антропогенного шлака со сростками циркона (точка 89)

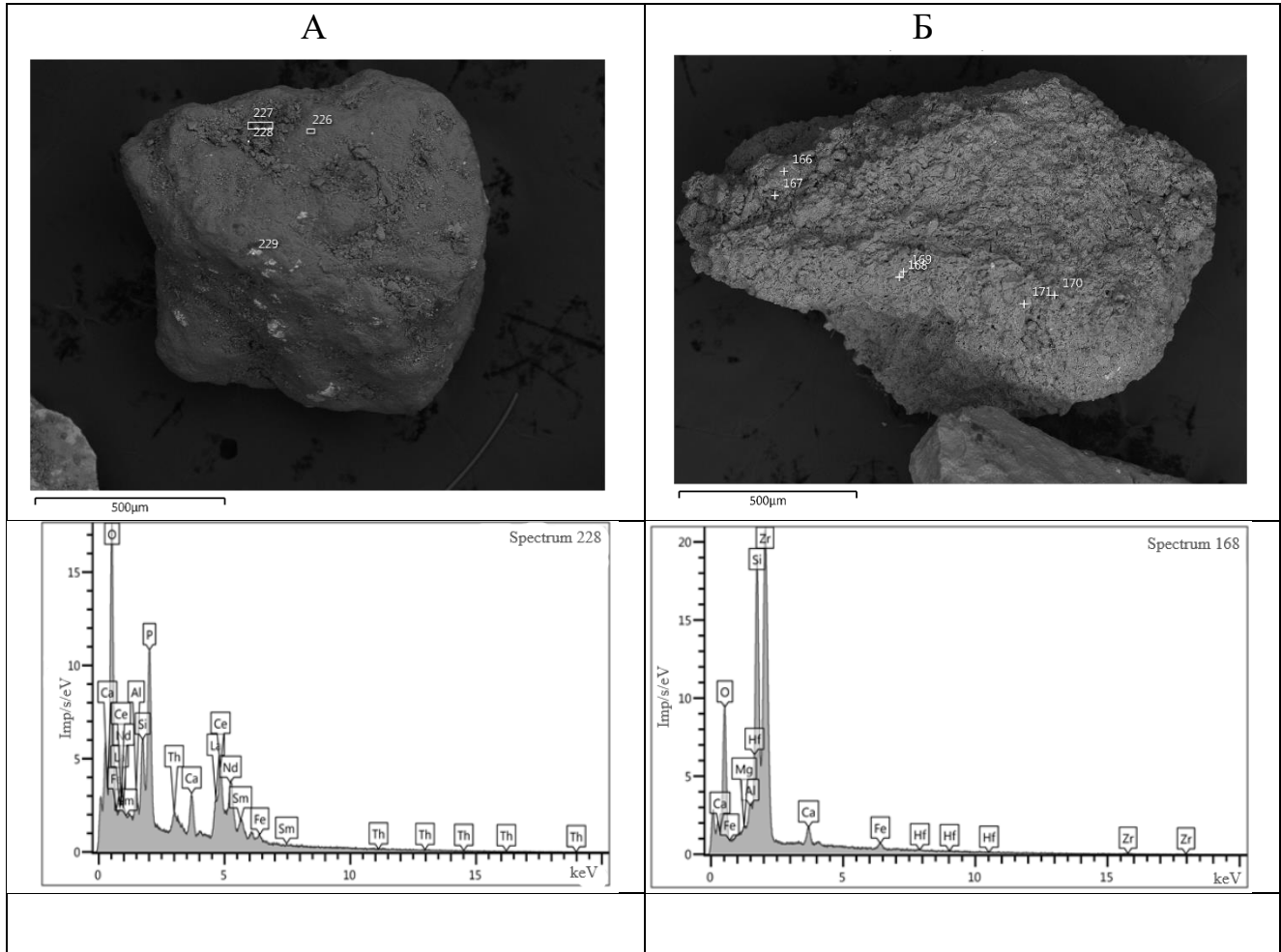


Рисунок 4.12 – Минеральный анализ конкретных зерен из образцов ГПО в Ростове-на-Дону. А– техногенная частица шлака со срастанием монацита (точка 228). Б – частица антропогенного шлака со сrostками циркона (точка 168)

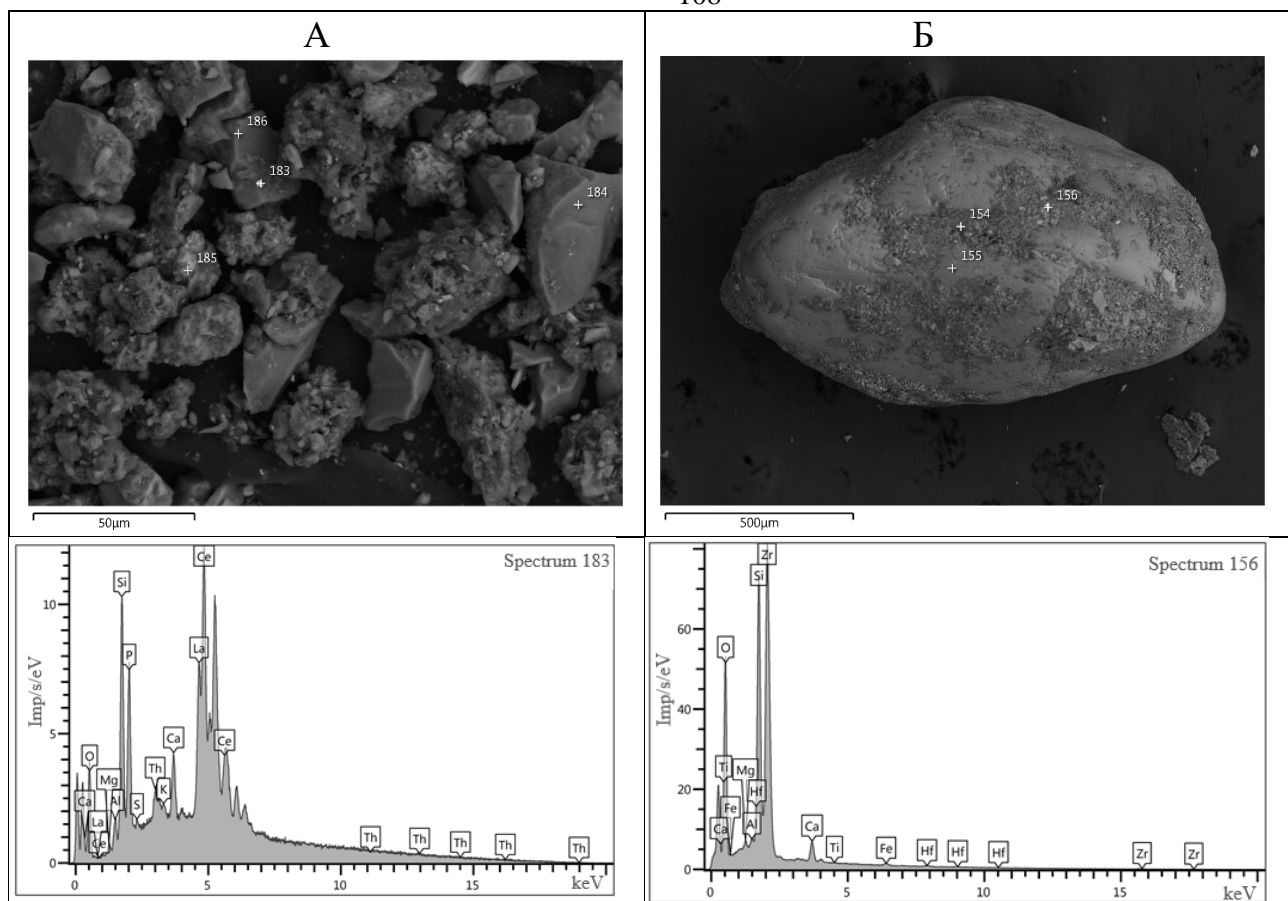


Рисунок 4.13 – Минеральный анализ конкретных зерен из образцов ГПО в Нижнем Новгороде. А – частица антропогенного стекловолокна со сростками монацита (точка 183). Б – частица антропогенного шлака со сростками циркона (точка 156)

В результате функционирования предприятий черной и цветной металлургии образуются шлаки различных типов со сростками монацита и циркона. Источниками поступления частиц металлургического шлака в городскую среду является эрозия строительных и дорожных материалов, производимых с использованием шлака в качестве наполнителя.

Сростки монацита и частиц циркона могут увеличить радиоактивность всех размерных фракций ГПО. Частицы монацита и циркона размером несколько микрометров могут отщепляться от основной частицы шлака, а также увеличивать радиоактивность пылевой фракции ГПО.

Разделение природных радиоактивных элементов между фракциями пыли и мелкого песка в ГПО сопровождается тем же процессом с участием ПВЭ (Pb, Cu и Zn).

Видно, что суммарная альфа-активность и ПВЭ в пыли выше, чем во фракции мелкого песка, что наблюдалось во всех городах. Это доказывает, что радионуклиды в ГПО переносятся и мигрируют вследствие антропогенной деятельности: промышленность, транспортные выбросы, эрозия строительных материалов, а также вымывание естественных радионуклидов из городских почв [194].

В целом рассматривая взаимосвязь между отдельными показателями, характеризующими ГПО можно сделать вывод, что суммарная бета- и суммарная альфа-активность размерных фракций поверхностных пылегрязевых отложений является информативным индикатором геохимической трансформации современной городской среды, в т.ч. изменений минерального состава, ассоциаций макро- и микроэлементов в объектах среды.

4.5 Оценка эффективной дозы при вдыхании пыли

В таблица 4.16 представлены результаты измерения суммарной концентрации тория и урана и суммарной концентрации альфа- и бета-активности в образцах, которые предварительно были разделены на три основные фракции по размеру: пыль (0,002–0,1 мм), мелкий песок (0,1–1 мм) и крупный песок (> 1 мм). В целом результаты этой работы согласуются с данными, представленными в таблица 4.16.

Таблица 4.16 – Суммарная концентрация тория и урана (мг/кг), суммарные концентрации альфа- и бета-активности (Бк/г) (со стандартными отклонениями) и массовая доля (%) в Екатеринбурге

	Пыль	Мелкий песок	Крупнозернистый песок
U, (мг/кг)	2,1 ± 1,8	1,00 ± 0,20	1,02 ± 0,21
Th, (мг/кг)	4,7 ± 4,5	2,20 ± 0,64	2,25 ± 0,66
Массовая доля	30,5 %	31,5 %	38 %

По данным, представленным в таблица 4.16, было высказано предположение, что удельная активность нуклидов в цепочках урана и тория выше в мелкодисперсной пылевой фракции. Для цепочек распада как урана, так и тория для мелкодисперсной

фракции был получен коэффициент обогащения альфа-излучающими радионуклидами – 1,6. Приведены данные об изменении содержания радионуклида ^{40}K в различных фракциях. Измерения суммарной удельной альфа- и бета- активности для различных фракций городских отложений, отобранных в разных городах России, представлены в таблица 4.17. В таблица 4.17 приведены средние концентрации ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K , рассчитанные на основе концентраций радионуклидов в основной пробе. Раздельные измерения удельной активности ^{238}U и ^{226}Ra показывают, что нет сдвига равновесия в уран радиевой цепи для городских отложений.

Таблица 4.17 – Концентрация активности, А (Бк / кг), радионуклидов (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) в городских поверхностных отложениях в городской среде [121] и оценка их концентрации в пыли

Радионуклид	$A_{\text{bulk}} \pm \text{SE}$ Бк/кг	$A_{\text{dust}} \pm \text{SE}$, Бк/кг
^{238}U	$30,4 \pm 4,2$	$48,6 \pm 6,7$
^{226}Ra	$31,0 \pm 1,8$	$49,6 \pm 2,9$
^{232}Th	$17,7 \pm 0,7$	$28,3 \pm 1,1$
^{40}K	385 ± 22	511 ± 22

Эффективные дозы при ингаляционном поступлении были рассчитаны для взрослого населения в зависимости от различных вариантов ингаляционного воздействия воздушной пыли в городской среде.

В таблица 4.18 представлены результаты расчета эффективной дозы за 20 лет для взрослых, в распорядке дня которых предусмотрена двухчасовая прогулка на свежем воздухе (легкая активность). В качестве консервативной оценки было принято, что АМAD аэрозолей составлял 5 мкм. Расчеты проводились в Екатеринбурге как для средних концентраций пыли, так и для предельно допустимых уровней суточных концентраций.

Таблица 4.18 – Расчетное значение эффективной дозы для взрослых от ингаляционного поступления городской пыли в Екатеринбурге в течение 20 лет при легкой нагрузке на открытом воздухе, мкЗв

Концентрация пыли в воздухе	U	Th	K	Суммарное значение
Средняя концентрация	3,0	2,5	0,10	5,6
На уровне суточной ПДК	4,7	4,0	0,16	8,8

Рассмотрены ситуации, когда вдыхание городской пыли может быть более интенсивным. Интенсивная деятельность на свежем воздухе включает:

- 1) умеренную активность с ежедневной ездой на велосипеде (предполагаемая частота дыхания $1,7 \text{ м}^3/\text{ч}$);
- 2) активная деятельность с ежедневными тренировками на свежем воздухе (средняя частота дыхания также предполагалась $3 \text{ м}^3/\text{ч}$);
- 3) работа на свежем воздухе в городских условиях (средняя частота дыхания также предполагалась $3 \text{ м}^3/\text{ч}$).

Результаты оценки эффективной дозы, полученной взрослым независимо от активности на открытом воздухе при суточной ПДК, представлены в таблица 4.19.

Проведенные расчеты показали, что эффективная доза за 20 лет от вдыхания воздушной пыли в городской среде (г. Екатеринбург) находится в диапазоне от 5,6 до 67,7 мкЗв. Самый низкий диапазон оценивается с использованием наблюдаемой концентрации пыли в воздухе и относится к людям, занимающимся деятельностью с низкой частотой дыхания. В случае более активной деятельности с более высокой частотой дыхания (спорт, тяжелая работа на открытом воздухе и т. д.) эффективная доза из-за вдыхания городской пыли увеличивается. Однако ожидаемая эффективная доза составляет менее 1 мЗв в течение 20 лет даже для самых экстремальных условий. Очевидно, что ^{238}U и ^{232}Th вносят основной вклад в ингаляционное воздействие [81].

Таблица 4.19 – Эффективная доза для взрослых от источников ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K (мкЗв) из-за воздействия пыли в городской среде для критического сценария (среднесуточная ПДК)

Езда на велосипеде	
U-238	5,3
Th-232	4,5
K-40	0,2
Всего за время езды на велосипеде	9,9
Ежедневные тренировки на свежем воздухе, 1 час, 20 лет	
U-238	4,7
Th-232	4,0
K-40	0,3
Всего ежедневно на открытом воздухе	8,9
Работа на открытом воздухе в городской среде, 40 часов в неделю, 20 лет	
U-238	25,5
Th-232	21,7
K-40	1,5
Всего на открытом воздухе	48,8
Итого (все мероприятия)	67,6

На основании представленных в главе 4 данных можно сделать следующие выводы:

1. Результаты ПВЭ в городах России: Екатеринбурге, Нижней Новгороде и Ростове-на-Дону показали, что в Екатеринбурге самая высокая концентрация ПВЭ.
2. Суммарная концентрация бета-активности во фракционированных образцах с низкой массой и низким объемом зависит от сезона и ландшафтной зоны.

3. Результаты показали сильную линейную корреляцию (0,97) между A_α и A_β с ее соотношением (A_α/A_β) 0,45, что выше значения 0,1, суммарного НКДАР (2000). Эта корреляция показывает, что A_α и A_β в городской среде имеют одни и те же источники, а также демонстрирует существование вторичных источников, таких как антропогенное происхождение и выбросы транспортных средств, что было подтверждено сильной корреляцией между суммарной альфа-активностью и содержанием Pb ($R^2=0,89$), также суммарной бета-активностью и содержанием Pb ($R^2= 0,77$).
4. По размерам фракций мелкого и крупного песка бета-активность зависит от города. Средняя бета-активность в различных фракциях коррелирует с концентрацией урана, тория и органического вещества. Суммарная бета-активность может рассматриваться как показатель высокого вклада пыли и высокого загрязнения Pb, Cu и Zn в городскую среду.
5. Размер фракции пыли имеет более высокую суммарную концентрацию альфа-активности, чем фракция мелкого песка, из-за естественного разделения основных минералов, составляющих ГПО, с незначительным содержанием урана и тория (полевой шпат, плагиоклаз, амфибол и другие) и незначительным содержанием урана и тория (кварц).
6. Эффективные дозы, обусловленные природными радионуклидами во фракции пыли, относительно низки по сравнению с контрольным уровнем МКРЗ.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Представлено теоретическое и экспериментальное обоснование методов измерения естественной радиоактивности для решения задачи определения суммарной концентрации альфа- и бета-активности во фракционированных по размеру пробах городской окружающей среды и донных отложений.

2. Разработана методика и экспериментальная установка для измерения суммарной удельной бета-активности в образцах природного происхождения с малой массой и объемом. Метод состоит из сцинтиляционного детектора, защищенного свинцовым экраном.

3. Разработана методика и экспериментальная установка для измерения суммарной удельной альфа-активности в образцах природного происхождения с малой массой и объемом. Метод состоит из ТЯТД, которые экспонировались для фракционированных образцов. После травления подсчитывается количество треков альфа-частиц.

4. Разработанные экспериментальные методы радиационных измерений позволили в меру своей методической базы провести экогеохимические исследования в городской среде.

5. Разработанные методы верифицированы с помощью гамма-спектрометрии и химического анализа нефракционированных проб большой массы (0,5–2 кг). Результаты измерений суммарной удельной альфа- и бета-активности в фракционированных пробах с низкой массой согласуются с теоретическими предположениями и экспериментальными данными о распределении естественных радионуклидов по фракциям частиц городской почвы и отложений.

6. Суммарная удельная альфа- и бета-активность, измеренная для всех размеров фракций, может рассматриваться как индикатор значимых экологических процессов.

7. Распределение суммарной удельной бета-активности в городских отложениях зависит от фракционированного размера частиц: самые высокие значения обнаружены во фракциях малых размеров (пыль и мелкий песок). Частотное распределение

концентрации бета-активности в размерах пыли является значительными в течение зимнего и осеннего сезонов.

8. Тип городского ландшафта влияет на концентрацию суммарной бета-активности. Наблюдаемые зависимости отражают геохимические процессы, происходящие при образовании и переносе городских отложений. В частности, это может быть связано с вымыванием естественных радионуклидов из горных пород и почв вместе с дождевой водой в городские районы.

9. Результаты показали корреляцию между суммарной альфа- и бета-активностью, среднее отношение составляет 0,45, что выше, чем значение 0,1 по данным НКДАР ООН (2000). Эта корреляция показывает, что суммарные удельные альфа- и бета-активности в городской среде имеют одни и те же источники, а также демонстрирует наличие вторичных источников, таких как антропогенное происхождение и транспортные выбросы. Это было подтверждено сильной корреляцией между суммарной альфа-активностью и содержанием Pb ($R = 0,89$), а также суммарной бета-активностью и содержанием Pb ($R = 0,77$).

10. Размер пылевой фракции имеет примерно одинаковую суммарную удельную бета-активность 0,9 Бк/г в исследуемых городах, расположенных в разных географических зонах. Это можно объяснить наличием радионуклидов, которые мигрировали и переносились в результате одних и тех же естественных и антропогенных процессов, а также присутствием органического вещества с определенным содержанием калия-40.

11. Самая высокая суммарная удельная альфа-активность во фракции пыли была обнаружена в Ростове-на-Дону – 0,19 Бк/г, в то время как Нижний Новгород имеет самую высокую концентрацию суммарной альфа-активности – 0,12 Бк/г. во фракции мелкого песка. Разница в суммарной удельной альфа-активности между фракциями пыли и мелкого песка в исследуемых городах значима. Размер фракции пыли имеет более высокую концентрацию суммарной альфа-активности, чем фракция мелкого песка из-за естественного разделения основных минералов, составляющих ГПО, и

наличия радиоактивных минералов, таких как монацит и циркон, которые содержат изотопы тория, урана и продуктов их распада.

12. Радионуклид ^{106}Ru , выброшенный из неизвестного источника в 2017 г., не способствовал росту суммарной бета-активности ГПО в Ростове-на-Дону.

13. Вдыхание пыли в городской среде в Екатеринбурге несет незначительный риск для здоровья из-за содержания природных радиоактивных материалов. Суммарная эффективная доза ниже референтного уровня МКРЗ – 1 мЗв в год.

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

ВАО – Высокоактивные Отходы

ВУРС – Восточно-Уральского Радиоактивного Следа

ГПО – Городский Поверхностные Отложения

ЖС – Жидкостная Сцинтилляция

МАГАТЭ – Международное Агентство По Атомной Энергии

МКРЗ – Международная комиссия по радиологической защите

ИП – Исходные Пробы

КО – Контрольный Образец

НАО – Низкоактивные Отходы

НКДАР ООН – Научный Комитет По Действию Атомной Радиации При Организации Объединенных Наций

ПАС – Полициклические Ароматические Соединения

ПАУ – Полициклические Ароматические Углеводороды

ПВЭ – Потенциально Вредные Элементы

ПДК – Предельно Допустимая Концентрация

ПС – Пропорциональный Счетчик

САО – Среднеактивные Отходы

СГП – Снегогрязевой Пульпы

СЭМ – Сканирующая Электронная Микроскопия

ТЯТД – Твердотельные Ядерные Трековые Детекторы

РМ – Взвешенные Частицы

TENORM – Technologically Enhanced Naturally Occurred Radioactive Materials

СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Betti M. Environmental monitoring of radioisotopes by mass spectrometry and radiochemical methods in urban / M. Betti // *Microchem. J.* – 2000. – V. 67 – P. 363–373.
2. Сергиенко В.И. В.И. Вернадский как основоположник отечественной радиохимии (к 70-летию ядерной отрасли России) Статья / В. И. Сергиенко, В. А. Авраменко, И. Г. Тананаев // *Вестник ДВО РАН* – 2015. – V. 94 – № 5 – P. 156–161.
3. Трапезников А.В. Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем / А. В. Трапезников, В. Н. Трапезникова, А. В. Коржавин, В. Н. Николкин // *Изд-до АкадемНаука* – 2016. P. 482.
4. Seleznev A.A. Assessment of Total Amount of Surface Sediment in Urban Environment Using Data on Solid Matter Content in Snow-Dirt Sludge / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, G. P. Malinovsky // *Environ. Process.* – 2019. – V. 6 – P. 581–595.
5. Seleznev A.A. Urban geochemical changes and pollution with potentially harmful elements in seven Russian cities / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, G. P. Malinovsky // *Sci. Rep. Springer US*, – 2020. – V. 10 – № 1 – P. 1–16.
6. Seleznev A.A. Accumulation of Cs in puddle sediments within urban ecosystem / A. A. Seleznev, I. V Yarmoshenko, A. A. Ekidin // *J. Environ. Radioact.* – 2010. – V. 101 – № 8 – P. 643–646.
7. Alharbi T. Simulation of α and β gross activity measurement of soil samples with proportional counters / T. Alharbi // *Appl. Radiat. Isot.* – 2018. – V. 136 – P. 65–67.
8. Hanfi M.Y. The gross beta activity of surface sediment in different urban landscape areas / M. Y. Hanfi, I. V Yarmoshenko, A. A. Seleznev, M. V Zhukovsky // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* – 2019. – V. 321 – P. 831–839.
9. Seleznev A., Rudakov. M. Some geochemical characteristics of puddle sediments from cities located in various geological, geographic, climatic, and industrial zones / A. Seleznev, M. Rudakov // *Carpathian J. Earth Environ. Sci.* – 2019. – V. 14 – № 1 – P.

- 95–106.
10. Seleznev A.A. Study of urban puddle sediments for understanding heavy metal pollution in an urban environment / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko // *Environ. Technol. Innov.* – 2014. – V. 1–2 – P. 1–7.
 11. Seleznev A.A. Method for reconstructing the initial baseline relationship between potentially harmful element and conservative element concentrations in urban puddle sediment / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko, A. P. Sergeev // *Geoderma* – 2018. – V. 326 – P. 1–8.
 12. Seleznev A. Snow-dirt sludge as an indicator of environmental and sedimentation processes in the urban environment / A. Seleznev, I. Yarmoshenko, G. Malinovsky. [et al.] // *Sci. Rep.* – 2019. – V. 9 – P. 1–12.
 13. Ligeró R.A. Levels of ^{137}Cs in muddy sediments of the seabed of the Bay of Ca Part I. Vertical and spatial distribution of activities / R. A. Ligeró, M. Barrera // *J. Environ. Radioact.* – 2005. – V. 80 – P. 75–86.
 14. Nouredine A. Plutonium Isotopes , ^{137}Cs , ^{90}S and Natural Radioactivity in Marine Sediments from Ghazaouet (Algeria) / A. Nouredine // *J. Environ. Radioact.* – 1997. – V. 34 – P. 127–138.
 15. Al-jundi J. Natural radioactivity concentrations in soil samples along the Amman Aqaba Highway, Jordan / J. Al-jundi, B. A. Al-bataina, Y. Abu-rukah, H. M. Shehadeh // *Radiat. Meas.* – 2003. – V. 36 – P. 555–560.
 16. Forkapic S. Correlations between soil characteristics and radioactivity content of Vojvodina soil / S. Forkapic, J. Vasin, I. Bikit, D. Mrdja, K. Bikit. [et al.] // *J. Environ. Radioact.* – 2017. – V. 166 – P. 104–111.
 17. Szerbin P. Caesium-137 migration in Hungarian soils / P. Szerbin, L. Koblinger, I. Vegvari // *Sci. Total Environ.* – 1999. – V. 227 – P. 215–227.
 18. Takeda A. Accumulation of uranium derived from long-term fertilizer applications in a cultivated Andisol / A. Takeda, H. Tsukada, Y. Takaku // *Sci. Total Environ.* – 2006. – V. 367 – P. 924–931.

19. Pupin J. Mechanisms of enrichment of natural radioactivity along the beaches of the Camargue, France / J. Pupin, P. Bouisset, L. Guillot // *J. Environ. Radioact.* – 2006. – V. 91 – P. 146–159.
20. Veiga R. Measurement of natural radioactivity in Brazilian beach sands / R. Veiga, N. Sanches, R. M. Anjos, K. Macario, J. Bastos. [et al.] // *Radiat. Meas.* – 2006. – V. 41 – P. 189–196.
21. Nguyen Van T. Gross alpha, gross beta and activity concentration of ^{226}Ra in some fertilizers commonly used in the south of Vietnam and health risk due to radionuclides transferred from fertilizers to food crops / T. Nguyen Van, B. Vu Ngoc, T. Huynh Nguyen Phong, H. Le Cong. [et al.] // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* – 2018. – V. 317 – № 1 – P. 463–471.
22. Çam H. Seasonally gross alpha and beta activity concentration in surface water and sediments in Sır Dam Pond / H. Çam, M. Dog̃ru, A. Küçükönder, S. Karatepe. // *Kerntechnik* – 2013. – V. 78 – № 5 – P. 1–6.
23. Hoang L.D. Field Method for Gross Alpha- And Beta- Emitting Radionuclide Detection in Environmental Aqueous Solutions / L. D. Hoang // *TigerPrints* – 2016. P. 115.
24. Garba M.L. Assessment of Gross Alpha and Beta Radioactivity in Groundwater by Liquid Scintillation Assessment of Gross Alpha and Beta Radioactivity in Groundwater by / M. L. Garba, A. S. Arabi, D. J. Adeyemo // *J. Appl. Environ. Biol. Sci.* – 2013. – V. 3 – P. 1–5.
25. Касимов Н.С. Экогеохимия ландшафтов / Н.С. Касимов – М.: ИП Филионов М. В. – 2013. 207 с.
26. Котлов Ф. В. Изменение геологической среды под влиянием деятельности человека / Ф. В. Котлов – М.: Недра, – 1978. 264 с.
27. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants Trace Elements in Soils and Plants / A. Kabata-Pendias, H. Pendias–New York.: CRC Press LLC – 2001. 403 p.
28. Ma Y. Human health risk assessment of heavy metals in urban stormwater / Y. Ma, P. Egodawatta, J. McGree, A. Liu. [et al.] // *Sci. Total Environ.* – 2016. – V. 557–558 – P.

764–772.

29. Wijesiri B. Process variability of pollutant build-up on urban road surfaces / B. Wijesiri, P. Egodawatta, J. McGree, A. Goonetilleke // *Sci. Total Environ.* – 2015. – V. 518–519 – P. 434–440.
30. Perry C. *Environmental Sedimentology* / Perry, C., K. Taylor – UK.: Blackwell Publishing – 2007. 452 p.
31. Owens P.N. Total and size-fractionated mass of road-deposited sediment in the city of Prince George , British Columbia , Canada : implications for air and water quality in an urban environment / P. N. Owens, K. A. Caley, S. Campbell, A. J. Koiter. [et al.] // *J. Soil Sediments* – 2011. – V. 11 – P. 1040–1051.
32. Taylor K.G. Sediments in urban river basins: A review of sediment-contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities / K. G. Taylor, P. Owens // *J. Soils Sediments* – 2009. – V. 9 – P. 281–303.
33. Zhang Y. Review of receptor-based source apportionment research of fine particulate matter and its challenges in China / Y. Zhang, J. Cai, S. Wang, K. He, M. Zheng // *Sci. Total Environ.* – 2017. – V. 586 – P. 917–929.
34. EPA. *National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Urban Areas* / EPA. Washington.: National Academies Press – 2005. P. 518.
35. Yang Y. Potential contributions of asphalt and coal tar to black carbon quantification in urban dust, soils, and sediments / Y. Yang, B. J. Mahler, P. C. Van Metre, B. Ligouis, C. J. Werth // *Geochim. Cosmochim. Acta* – 2010. – V. 74 – № 23 – P. 6830–6840.
36. Zhao H. Role of urban surface roughness in road-deposited sediment build-up and wash-off / H. Zhao, Q. Jiang, W. Xie, X. Li, C. Yin // *J. Hydrol.* – 2018. – V. 560 – P. 75–85.
37. Huber M. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning / M. Huber, A. Welker, B. Helmreich // *Sci. Total Environ.* – 2016. – V. 541 – P. 895–919.
38. Sansalone J.J. Physical characteristics of Urban Roadway solids transported during rain

- events / J. J. Sansalone, J. M. Koran, J. A. Smithson, S. G. Buchberger // *J. Environ. Eng.* – 1998. – V. 124 – № 5 – P. 427–440.
39. EPA. Road Dust / EPA. Washington.: National Academies Press – 2010. 1–2 p.
40. Srimuruganandam B. Source characterization of PM 10 and PM 2.5 mass using a chemical mass balance model at urban roadside / B. Srimuruganandam, S. M. Shiva Nagendra // *Sci. Total Environ.* – 2012. – V. 433 – P. 8–19.
41. Amato F. Urban air quality: The challenge of traffic non-exhaust emissions / F. Amato, F. R. Cassee, H. A. C. Denier van der Gon, R. Gehrig, M. Gustafsson. [et al.] // *J. Hazard. Mater.* – 2014. – V. 275 – P. 31–36.
42. Mori I. Change in size distribution and chemical composition of kosa (Asian dust) aerosol during long-range transport / I. Mori, M. Nishikawa, T. Tanimura, H. Quan // *Atmos. Environ.* – 2003. – V. 37 – № 30 – P. 4253–4263.
43. Denier van der Gon H. European Emission Inventories and Projections for Road Transport Non-Exhaust Emissions / H. Denier van der Gon, J. Hulskotte, M. Jozwicka, R. Kranenburg. [et al.] // *Non-Exhaust Emissions* – 2018. 101–121 p.
44. Bartkowiak A. Assessment of physicochemical and biochemical factors of urban street dust / A. Bartkowiak, H. Dąbkowska-Naskręt, J. Lemanowicz, A. Siwik-Ziomek // *Environ. Prot. Eng.* – 2017. – V. 43 – № 3 – P. 155–164.
45. Arslan H. Heavy metals in street dust in Bursa, Turkey / H. Arslan // *J. Trace Microprobe Tech.* – 2001. – V. 19 – № 3 – P. 439–445.
46. Gogoi M.M. Absorption characteristics of aerosols over the northwestern region of India: Distinct seasonal signatures of biomass burning aerosols and mineral dust / M. M. Gogoi, S. Suresh Babu, K. Krishna Moorthy, M. R. Manoj, J. P. Chaubey // *Atmos. Environ.* – 2013. – V. 73 – P. 92–102.
47. Khpalwak W. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust, Afghanistan: Implications for human health / W. Khpalwak, W. A. Jadoon, S. M. Abdel-dayem, H. Sakugawa // *Chemosphere* – 2019. – V. 218 – P. 517–526.
48. Briggs N.L. Critical review of black carbon and elemental carbon source apportionment

- in Europe and the United States / N. L. Briggs, C. M. Long // *Atmos. Environ.* – 2016. – V. 144 – P. 409–427.
49. Pérez N. Variability of particle number, black carbon, and PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ Levels and Speciation: Influence of road traffic emissions on urban air quality / N. Pérez, J. Pey, M. Cusack, C. Reche, X. Querol. [et al.] // *Aerosol Sci. Technol.* – 2010. – V. 44 – № 7 – P. 487–499.
50. Jancsek-Turóczi B. Sampling and characterization of resuspended and respirable road dust / B. Jancsek-Turóczi, A. Hoffer, I. Nyíró-Kósa, A. Gelencsér // *J. Aerosol Sci.* – 2013. – V. 65 – P. 69–76.
51. Thorpe A. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review / A. Thorpe, R. M. Harrison // *Sci. Total Environ.* – 2008. – V. 400 – № 1–3 – P. 270–282.
52. Harrison R.M. Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements / R. M. Harrison, A. M. Jones, J. Gietl, J. Yin, D. C. Green // *Environ. Sci. Technol.* – 2012. – V. 46 – № 12 – P. 6523–6529.
53. Gunawardana C. Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition / C. Gunawardana, A. Goonetilleke, P. Egodawatta, L. Dawes, S. Kokot // *Chemosphere* – 2012. – V. 87 – № 2 – P. 163–170.
54. Chen J. Determination of road dust loadings and chemical characteristics using resuspension / J. Chen, W. Wang, H. Liu, L. Ren // *Environ. Monit. Assess.* – 2012. – V. 184 – № 3 – P. 1693–1709.
55. Jeong G.Y. Long-range transport of giant particles in Asian dust identified by physical, mineralogical, and meteorological analysis / G. Y. Jeong, J. Y. Kim, J. Seo, G. M. Kim, H. C. Jin. [et al.] // *Atmos. Chem. Phys.* – 2014. – V. 14 – № 1 – P. 505–521.
56. Dong M. A novel comprehensive utilization of vanadium slag: As gamma ray shielding material / M. Dong, X. Xue, H. Yang, D. Liu, C. Wang. [et al.] // *J. Hazard. Mater.* – 2016. – V. 318 – P. 751–757.

57. Schaubroeck T. Multilayered modeling of particulate matter removal by a growing forest over time, from plant surface deposition to washoff via rainfall / T. Schaubroeck, G. Deckmyn, J. Neiryck, J. Staelens, S. Adriaenssens. [et al.] // *Environ. Sci. Technol.* – 2014. – V. 48 – № 18 – P. 10785–10794.
58. Leonard R.J. Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations / R. J. Leonard, C. McArthur, D. F. Hochuli // *Urban For. Urban Green.* – 2016. – V. 20 – P. 249–253.
59. Ould-Dada Z. Resuspension of small particles from tree surfaces / Z. Ould-Dada, N. M. Baghini // *Atmos. Environ.* – 2001. – V. 35 – № 22 – P. 3799–3809.
60. WHO. Air Quality Guidelines for Europe. 2nd. Ed. / WHO // *European Series.* Copenhagen.: WHO Regional Publications – 2000. № 91 – 288 p.
61. Talbi A. Assessment of annual air pollution levels with PM₁ , PM_{2.5} , PM₁₀ and associated heavy metals in Algiers, Algeria / A. Talbi, Y. Kerchich, R. Kerbachi // *Environ. Pollut.* – 2018. – V. 232 – P. 252–263.
62. Englert N. Fine particles and human health--a review of epidemiological studies. / N. Englert // *Toxicol. Lett.* – 2004. – V. 149 – P. 235–242.
63. Matsubara A. Neuroactive substances in the vestibular efferent nerve system with special reference to species differences in their distribution / A. Matsubara // *Equilib. Res.* – 1993. – V. 52 – P. 152–161.
64. Curtis L. Adverse health effects of outdoor air pollutants / L. Curtis, W. Rea, P. Smith-Willis, E. Fenyves, Y. Pan // *Environ. Int.* – 2006. – V. 32 – № 6 – P. 815–830.
65. Cavanagh J.A.E. Spatial attenuation of ambient particulate matter air pollution within an urbanised native forest patch / J. A. E. Cavanagh, P. Zawar-Reza, J. G. Wilson // *Urban For. Urban Green.* – 2009. – V. 8 – № 1 – P. 21–30.
66. Charlesworth S. A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk / S. Charlesworth, E. de Miguel, A. Ordóñez // *Environ. Geochem. Health* – 2011. – V. 33 – № 2 – P. 103–123.

67. Kappos A.D. Health effects of particles in ambient air / A. D. Kappos, P. Bruckmann, T. Eikmann, N. Englert, U. Heinrich. [et al.] // *Int. J. Hyg. Environ. Health* – 2004. – V. 207 – № 4 – P. 399–407.
68. Lin J.J. Concentrations and distributions of carbonaceous species in ambient particles in Kaohsiung City, Taiwan / J. J. Lin, H. S. Tai // *Atmos. Environ.* – 2001. – V. 35 – № 15 – P. 2627–2636.
69. McCormac, B. V. Introduction to the Scientific Study of Atmospheric pollution. 1 St. ed. / McCormac, B. V. Holland.: D. Reidel Publishing Company – 1971. 174 p.
70. UNSCEAR. Sources And Effects Of ionizing Radiation - Exposures of The Public And Workers From Various Sources Of Radiation - UNSCEAR 2008 Report / UNSCEAR // New York.: United Nations Publication – 2010. – 245 p.
71. Ramachandran T. V. Background radiation , people and the environment / T. V Ramachandran // *Iran J. Radiat. Res.* – 2011. – V. 9 – № 2 – P. 63–76.
72. Akkurt İ. Radioactivity Measurement on Dental Resin Composites / İ. Akkurt, R. B. Ermiş, P. Baş, K. Günoğlu // *ACTA Phys. Pol. A* – 2015. – V. 128 – P. 34–36.
73. Bolat B. Assessments of Natural Radioactivity Concentration and Radiological Hazard Indices in Surface Soils from the Gözlek Thermal SPA (Amasya – Turkey) / B. Bolat, F. Öner, B. Çetin // *ACTA Phys. Pol. A* – 2017. – V. 132 – P. 1200–1202.
74. Çetin B. Determination of Natural Radioactivity and Associated Radiological Hazard in Excavation Field in Turkey (Oluz Höyük) / B. Çetin, F. Öner, İ. Akkurt // *ACTA Phys. Pol. A* – 2016. – V. 130 – № 1 – P. 3–6.
75. EPA. Evaluation of Guidelines for Exposures to Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials / EPA. Washington.: National Academies Press, – 1999. 281 p.
76. Zorer Ö. Gross alpha and beta radioactivity concentration in water, soil and sediment of the Bendimahi River and Van Lake (Turkey) / Ö. Zorer, H. Ceylan, M. Doğru // *Environ. Monit. Assess.* – 2009. – V. 148 – № 1–4 – P. 39–46.
77. Abusini M. Determination of uranium , thorium and potassium activity concentrations

- in soil cores in araba valley Jordan / M. Abusini // *Radiat. Prot. Dosimetry* – 2008. – V. 128 – P. 213–216.
78. NCRP. Radiation Exposure of the U.S. Population from Consumer Products and Miscellaneous Sources / NCRP. Bethesda – 1987. 99 p.
79. Oufni L. Transfer of uranium and thorium from soil to different parts of medicinal plants using SSNTD / L. Oufni, S. Taj, B. Manaut, M. Eddouks // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* – 2011. – V. 287 – P. 403–410.
80. Yakovleva V. Model for reconstruction of γ -background during liquid atmospheric precipitation / V. Yakovleva, A. Zelinskiy, R. Parovik, G. Yakovlev, A. Kobzev // *Mathematics* – 2021. – V. 9 – P. 1636.
81. UNSCEAR. Sources and effects of ionizing radiation - Exposures from natural radiation sources – UNSCEAR 2000 Report / UNSCEAR // New York.: United Nations Publication – 2000. – 74 p.
82. Hou X. Application of ^{129}I as an environmental tracer / X. Hou // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* – 2004. – V. 262 – № 1 – P. 67–75.
83. Sakaguchi A. First results on ^{236}U levels in global fallout / A. Sakaguchi, K. Kawai, P. Steier, F. Quinto, K. Mino. [et al.] // *Sci. Total Environ.* – 2009. – V. 407 – № 14 – P. 4238–4242.
84. Eyrolle F. Plutonium isotopes in the lower reaches of the River Rhône over the period 1945-2000: Fluxes towards the Mediterranean Sea and sedimentary inventories / F. Eyrolle, S. Charmasson, D. Louvat // *J. Environ. Radioact.* – 2004. – V. 74 – № 1–3 – P. 127–138.
85. Charmasson S. ^{137}Cs inventory in sediment near the Rhone mouth: Role played by different sources / S. Charmasson // *Oceanol. Acta* – 2003. – V. 26 – № 4 – P. 435–441.
86. Snyder G. Global distribution and long-term fate of anthropogenic ^{129}I in marine and surface water reservoirs / G. Snyder, A. Aldahan, G. Possnert // *Geochemistry, Geophys. Geosystems* – 2010. – V. 11 – № 4 – P. 1–19.
87. Gray J. Discharges to the environment from the seilafeld site, 1951-1992 / J. Gray, S.

- R. Jones, A. D. A. Smith // *J. Radiol. Prot.* – 1995. – V. 15 – № 2 – P. 99–131.
88. Lindahl P. Long-term study of ^{99}Tc in the marine environment on the Swedish west coast / P. Lindahl, C. Ellmark, T. Gäfvert, S. Mattsson, P. Roos. [et al.] // *J. Environ. Radioact.* – 2003. – V. 67 – № 2 – P. 145–156.
89. Christl, M. Reconstruction of the ^{236}U input function for the Northeast Atlantic Ocean: Implications for $^{129}\text{I}/^{236}\text{U}$ and $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ -based tracer ages / M Christl, C. Núria, C. Vockenhuber, C. Elsässer, P. B. Bois. [et al.] // *J. Geophys. Res. Ocean.* – 2015. – V. 120 – P. 7282–7299.
90. Beasley T. $^{237}\text{Np}/^{129}\text{I}$ atom ratios in the Arctic Ocean: Has ^{237}Np from Western European and Russian fuel reprocessing facilities entered the Arctic Ocean? / T. Beasley, L. W. Cooper, J. M. Grebmeier, K. Aagaard, J. M. Kelley. [et al.] // *J. Environ. Radioact.* – 1998. – V. 39 – № 3 – P. 255–277.
91. Hou X. A review on speciation of iodine-129 in the environmental and biological samples / X. Hou, V. Hansen, A. Aldahan, G. Possnert, O. C. Lind. [et al.] // *Anal. Chim. Acta* – 2009. – V. 632 – № 2 – P. 181–196.
92. IAEA Experts Meeting. USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy. The Accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant and its consequences. IAEA Experts' Meeting, Part I. General Material, 25 - 29 August 1986, Vienna 1986. Annex 4 / IAEA Experts Meeting – 1986. 532 p.
93. Buesseler K.O. Fukushima and ocean radioactivity / K. O. Buesseler // *Oceanography* – 2014. – V. 27 – № 1 – P. 92–105.
94. IAEA. Chernobyl's Legacy: Health, Environmental and Socio-Economic Impacts Recommendations to the Governments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine / IAEA Vienna, – 2005. 55 p.
95. UNSCEAR. Sources, effects and risks of ionizing radiation / UNSCEAR // New York.: United Nations – 2014 – 321 p.
96. Terada H. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part II: Verification of the source term and

- analysis of regional-scale atmospheric dispersion / H. Terada, G. Katata, M. Chino, H. Nagai // *J. Environ. Radioact.* – 2012. – V. 112 – P. 141–154.
97. UNSCEAR. Sources and effects Of ionizing radiation / UNSCEAR // New York.: United Nations – 1993. – 920 p.
98. Jones S. Windscale and Kyshtym: a double anniversary / S. Jones // *J. Environ. Radioact.* – 2008. – V. 99 – № 1 – P. 1–6.
99. Orekhova A. East Urals Radioactive Trace : Dose-dependent functional-metabolic effects in the myocardium of the pygmy wood mouse (*Apodemus uralensis*) taking into account population size / A. Orekhova, M. V Modorov // *J. Environ. Radioact.* – 2017. – V. 176 – P. 15–24.
100. Molchanova I. Current assessment of integrated content of long-lived radionuclides in soils of the head part of the East Ural Radioactive Trace / I. Molchanova, L. Mikhailovskaya, K. Antonov, V. Pozolotina, E. Antonova // *J. Environ. Radioact.* Elsevier Ltd, – 2014. – V. 138 – P. 238–248.
101. Efremenkov V.M. Radioactive waste management at nuclear power plants / V. M. Efremenkov // *Int. At. Energy Agency Bull.* – 1989. – V. 31 – № 4 – P. 37–42.
102. IAEA. The classification of radioactive wastes / IAEA Vienna, – 2005 – 68 p.
103. Saunier O. Atmospheric modeling and source reconstruction of radioactive ruthenium from an undeclared major release in 2017 / O. Saunier, D. Didier, A. Mathieu, O. Masson, J. Dumont Le Brazidec // *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* – 2019. – V. 116 – № 50 – P. 24991–25000.
104. Bossew P. Contamination of Austrian soil with caesium-137 / P. Bossew, M. Ditto, T. Falkner, E. Henrich, K. Kienzl. [et al.] // *J. Environ. Radioact.* – 2001. – V. 55 – № 2 – P. 187–194.
105. Bossew P. An episode of Ru-106 in air over Europe , September – October 2017 – Geographical distribution of inhalation dose over Europe / P. Bossew, F. Gering, E. Petermann, T. Hamburger, C. Katzlberger // *J. Environ. Radioact.* Elsevier, – 2019. – V. 205–206 – P. 79–92.

106. Sayadi M.H. Impact of land use on the distribution of toxic metals in surface soils in Birjand city, Iran / M. H. Sayadi, M. R. Rezaei // Proc. Int. Acad. Ecol. Environ. Sci. – 2014. – V. 4 – № 1 – P. 18–29.
107. Taylor K.G. Sediments in urban river basins : a review of sediment – contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities / K. G. Taylor, P. N. Owens // J. Soil Sediments – 2009. P. 281–303.
108. Järup L. Hazards of heavy metal contamination / L. Järup // Br. Med. Bull. – 2003. – V. 68 – P. 167–182.
109. Chao S. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques / S. Chao, J. LiQin, Z. WenJun // Environ. Skept. Critics – 2014. – V. 3 – № 2 – P. 24–38.
110. Jaishankar M. Biosorption of Few Heavy Metal Ions Using Agricultural Wastes Biosorption of Few Heavy Metal Ions Using Agricultural Wastes / M. Jaishankar, B. B. Mathew, M. S. Shah, K. T. P. Murthy, S. K. R. Gowda // J. Environ. Pollut. Hum. Heal. – 2014. – V. 2 – № 1 – P. 1–6.
111. Hjortenkrans D. New metal emission patterns in road traffic environments / D. Hjortenkrans, B. Bergback, A. Haggerud, . // Environ. Monit. Assess. – 2006. – V. 117 – P. 85–98.
112. Zheng Y. Multivariate Geostatistical Analysis of Heavy Metals in Topsoils from / Y. Zheng, T. Chen, J. He // J. Soil Sediments – 2008. – V. 8 – № 1 – P. 51–58.
113. Ahmadi D. S. Heavy metal pollution assessment in agricultural soils of Kermanshah province, Iran / S. Ahmadi Doabi, M. Karami, M. Afyuni // Environ. Earth Sci. Springer Berlin Heidelberg, – 2019. – V. 78 – № 3 – P. 70.
114. Wei B. Heavy metal induced ecological risk in the city of Urumqi, NW China / B. Wei, F. Jiang, X. Li, S. Mu // Environ. Monit. Assess. – 2010. – V. 160 – № 1–4 – P. 33–45.
115. Lin Y. Source identification of potentially hazardous elements and their relationships with soil properties in agricultural soil of the Pinggu district of Beijing, China: Multivariate statistical analysis and redundancy analysis / Y. Lin, P. Han, Y. Huang, G.

- L. Yuan, J. X. Guo. [et al.] // *J. Geochemical Explor.* – 2017. – V. 173 – P. 110–118.
116. Seleznev A. Patterns of Forming the Urban Surface Deposited Sediments / A. Seleznev, I. Yarmoshenko, G. Malinovsky, M. Rudakov, A. Ryanskaya, D. Kiseleva, T. Gulyaeva // *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* – 2019. – V. 362 – P. 012062.
117. Seleznev A.A. Study of urban puddle sediments for understanding heavy metal pollution in an urban environment / A. A. Seleznev, I. V. Yarmoshenko // *Environ. Technol. Innov.* – 2014. – V. 1–2 – P. 1–7.
118. Seleznev A. Mineral phase composition of the surface dirt sediment in an urban environment / A. Seleznev, I. Yarmoshenko, D. Kiseleva, A. Ryanskaya, G. Malinovsky. [et al.] // *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* – 2019. – V. 317 – P. 1–8.
119. Seleznev A. Study of surface mud sediment in an urban environment / A. Seleznev, A. Savastianova, I. Yarmoshenko // *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* – 2017. – V. 72 – P. 1–5.
120. Seleznev A.A. Heavy metals in surface mud sediment in Ekaterinburg (Russia) / A. A. Seleznev // *News Ural State Min. Univ.* – 2018. – V. 1 – № 49 – P. 46–54.
121. Seleznev A.A. Environmental and geochemical assessment of the urbanized environment based on the study of sediment deposited in depressed landscape areas / A. A. Seleznev – 2015. 141 p.
122. Hanfi M.Y. Gross alpha and gross beta activity concentrations in the dust fractions of urban surface-deposited sediment in russian cities / M. Y. Hanfi, I. Yarmoshenko, A. A. Seleznev // *Atmosphere.* – 2021. – V. 12 – P. 571.
123. Russell K.L. Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds / K. L. Russell, G. J. Vietz, T. D. Fletcher // *Earth-Science Rev.* – 2017. – V. 168 – P. 73–80.
124. Cohen A.J. Articles Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015 / A. J. Cohen, M. Brauer, R. Burnett, H. R. Anderson, J. Frostad. [et al.] // *Lancet* – 2017. – V. 6736 – № 17 – P. 1–12.
125. Seleznev A. Do the contemporary urban surface sediments contain particles of

- microplastic? / A. Seleznev, E. Pankrushina, E. Ilgasheva // AIP Conf. Proc. – 2020. – V. 2313 – P. 1–6.
126. FDA-RSSC. Guidelines for the Validation of Analytical Methods for Nucleic Acid Sequence-Based Analysis of Food, Feed, Cosmetics and Veterinary Products / FDA-RSSC // USA.: U.S. Food and Drug Administration – 2019. 43 p.
127. DOE. Guide for: Environmental Radiological Surveillance At U. S. Department of Energy Installations / USA.: National Technical Information Service, – 1981. 232 p.
128. WA 115.1-2017. Pavements and Structures Engineering. Document Number 115.1. 04/10437 Particle size and particle size distribution: Sieving and Decantation Method. / Western Australia. Australia.: Main roads. – 2017. P. 1–55.
129. Селезнев А.А. Эколого-геохимическая оценка состояния урбанизированной среды на основе исследования отложений пониженных участков микрорельефа (на примере г . Екатеринбурга) / А. А. Селезнев. Екатеринбурга.: Уральского отделения Российской академии наук – 2015. 141 p.
130. Melaku S. Determination of trace elements in agricultural soil samples by inductively coupled plasma-mass spectrometry: Microwave acid digestion versus aqua regia extraction / S. Melaku, R. Dams, L. Moens // Anal. Chim. Acta – 2005. – V. 543 – № 1–2 – P. 117–123.
131. EPA. Trace elements in water, solids, and biosolids by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry / EPA, Washington, D.C.: National Academies Press – 2001. 68 p.
132. Vogel C. Uranium and thorium species in phosphate rock and sewage sludge ash based phosphorus fertilizers / C. Vogel, M. C. Hoffmann, M. C. Taube, O. Krüger, R. Baran. [et al.] // J. Hazard. Mater. – 2020. – V. 382 – P. 121100.
133. Zhukovsky. M. V. Modified method for measuring the specific activity of Rf-226 in soil samples / M. V. Zhukovsky, L. V. Novikov // Sci. Artic. – 2011. – V. 65 – P. 25–30.
134. Jobbágy V. Current status of gross alpha/beta activity analysis in water samples: A short

- overview of methods / V. Jobbágy, U. Wätjen, J. Meresova // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* – 2010. – V. 286 – № 2 – P. 393–399.
135. EPA. Multi- Agency Radiological Laboratory Analytical Protocols Manual / EPA, Washington, D.C.: National Academies Press – 2004 –19 p.
136. Vaca F. Factor of merit and minimum detectable activity for 90 Sr determinations by gas-flow proportional counting or Cherenkov counting / F. Vaca // *Appl. Radiat. Isot.* – 2001. – V. 55 – P. 849–851.
137. Boll R.A. An improved actiniae separation method for environmental samples / R. A. Boll, G. K. Schweitzer, R. W. Garber // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* – 1997. – V. 220 – № 2 – P. 201–206.
138. Seo B.K. Development of the Dual Phosphor Detector for simultaneous alpha- and beta-ray counting in a Pipe / B. K. Seo, G. H. Kim, C. H. Park, J. H. Park, C. H. Jung. [et al.] // *Trans. Korean Nucl. Soc. Autumn Meet.* – 2006. P. 1–2.
139. Ruberu S.R. An improved liquid scintillation counting method for the determination of gross alpha activity in groundwater wells / S. R. Ruberu, Y. G. Liu, S. K. Perera // *Health Phys.* – 2008. – V. 95 – № 3 – P. 397–406.
140. Sanchez., C. A rapid method for the simultaneous determination of gross alpha and beta activities in water samples using a low background liquid scintillation counter / Sanchez., C., L. Pujol // *Health Phys.* – 1990. – V. 68 – № 5 – P. 674–682.
141. Durrani S.A. Trends in Radiation Dosimetry Solid State Nuclear Track Detection. 1st ed. / S. A. Durrani, R. K. Bull. UK.: Pergamon Press, – 1987. 299 p.
142. Currie L.A. Limits for Qualitative Detection and Quantitative Determination Application to Radiochemistry / L. A. Currie // *Anal. Chem.* – 1968. P. 586–593.
143. Stejny J. A novel “rapid development” plastic track detector / J. Stejny, T. Portwood // *Int. J. Radiat. Appl. Instrumentation. Part* – 1986. – V. 12 – № 1–6 – P. 59–62.
144. Henshaw D.L. A method of producing thin CR-39 plastic nuclear track detectors and their application in nuclear science and technology / D. L. Henshaw, N. Griffiths, O. A. L. Landen, E. V. Benton // *Nucl. Instruments Methods* – 1981. – V. 180 – № 1 – P. 65–

77.

145. Somogyi G. Effect of certain production parameters and post-production treatments on the etching characteristics of CR-39 sheets / G. Somogyi, M. Tóth-Szilágyi, I. Hunyadi, A. F. Hafez // *Int. J. Radiat. Appl. Instrumentation. Part* – 1986. – V. 12 – № 1–6 – P. 97–100.
146. Kobayashi T. Effect of various etching solutions on the response of CR-39 / T. Kobayashi, M. Fujii // *Int. J. Radiat. Appl. Instrumentation. Part* – 1988. – V. 15 – № 1–4 – P. 175–178.
147. Nikezic D. Formation and growth of tracks in nuclear track materials / D. Nikezic, K. N. Yu // *Mater. Sci. Eng. R Reports* – 2004. – V. 46 – № 3–5 – P. 51–123.
148. Malek M.A. Generation of CO₂ in γ -irradiated CR-39 plastic / M. A. Malek, C. S. Chong // *Radiat. Meas.* – 2002. – V. 35 – P. 109–112.
149. Yamauchi T. Formation of CO₂ gas and OH groups in CR-39 plastics due to gamma-ray and ions irradiation / T. Yamauchi, H. Nakai, Y. Somaki, K. Oda // *Radiat. Meas.* – 2003. – V. 36 – P. 99–103.
150. Abu El-Ela. A. Range of alpha-particles in SSNTD's / A. Abu El-Ela., A. H. El-farrash., A. F. Hafez., M. Othman. // *Mansoura J. Chem.* – 2005. – V. 32 – № 2 – P. 1–13.
151. Fleischer R.L. Novel Filter for Biological Materials / R. L. Fleischer, P. B. Price, E. M. Symes // *Science* . – 1964. – V. 143 – P. 249–250.
152. Jones W.D. Detection of light nuclei with cellulose nitrate / W. D. Jones, R. V Neidigh // *Appl. Phys. Lett.* – 1987. – V. 18 – № 1967 – P. 17–20.
153. Fleischer R.L. Origins of Fossil Charged-Particle Tracks in Meteorites / R. L. Fleischer, P. B. Price, R. Walker // *J. Geophys. Res.* – 1967. – V. 72 – P. 331–353.
154. Dogru M. Natural gross radioactivity in various surface and tap waters in Elazig, Turkey / M. Dogru, C. Canbazoglu // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* – 2002. – V. 254 – № 2 – P. 379–382.
155. Nikezi D. Bulk etching rate of LR115 detectors / D. Nikezi, A. Janijjevi // *Appl. Radiat. Isot.* – 2002. – V. 57 – № 2 – P. 275–278.

156. Cartwright B.G. A nuclear-track-recording polymer of unique sensitivity and resolution / B. G. Cartwright, E. K. Shirk, P. B. Price // Nucl. Instruments Methods – 1978. – V. 153 – № 2–3 – P. 457–460.
157. Durrani S.A. Alpha-Particle Etched Track Detectors / S. A. Durrani, R. Ilic, S. A. Durrani // Radon Meas. by Etched Track Detect. – 1997. P. 77–101.
158. Fujii M. Sensitization of polymeric track detectors with carbon dioxide / M. Fujii, R. Yokota, T. Kobayashi, H. Hasegawa // Radiat. Meas. – 1995. – V. 25 – № 1–4 – P. 141–144.
159. Singh S. The etching and structural studies of gamma irradiated induced effects in CR-39 plastic track recorder / S. Singh, S. Prasher // Nucl. Instruments Methods Phys. Res. Sect. B Beam Interact. with Mater. Atoms – 2004. – V. 222 – № 3–4 – P. 518–524.
160. L'Annunziata M.F. Radiation Physics and Radionuclide Decay / M. F. L'Annunziata // Handbook of Radioactivity Analysis – 2012. 1–162 p.
161. Marocco D. Experimental determination of LR-115 detector efficiency for exposure to alpha particles / D. Marocco, F. Bochicchio // Radiat. Meas. – 2001. – V. 34 – № 1–6 – P. 509–512.
162. Bagnoli F. Sensitivity of a LR-115 based radon dosimeter / F. Bagnoli, F. Bochicchio, S. Bucci // Radiat. Meas. – 1999. – V. 31 – № 1 – P. 347–350.
163. Damkjaer A. The efficiency of cellulose nitrate LR 115 II for alpha particle detection / A. Damkjaer // Int. J. Radiat. Appl. Instrumentation. Part – 1986. – V. 12 – № 1–6 – P. 295–298.
164. Barillon R. Track etch velocity study in a radon detector (Lr 115, cellulose nitrate) / R. Barillon, M. Fromm, A. Chambaudet, H. Marah, A. Sabir // Radiat. Meas. – 1997. – V. 28 – № 1–6 – P. 619–628.
165. Yip C.W.Y. Effects of stirring on the bulk etch rate of LR 115 detector / C. W. Y. Yip, J. P. Y. Ho, V. S. Y. Koo, D. Nikezic, K. N. Yu // Radiat. Meas. – 2003. – V. 37 – № 3 – P. 197–200.
166. Kiseleva M.E. Measurements of the content of radon in the spaces of residential and

- public buildings of the city of lesnoy / M. E. Kiseleva, N. A. Nefedov, G. I. Sutyagina // *Med. Extrem. situations* – 2018. – V. 20 – № 2 – P. 211–216.
167. Andriamanatena, R. Modelling of solid state nuclear track detector devices for radon measurements / R. Andriamanatena, G. U. Bacmeister, K. Freyer, R. Ghose, G. Jönsson. [et al.] // *Radiat. Meas.* – 1997. – V. 28 – № 9 – P. 657–662.
168. Ghosh D. Measurement of natural radioactivity in chemical fertilizer and agricultural soil : evidence of high alpha activity / D. Ghosh, A. Deb, S. Bera, R. Sengupta, K. K. Patra // *Env. Geochem Heal.* – 2008. – V. 30 – P. 79–86.
169. Yu K.N. Long-term measurements of radon progeny concentrations with solid-state nuclear track detectors / K. N. Yu, D. Nikezic, F. M. F. Ng, J. K. C. Leung // *Radiat. Meas.* – 2005. – V. 40 – № 2–6 – P. 560–568.
170. Krieger H.. Interim radiochemical methodology for drinking water / H. Krieger // EPA – 1976 – № 600/4-75/008(REV.) – 51 p.
171. Zhukovsky M. V. Radon measurements — discussion of error estimates for selected methods / M. V. Zhukovsky, A. Onischenko, V. Batrikov // *Appl. Radiat. Isot.* – 2010. – V. 68 – P. 816–820.
172. ICRP. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60 // *Ann. ICRP* – 2012 – 130 p.
173. Baglaeva E.M. Particulate matter size distribution in air surface layer of Middle Ural and Arctic territories / E. M. Baglaeva, A. P. Sergeev, A. G. Buevich, I. E. Subbotina, A. V. Shichkin // *Atmos. Pollut. Res.* – 2019. – V. 10 – № 4 – P. 1220–1226.
174. ICRP. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection / ICRP. Pergamon, – 1994. 492 p.
175. ICRP. Occupational Intakes of Radionuclides. Part 1 / ICRP. Saga – 2015. 188 p.
176. IAEA. Safety Reports Series No. 68 Radiation Protection and NORM Residue Management in the Production of Rare Earths from Thorium Containing Minerals / IAEA. Vienna. – 2012. 280 p.
177. Andersson M. IDAC-Dose 2.1, an internal dosimetry program for diagnostic nuclear

- medicine based on the ICRP adult reference voxel phantoms / M. Andersson, L. Johansson, K. Eckerman, S. Mattsson // *EJNMMI Res.* – 2017. – V. 7 – P. 88.
178. Баглаева, Е. М. Мобильный пост отбора проб пыли приземного слоя атмосферного воздуха со стратификацией по высоте / Баглаева, Е. М., А. Г. Буевич, И. Е. Субботина, А. П. Сергеев, М. В. Сергеева // *Экологические Системы И Приборы* – 2017. – V. 7 – P. 23–32.
179. Zhang Y. 100 years of pb deposition and transport in soils in / Y. Zhang // *Transport* – 2003. – V. 146 – P. 197–210.
180. Ramlan M.N. Heavy metals in tropical city street dust and roadside soils: A case of Kuala Lumpur, Malaysia / M. N. Ramlan, M. A. Badri // *Environ. Technol. Lett.* – 1989. – V. 10 – № 4 – P. 435–444.
181. Momani K. Partitioning of lead in urban street dust based on the particle size distribution and chemical environments / K. Momani // *Soil Sediment Contam.* – 2006. – V. 15 – № 2 – P. 131–146.
182. Kennedy P. Urban Sources of Copper , Lead and Zinc / P. Kennedy, S. Sutherland – Auckland.: Auckland Regional Council – 2008. 171 p.
183. Georgopoulos, P. G. Environmental copper: its dynamics and human exposure issues / P. G. Georgopoulos, A. Roy, M. J. Yonone-Lioy, R. E. Opiekun, P. J. Lioy // *J. Toxicol. Environ. Heal. Part B Crit. Rev.* – 2011. – V. 4 – P. 341–394.
184. Schroeder, W H. Toxic trace elements associated with airborne particulate matter: A review / H. W . Schroeder, M. Dobson, D. M. Kane // *JAPCA* – 1987. – V. 37 – № 11 – P. 1267–1285.
185. Hanfi M.Y. Heavy metal contamination in urban surface sediments: sources, distribution, contamination control, and remediation / M. Y. Hanfi, Y. A. Mostafa, M. V. Zhukovsky // *Environ. Monit. Assess. Environmental Monitoring and Assessment*, – 2020. – V. 192 – № 1 – P. 1–21.
186. Periyasamy M. Gross Alpha and Beta radioactivity studies in Dindigul and Erode Districts, Tamilnadu / M. Periyasamy, S. Christopher, S. H. E. Mohamed, S. A. Bukhari,

- M. Shamsudin // *Int. J. Adv. Sci. Res.* – 2016. – V. 1 – № 2 – P. 22–26.
187. Harben P. W. *The industrial minerals handy book*. 4th ed / P. W. Harben. – London.: Metal Bulletin – 2003. 412 p.
188. Malanca A. Radionuclide content of building materials and gamma ray dose rates in dwellings of Rio Grande Do Norte, Brazil. *Radiat / A. Malanca, V. Pessina, G. Dallara // Radiat. Prot. Dosimetry* – 1993. – V. 48 – P. 199–203.
189. Küçükömeroglu B. Radioactivity in sediments and gross alpha-beta activities in surface water of Firtina River, Turkey / B. Küçükömeroglu, A. Kurnaz, R. Keser, F. Korkmaz, N. T. Okumusoglu. [et al.] // *Environ. Geol.* – 2008. – V. 55 – № 7 – P. 1483–1491.
190. Zorer Ö.S. Determination of heavy metals and comparison to gross radioactivity concentration in soil and sediment samples of the Bendimahı River Basin (Van, Turkey) / Ö. S. Zorer, H. Ceylan, M. Dogru // *Water. Air. Soil Pollut.* – 2009. – V. 196 – № 1–4 – P. 75–87.
191. Ivanovich M. *Uranium-series Disequilibrium: Applications to Earth, Marine, and Environmental Sciences.* / M. Ivanovich, R. S. Harmon. 2nd OxfordOxford University Press, – 1992. 910 p.
192. Zorer Ö.S. Evaluation of gross radioactivity in foodstuffs / Ö. S. Zorer, Ç. Öter // *Kerntechnik* – 2015. – V. 80 – № 2 – P. 174–179.
193. Hanfi M.Y. The gross beta activity of surface sediment in different urban landscape areas / M. Y. Hanfi, I. V Yarmoshenko, A. A. Seleznev, M. V Zhukovsky // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* – 2019. – V. 321 – P. 831–839.
194. Hanfi M.Y. Beta radioactivity of urban surface–deposited sediment in three Russian cities / M. Y. Hanfi, V. Yarmoshenko, A. A. Seleznev, G. Malinovsky, E. Ilgasheva. [et al.] // *Environ. Sci. Pollut. Res.* – 2020. – V. 27 – № 32 – P. 40309–40315.

ПРИЛОЖЕНИЕ А. АКТ ВНЕДРЕНИЯ МЕТОДА ИЗМЕРЕНИЙ АЛЬФА-АКТИВНОСТИ

**Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт промышленной экологии Уральского отделения
Российской академии наук
(ИПЭ УрО РАН)**

Софьи Ковалевской, 20, г. Екатеринбург, Свердловская обл., 620219, Россия
ОКПО 25927235, ОГРН 1026604959370,
ИНН/КПП 6660001481/667001001

Тел: +7 (343) 374-37-71

Факс: +7 (343) 374-37-71

Email: iie@ecko.uran.ru

20 04. 2022 № 16349-1/71

Утверждаю

« » _____ 2022 г.

Директор ИПЭ УрО РАН

к.ф.м.н.

И. В. Ярмошенко



АКТ

о внедрении результатов диссертационной работы

Ханфи Мохамед Юссеф Мохамед

Настоящим актом подтверждается, что метод измерения суммарной альфа-активности в образцах малой массы с использованием твердотельных ядерных трековых детекторов, разработанный М. Ю. М. Ханфи с соавторами и представленный в его диссертационной работе «Разработка методов контроля природных радиоактивных образцов неоднородного состава с ограниченным объемом и массой», внедрен в лаборатории урбанизированной среды ИПЭ УрО РАН с целью повышения качества радиометрического анализа фракционированных по размеру зерен пробах образцов грунта и пылегрязевых отложений в рамках экологогеохимических исследований современной городской среды.

Зав. лабораторией урбанизированной среды
к. б. н.

Г. П. Малиновский

ПРИЛОЖЕНИЕ Б. АКТ ВНЕДРЕНИЯ МЕТОДА ИЗМЕРЕНИЙ БЕТА- АКТИВНОСТИ

**Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт промышленной экологии Уральского отделения
Российской академии наук
(ИПЭ УрО РАН)**

Софьи Ковалевской, 20, г. Екатеринбург, Свердловская обл., 620219, России
ОКПО 25927235, ОГРН 1026604959370,
ИНН/КПП 6660001481/667001001

Тел: +7 (343) 374-37-71

Факс: +7 (343) 374-37-71

Email: iie@ecko.uran.ru

20.04.2022 № 16349-1/42

Утверждаю

«__» _____ 2022 г.

Директор ИПЭ УрО РАН

к.ф.м.п.



И. В. Ярмошенко

АКТ

о внедрении результатов диссертационной работы

Ханфи Мохамед Юсеф Мохамед

Настоящим актом подтверждается, что метод измерения суммарной бета-активности в образцах малой массы с использованием сцинтилляционных детекторов, разработанный М. Ю. М. Ханфи с соавторами и представленный в его диссертационной работе «Разработка методов контроля природных радиоактивных образцов неоднородного состава с ограниченным объемом и массой», внедрен в лаборатории урбанизированной среды ИПЭ УрО РАН с целью повышения качества радиометрического анализа фракционированных по размеру зерен пробах образцов грунта и пылегрязевых отложений в рамках экологогеохимических исследований современной городской среды.

Зав. лабораторией урбанизированной среды
к. б. н.

Г. П. Малиновский