

Определение радиоактивных изотопов свинца в окружающей среде Казахстана

**А.С. Муса¹ , К.Ш. Жумадилов^{*1} , М.Т. Касымжанов¹ ,
А.А. Баграмова¹ , Ф.В. Степаненко² , А. Сакагучи³ , М. Хоши⁴**

¹Евразийский национальный университет имени Л.Н. Гумилева, Астана, Казахстан

²МРНЦ им. А.Ф. Цыба филиал ФГБУ «НМИЦ радиологии» Минздрава России, г. Обнинск

³Университет Хиросима, Хиросима, Япония

⁴Университет Цукуба, Цукуба, Япония

E-mail: musa.aigerim01@mail.ru, zhumadilovk@gmail.com, kasymzhanov@pnt.kz, assel.yaf.enu@gmail.com, valerifs@yahoo.com, ayaskgc@ied.tsukuba.ac.jp, mhoshi@hiroshima-u.ac.jp

Аннотация. Промышленность Казахстана, включая сжигание высокозольного угля, добычу и переработку урана, цветную металлургию, нефтедобычу и последствия ядерных испытаний, создает уникальную среду для существования радиоактивных изотопов свинца. В отличие от стабильных изотопов свинца, используемых для определения источников загрязнения, радиоактивные изотопы ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22, 3$ года), ^{212}Pb ($T_{1/2} = 10, 6$ часа) и ^{214}Pb ($T_{1/2} = 26, 8$ минуты) напрямую связаны с выделением радона (^{222}Rn) и торона (^{220}Rn), а также с динамикой аэрозолей, что делает их превосходными индикаторами как естественного, так и технологически усиленного радиационного излучения. В данной работе впервые предпринята попытка оценки комплексной картины наличия радиоактивных изотопов свинца в атмосферных аэрозолях, почвах и водах Казахстана и их вклад в мировую окружающую среду.

По итогам исследования определены основные пробелы, требующие решения: 1) отсутствие общенационального пространственного кадастра ^{210}Pb в воздухе и почве; 2) отсутствие каких-либо измерений ^{212}Pb и ^{214}Pb вблизи угольных электростанций и урановых отвалов; и 3) неизвестная химическая форма (биодоступность) ^{210}Pb в шлейфах выбросов. Предлагаются конкретные решения для устранения каждого пробела.

Ключевые слова: радиоактивные изотопы свинца, ^{210}Pb , атмосферный аэрозоль, продукты распада радона, оценка радиологической дозы.

Поступила 4.06.2026. После доработки 11.06.2026. Принята к печати 12.06.2026. Доступно онлайн 30.06.2026.

*автор для корреспонденции

Введение

Радиоактивные изотопы свинца являются важным компонентом природной радиоактивности и перспективным индикатором техногенного воздействия на окружающую среду. Наиболее экологически значимыми среди них считаются ^{210}Pb , ^{212}Pb и ^{214}Pb , образующиеся в цепочках распада урана (^{238}U) и тория (^{232}Th). В отличие от стабильных изотопов свинца, широко применяемых для идентификации источников загрязнения, радиоактивные изотопы напрямую связаны с процессами выделения радона и торона из почв, горных пород, промышленных отходов и объектов добывающей промышленности. После образования они быстро адсорбируются на аэрозольных частицах, преимущественно субмикронного размера, способны переноситься на значительные расстояния и осажаться в атмосфере, почвах, водоемах и растительности [1–6].

Особую радиологическую значимость представляет ^{210}Pb благодаря относительно длительному периоду полураспада (22,3 года), способности накапливаться в организме человека и вносить вклад во внутреннее облучение населения. Согласно оценкам UNSCEAR, ^{210}Pb и продукт его распада ^{210}Po формируют заметную долю дозы от природных радионуклидов, поступающих в организм человека. Наибольшую чувствительность к воздействию этих радионуклидов проявляют дети, поскольку доза на единицу поступления у них выше вследствие особенностей дыхательной системы и обменных процессов [7–9]. В условиях промышленного загрязнения концентрации ^{210}Pb в атмосферном воздухе могут существенно превышать естественный фон, что делает его важным объектом радиэкологического мониторинга.

Казахстан представляет собой уникальный регион для изучения радиоактивных изотопов свинца благодаря сочетанию крупных природных и техногенных источников радона. Одним из основных факторов является высокая зависимость энергетики страны от угольных тепловых электростанций. Около 67% электроэнергии Казахстана вырабатывается за счет сжигания угля Экибастузского, Карагандинского и Борлинского бассейнов, характеризующегося высоким содержанием золы и природных радионуклидов [10, 11]. В процессе сжигания угля продукты распада урана и тория, включая ^{210}Pb , концентрируются в летучей золе и золошлаковых отходах. Общий объем накопленных золошлаковых материалов в Казахстане превышает 750 млн тонн, что создает долговременные источники выделения радона и вторичного образования радиоактивных аэрозолей [12, 13].

Существенный вклад в формирование радиэкологической обстановки вносят районы добычи и переработки урана. Казахстан обладает значительными запасами урана и с 2010 года занимает лидирующие позиции в мире по его добыче [14]. На территории Северного Казахстана расположены многочисленные хвостохранилища, отвалы и объекты гидрометаллургической переработки, продолжающие выделять радон в окружающую среду. В частности, хвостохранилища Степногорского гидрометаллургического комбината содержат десятки миллионов тонн радиоактивных отходов и являются потенциальным источником поступления ^{210}Pb в атмосферу и прилегающие населенные пункты [15–18].

Дополнительное значение имеет наследие Семипалатинского испытательного полигона, где в 1949–1989 гг. проводились ядерные испытания. Нарушение геологических структур в результате подземных и наземных взрывов способствовало усиленному выделению радона и формированию вторичных радионуклидов, включая ^{210}Pb [19–22]. Кроме того, в Восточном Казахстане предприятия цветной металлургии являются крупными источниками мелкодисперсных аэрозолей, на поверхности которых может адсорбироваться радиоактивный свинец, усиливая его перенос и потенциальное воздействие на население [23–25].

Несмотря на наличие значительных источников радиоактивных изотопов свинца, существующая система экологического мониторинга Казахстана преимущественно ориентирована на контроль общего содержания свинца и отдельных искусственных радионуклидов. Данные по ^{210}Pb остаются ограниченными и охватывают лишь отдельные регионы и компоненты окружающей среды. При этом систематические исследования короткоживущих изотопов ^{212}Pb и ^{214}Pb практически отсутствуют. Недостаточно изучены пространственное распределение радиоактивных изотопов свинца, их связь с дисперсным составом аэрозолей, химические формы нахождения и особенности миграции в природных средах [26–31].

В связи с этим целью настоящей работы является систематизация и критический анализ существующих данных о радиоактивных изотопах свинца в окружающей среде Казахстана, а также выявление основных научных и мониторинговых пробелов. Особое внимание уделено оценке содержания ^{210}Pb в атмосферных аэрозолях, почвах и объектах техногенного воздействия, анализу потенциальных источников поступления радионуклидов и определению перспективных направлений дальнейших исследований. Полученные результаты могут стать научной основой для совершенствования системы радиэкологического мониторинга, повышения точности оценки радиационных рисков и разработки мер экологической безопасности в промышленно развитых регионах Казахстана.

Материалы и методы

Ограничения исследования и потенциальная предвзятость

Необходимо признать ряд ограничений, присущих имеющейся литературе:

1. Географическая ограниченность: Подавляющее большинство данных по ^{210}Pb получено только из двух мест – Астаны [13, 27] и Степногорска [9, 11]. Опубликованные данные по аэрозолям ^{210}Pb для западных, южных и восточных регионов Казахстана, включая крупный промышленный город Алматы, единичны либо не существуют.

2. Временные промежутки: Отбор проб проводился почти исключительно в теплые месяцы (апрель-октябрь), поскольку пробоотборники большого объема не могли работать при температурах ниже -20°C [9, 13]. Таким образом, уровни ^{210}Pb в середине зимы (декабрь-февраль) совершенно неизвестны, хотя ожидается, что зимние инверсии приведут к самым высоким концентрациям.

3. Изотопный состав: Ни в одном исследовании в Казахстане не измерялись концентрации ^{212}Pb или ^{214}Pb ни в одной из экологических матриц. Следовательно, вклад радиоактивного свинца, полученного из торона, и краткосрочная изменчивость продуктов распада радона остаются неизученными.

^{210}Pb образцы казахстанского аэрозоля не подвергались изучению по экстракции или растворению.

4. Фоновое влияние при измерениях: В большинстве исследований измеряли ^{210}Pb без одновременных данных по ^{222}Rn или химическому составу аэрозолей, что затрудняет отделение вклада выделения радона из почвы от промышленных источников (например, сжигания угля).

5. Недостаточная комплексность мониторинга. В большинстве работ измерения ^{210}Pb проводились без одновременного определения концентраций ^{222}Rn , ^{220}Rn , химического состава аэрозолей и содержания мелко-дисперсных частиц (PM_{2.5} и PM₁₀). Это существенно затрудняет разделение вкладов природных и техногенных источников, включая радоновую эманацию из почв, выбросы угольной энергетики, уранодобывающей промышленности и других промышленных объектов.

6. Возможная публикационная предвзятость. Обзор основан преимущественно на опубликованных научных работах, отчетах и диссертациях. Не исключено существование неопубликованных данных мониторинга, ведомственных отчетов и локальных исследований, результаты которых не представлены в открытом доступе. Это может приводить к неполному отражению фактического состояния изученности радиоактивных изотопов свинца в Казахстане.

Указанные ограничения свидетельствуют о необходимости расширения географии наблюдений, внедрения комплексных программ мониторинга радиоактивных изотопов свинца и проведения систематических исследований ^{212}Pb и ^{214}Pb в различных природных средах Казахстана.

Результаты. Радиоактивный свинец в Казахстане

1. Характеристика радиоактивных изотопов свинца Казахстанского происхождения

Радиоактивные изотопы свинца образуются в цепочках распада урана-238 и тория-232 – двух предшественников-радионуклидов [3, 4], которые в значительных концентрациях присутствуют в углях казахстанских месторождений (Экибастуз, Караганда, Борлы) [10] и в урановых рудах Северного Казахстана [14]. Их свойства определяют как методы детектирования, так и экологическую значимость.

1.1. Свинец-210 (^{210}Pb)

^{210}Pb является конечным долгоживущим продуктом распада ^{222}Rn в ряду ^{238}U . Схема образования включает следующие ключевые стадии [3, 5]:

^{238}U ($4,468 \times 10^9$ лет) $\rightarrow \dots \rightarrow ^{226}\text{Ra}$ (1600 лет) $\rightarrow ^{222}\text{Rn}$ (3,82 дня) $\rightarrow ^{218}\text{Po}$ (3,05 мин) $\rightarrow ^{214}\text{Pb}$ (26,8 мин) $\rightarrow ^{214}\text{Bi}$ (19,7 мин) $\rightarrow ^{214}\text{Po}$ (164 мкс) $\rightarrow ^{210}\text{Pb}$ (22,3 года) $\rightarrow ^{210}\text{Bi}$ (5,01 дня) $\rightarrow ^{210}\text{Po}$ (138,4 дня) \rightarrow стабильный ^{206}Pb .

После выхода ^{222}Rn из почвы или промышленных материалов в атмосферу его короткоживущие производные продукты быстро прикрепляются к аэрозольным частицам. Время достижения устойчивого равновесия между ^{222}Rn и ^{210}Pb в замкнутом объеме составляет около 100 дней, но в открытой атмосфере равновесие никогда не достигается из-за непрерывного вымывания и осаждения [5, 6]. Поэтому концентрация ^{210}Pb в приземном воздухе определяется тремя факторами: скоростью эксхалации (или потоком эманации) ^{222}Rn , концентрацией аэрозольных частиц-носителей и метеорологическими условиями (вертикальное перемешивание, инверсии, осадки).

Для Казахстана ^{210}Pb является наиболее важным радиоактивным изотопом свинца по следующим причинам:

1. Длительный период полураспада (22,3 года) позволяет ему накапливаться в почвах и донных отложениях, а также переноситься на дальние расстояния (включая трансграничный перенос) [9, 27].

2. Метод определения – гамма-спектрометрия по линии 46,5 кэВ – относительно проста и может быть реализована на стандартном оборудовании, имеющемся в Казахстане (например, в лабораториях НЯЦ РК, Казгидромет) [12, 13, 28].

3. Радиологическая значимость – ^{210}Pb и его производный ^{210}Po являются основными дозообразующими радионуклидами при ингаляции аэрозолей после радона [7, 8]. Оценки доз для населения промышленных городов Казахстана (Степногорск, Астана) показывают ощутимый вклад в годовую эффективную дозу [9, 27].

1.2. Свинец-212 (^{212}Pb)

^{212}Pb образуется в цепочке распада ^{232}Th через ^{220}Rn (торон)

^{232}Th ($1,405 \times 10^{10}$ лет) $\rightarrow \dots \rightarrow ^{224}\text{Ra}$ (3,66 дня) $\rightarrow ^{220}\text{Rn}$ (55,6 секунд) $\rightarrow ^{216}\text{Po}$ (0,15 с) $\rightarrow ^{212}\text{Pb}$ (10,6 часов) $\rightarrow ^{212}\text{Bi}$ (60,6 мин) $\rightarrow ^{212}\text{Po}$ (299 нс) \rightarrow стабильный ^{208}Pb .

- Короткий период полураспада (10,6 часов) означает, что ^{212}Pb может быть обнаружен только вблизи источника ^{220}Rn (торона), т.е. в радиусе нескольких километров от торий-содержащих материалов.

- Обнаружение возможно как по гамма-линии 238,6 кэВ (43,6% выход), так и по гамма-линии 300,1 кэВ (3,2%) при гамма-спектрометрии, или через его производный ^{212}Bi .

- Значимость для Казахстана: угли Карагандинского бассейна содержат повышенные концентрации ^{232}Th (до 42,5 Бк/кг) [10, 11]. Золошлаковые отвалы ТЭЦ, а также территории урановых месторождений могут быть локальными источниками ^{220}Rn и, следовательно, ^{212}Pb . Однако ни одного измерения ^{212}Pb в объектах окружающей среды Казахстана не опубликовано.

1.3. Свинец-214 (^{214}Pb)

^{214}Pb является короткоживущим продуктом распада ^{222}Rn (образуется через ^{218}Po). Период полураспада – 26,8 минут. Обнаруживается преимущественно по гамма-линиям 295,2 кэВ (18,5%) и 351,9 кэВ (35,8%) [3, 5].

Значимость для Казахстана:

- Из-за крайне малого периода полураспада ^{214}Pb может использоваться как индикатор концентрации ^{222}Rn в воздухе. Соотношение активностей $^{214}\text{Pb}/^{210}\text{Pb}$ в аэрозольной пробе позволяет оценить время транспорта от источника до точки отбора.

- В условиях зимних температурных инверсий, характерных для городов Северного и Центрального Казахстана (Астана, Степногорск, Караганда), накопление ^{222}Rn должно сопровождаться пропорциональным ростом ^{214}Pb [9, 27]. Измерения ^{214}Pb могут дать информацию о свежем поступлении радона из локальных источников (угольные котельные, отвалы, трещины в грунте), в отличие от ^{210}Pb , который отражает усреднённую за длительный период картину.

- Ни одного измерения ^{214}Pb в Казахстане не проводилось.

В Таблице 1 обобщены физико-химические и радиоактивные свойства изотопов свинца на территории Казахстана. Также приведены типичные методы обнаружения, достижимые на стандартном оборудовании.

Таблица 1. Радиоактивные изотопы свинца: свойства, методы обнаружения.

Изотоп	Период полураспада	Тип распада, E_{max} , кэВ	Основные гамма-линии (кэВ), выход (%)	Типичный метод измерения	MDA (достижимая)	Источник образования	Экологическая значимость для Казахстана
^{210}Pb	22,3 года	β^- (16,7); $^{210}\text{Bi} \rightarrow ^{210}\text{Po}$	46,5 (4,25%)	Гамма-спектрометрия (HPGe)	0,02–0,1 мБк/м ³ (воздух); 0,1–0,5 Бк/кг (почва)	Распад ^{222}Rn в ряду ^{238}U	Долгоживущий индикатор; дозообразующий; трансграничный перенос; накопление в почве и донных отложениях [5, 6, 9, 27]

^{212}Pb	10,6 часов	$\beta^- (570); ^{212}\text{Bi} \rightarrow ^{212}\text{Po}$	238,6 (43,6%); 300,1 (3,2%)	Гамма-спектрометрия (НРGe)	0,1–0,5 мБк/м ³ (воздух)	Распад ^{220}Rn в ряду ^{232}Th	Индикатор локальных торий-содержащих источников (уголь, отвалы) – измерения отсутствуют [3, 4, 10]
^{214}Pb	26,8 минут	$\beta^- (670); ^{214}\text{Bi} \rightarrow ^{214}\text{Po}$	295,2 (18,5%); 351,9 (35,8%)	Гамма-спектрометрия (НРGe)	0,2–1,0 мБк/м ³ (воздух)	Распад ^{222}Rn (через ^{218}Po)	Индикатор свежего поступления радона; оценка времени транспорта – измерения отсутствуют [3, 5, 27]

Примечание: значения приведены для типовых условий: для воздуха – при объёме пробы 500–1000 м³ и времени счёта 24–72 часа; для почвы – масса пробы 0.5–1 кг, время счёта 12–24 часа. Данные основаны на [9, 12, 13, 17, 27].

1.4. Изотопные соотношения как диагностические инструменты

Помимо абсолютных концентраций, важную информацию несут соотношения активностей:

- $^{214}\text{Pb}/^{210}\text{Pb}$ – если это отношение превышает равновесное значение ($\approx 2,5 \times 10^{-5}$ в незагрязнённой атмосфере), это указывает на наличие локального, быстрого источника ^{222}Rn (например, трещина в земле, дымовая труба угольной котельной) [3, 5].

- $^{212}\text{Pb}/^{210}\text{Pb}$ – позволяет оценить вклад ториевого ряда по сравнению с урановым. В углях Карагандинского бассейна отношение $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ может достигать 1,5–2,0 [10, 11], следовательно, в зоне влияния ТЭЦ это отношение должно быть выше, чем на фоновых участках.

- $^{210}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$ – комбинация радиоактивного и стабильного изотопов (последний измеряется масс-спектрометрией) может служить уникальным индикатором возраста аэрозолей и эффективности вымывания. Такие измерения в Казахстане отсутствуют.

2. Основные естественные источники: роль географических и климатических факторов

Прежде чем анализировать техногенно-обусловленные концентрации радиоактивного свинца, необходимо установить фоновые уровни ^{210}Pb , определяемые естественным выходом ^{222}Rn из почвы и последующим образованием ^{210}Pb в атмосфере. В Казахстане эти фоновые уровни существенно меняются в зависимости от геологических условий (радоновые зоны) и климатических факторов (температурные инверсии, ветровой режим, осадки).

2.1. Радоновое поле Казахстана и его связь с образованием ^{210}Pb

Концентрация ^{222}Rn в почвенном воздухе и скорость его перехода в атмосферу определяются содержанием ^{226}Ra в почвообразующих породах, их пористостью, влажностью и температурой. На территории Казахстана выделяются несколько радоноопасных зон [1, 19]:

- Северный Казахстан (Акмолинская, Северо-Казахстанская области) – зона развития гранитоидных массивов и урановых рудопроявлений. Здесь почвенный радон может достигать 300 000 Бк/м³, а в помещениях – 6000–12 000 Бк/м³ [1, 16].

- Восточный Казахстан (Рудный Алтай, Семипалатинский регион) – зона тектонических нарушений и полиметаллического оруденения. Локальные радоновые аномалии связаны с зонами разломов и отвалами горных пород.

- Южный Казахстан (Шу-Илийские горы, Каратау) – выходы гранитов и зоны тектонических разломов.

Эти геологические особенности напрямую влияют на фоновую концентрацию ^{210}Pb в приземном воздухе. Однако прямая корреляция между картами радоноопасности и измеренными концентрациями ^{210}Pb в атмосфере Казахстана до настоящего времени не устанавливалась.

2.2. Сезонная динамика концентраций ^{210}Pb : роль температурных инверсий

Наиболее полные данные о сезонных вариациях ^{210}Pb в Казахстане получены для города Астана и Степногорска [9, 13, 27, 28]. Обе станции расположены в зоне резко-континентального климата с холодной зимой (средняя температура января -17°C) и жарким летом (средняя температура июля $+20^\circ\text{C}$).

Результаты исследований показывают, что концентрации ^{210}Pb демонстрируют чёткую отрицательную корреляцию с температурой воздуха. В работе [27], основанной на двухлетних измерениях (2010–2011) в Астане, было показано, что наибольшие концентрации ^{210}Pb (до $2,2 \text{ мБк/м}^3$) наблюдаются в апреле и октябре, тогда как летние месяцы (июнь–август) характеризуются минимальными значениями ($0,3\text{--}0,6 \text{ мБк/м}^3$). Аналогичная закономерность выявлена для Степногорска: при снижении среднесуточной температуры ниже -10°C концентрации ^{210}Pb возрастают до $2,6 \text{ мБк/м}^3$ [9, 11].

Механизмы, объясняющие зимний максимум:

- *Формирование приземных температурных инверсий.* В холодный период над равнинной территорией Северного и Центрального Казахстана формируется мощный антициклон (Сибирский максимум). В этих условиях ночные и утренние инверсии (повышение температуры с высотой) могут сохраняться в течение нескольких дней. Инверсионный слой действует как «крышка», запирая ^{222}Rn и его производные продукты (включая ^{210}Pb) в приземном слое 100–300 м. В результате происходит накопление радиоактивных аэрозолей [27, 29].

- *Снижение вертикального перемешивания.* Летом конвективные токи и турбулентность эффективно рассеивают примеси на большую высоту, снижая их концентрацию у земли. Зимой, напротив, вертикальное перемешивание минимально.

- *Замерзание почвы и изменение выхода ^{222}Rn .* В мёрзлой почве трещины и поры могут служить дополнительными каналами для выхода радона. Кроме того, снежный покров действует как изолирующий слой, способствуя накоплению ^{222}Rn в верхних слоях почвы и увеличению его выхода при неполном промерзании [1, 5].

- *Влияние осадков.* Влажное осаждение (дождь, снег) является основным механизмом удаления ^{210}Pb из атмосферы. Однако в зимний период твёрдые осадки (снег) менее эффективно вымывают аэрозоли, чем летние дожди, что также способствует зимнему накоплению [6, 27]

2.3. Сравнение городского и фонового уровня загрязнения

Сравнение данных, полученных в Астане и на фоновых станциях (например, в окрестностях Степногорска), показывает, что урбанизированные территории могут создавать локальные максимумы ^{210}Pb , превышающие фоновые значения в 2–3 раза [9, 13]. Это связано не только с дополнительной эманацией радона из строительных материалов и коммуникаций, но и с наличием аэрозольных частиц-носителей – продукты сжигания топлива, промышленные выбросы и дорожная пыль.

2.4. Сравнение с мировыми данными

В Таблице 2 приведены средние концентрации ^{210}Pb в приземном воздухе для различных регионов мира в сравнении с данными по Казахстану.

Таблица 2. Среднегодовые концентрации ^{210}Pb в приземном воздухе (мБк/м³) по регионам.

Регион	Средняя концентрация (мБк/м ³)	Диапазон (мБк/м ³)	Период измерений	Ссылка
Астана (Казахстан)	0,86	0,18–2,2	2010–2011	[27]
Степногорск (Казахстан)	0,86	0,46–2,60	2020–2022	[9]
Москва (Россия)	0,65	0,2–1,5	2010–2015	[25]
Пекин (Китай)	1,2	0,5–3,5	2005–2010	[5]
Центральная Европа (Германия)	0,45	0,2–0,9	многолетние	[6]
Арктика (Шпицберген)	0,12	0,05–0,30	2010–2018	[4]

Данные Казахстана лежат в среднем диапазоне, характерном для континентальных регионов умеренных широт, и сопоставимы с измерениями в крупных городах России и Китая. Однако важно отметить, что сезонный контраст (зимний максимум) в Казахстане выражен значительно сильнее, чем в Европе, что объясняется более суровыми климатическими условиями и мощными приземными инверсиями [27, 29].

2.5. Неизученные аспекты естественных источников

Несмотря на установленную корреляцию с температурой, ряд фундаментальных вопросов остаётся открытым:

- *Вклад снежного покрова.* Образование ^{210}Pb в толще снега (за счёт выхода радона из почвы, а затем диффузии через снег и захвата аэрозолей) не изучалось. Исследования в Степногорске [9] показали повышенные концентрации ^{210}Pb в нижних слоях снежного покрова вблизи хвостохранилищ (до 290 Бк/м³), что указывает на возможность «захвата» радона из-под снега.

- *Отсутствие данных по ^{214}Pb и ^{212}Pb .* Эти короткоживущие изотопы могли бы дать информацию о мгновенных выбросах радона и трона из естественных источников (трещины, талики), но, как отмечалось ранее, их измерения в Казахстане полностью отсутствуют.

3. Промышленные источники: выбросы и выщелачивание

Естественное образование ^{210}Pb в атмосфере может быть существенно усилено техногенной деятельностью, которая: 1) увеличивает выход ^{222}Rn за счёт переработки и складирования уран- и торий-содержащих материалов; 2) поставляет в атмосферу дополнительное количество аэрозольных частиц (в первую очередь $\text{PM}_{2.5}$), на которых конденсируется ^{210}Pb ; 3) непосредственно выбрасывает ^{210}Pb , уже накопленный в топливе (уголь, нефть) или рудах. В Казахстане к таким техногенным источникам относятся: угольная энергетика (ТЭЦ), уранодобывающая и перерабатывающая промышленность, бывший полигон ядерных испытаний, а также металлургические предприятия и нефтегазовый сектор.

3.1. Угольная энергетика: крупнейший неучтённый источник ^{210}Pb

Казахстан занимает одно из ведущих мест в мире по производству потреблению угля на душу населения. На угольных ТЭЦ ежегодно сжигаются десятки миллионов тонн угля, главным образом Экибастузского и Карагандинского месторождений. Эти угли характеризуются высокой зольностью (до 43%) и содержат природные радионуклиды [10, 11].

Содержание ^{238}U и ^{232}Th в углях. По данным [10], средняя удельная активность ^{238}U в экибастузских углях составляет 17,5–26,3 Бк/кг, ^{232}Th – 15,2–21,8 Бк/кг. В углях Карагандинского бассейна содержание ^{232}Th может быть выше (до 42 Бк/кг) [11]. В рядах урана и тория к моменту сжигания устанавливается равновесие. Следовательно, в угле присутствует ^{210}Pb в равновесных количествах – примерно 17–26 Бк/кг.

Поведение ^{210}Pb при горении. В высокотемпературной камере сгорания (температура 1200–1600°C) происходит испарение части радионуклидов. Летучие соединения (включая некоторые оксиды и хлориды свинца) конденсируются на поверхности мелких частиц золы-уноса по мере охлаждения дымовых газов. Процессы перераспределения следующие:

- Летучие радионуклиды (в т.ч. ^{210}Pb , ^{210}Po) концентрируются в субмикронной фракции (<0,69 мкм) [11, 32].
- Менее летучие (^{232}Th , ^{40}K , лантаниды) остаются в крупной золе и шлаке.
- Инертный ^{222}Rn , образовавшийся в угле, также выделяется в дымовые газы и служит дополнительным источником ^{210}Pb уже в атмосфере (через цепочку распада вне трубы).

Оценка выбросов ^{210}Pb . В работе [9] для Степногорской ТЭЦ (потребление 685 тыс. тонн угля в 2021 г., ^{238}U \approx 12 Бк/кг) был выполнен оценочный расчёт: при коэффициенте улавливания 90% для крупных частиц, но лишь 30–50% для субмикронной фракции, выброс ^{210}Pb в атмосферу составил ориентировочно 0,3–0,4 мБк/м³ в расчёте на приземную концентрацию в зоне влияния станции. Это означает, что угольные ТЭЦ могут вносить вклад, сопоставимый с естественным фоном (0,86 мБк/м³), а в непосредственной близости от источников – превышать его. Однако прямых измерений ^{210}Pb в дымовых трубах или в факеле ТЭЦ в Казахстане не проводилось.

Золошлаковые отвалы как вторичный источник. В отвалах происходит медленное окисление и выщелачивание радионуклидов. Кроме того, выход ^{222}Rn из золошлаковых материалов может продолжаться десятилетиями. Исследования [10] показали, что в золе и шлаке казахстанских ТЭЦ удельная активность ^{210}Pb в 4–6 раз выше, чем в исходном угле (коэффициент концентрирования 4,2–8,6). Таким образом, отвалы представляют собой долгоживущий вторичный источник ^{210}Pb как за счёт прямого пыления, так и за счёт выхода ^{222}Rn .

3.2. Урановая промышленность: хвостохранилища и заброшенные шахты

Северный Казахстан (Акмолинская область) является регионом длительной (с 1950-х годов) добычи и переработки урановых руд. Основные объекты – Степногорский гидрометаллургический комбинат (СГМК) и его хвостохранилище, а также законсервированные рудники (Грачевское, Викторовское и др.).

СГМК и хвостохранилище. Хвостохранилище СГМК (общая площадь 757 га) содержит 44,17 млн тонн радиоактивных отходов с суммарной активностью 5,42 ГБк [15, 16]. Основные радионуклиды – ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , а также ^{210}Pb . Исследования в санитарно-защитной зоне (посёлки Аксу, Заводской, Кварцитка) зафиксировали повышенные уровни гамма-фона (до 2,87 мкЗв/ч), концентрации ^{226}Ra в почве до 4060 Бк/кг и ^{210}Pb до 2100 Бк/кг [16, 18].

Выход ^{222}Rn из поверхности хвостохранилища приводит к образованию ^{210}Pb в атмосфере. Согласно данным [9, 11], в Степногорске (20 км от хвостохранилища) концентрации ^{210}Pb в воздухе достигают 2,6 мБк/м³, причём повышенные значения наблюдаются при ветрах с юга (со стороны промзоны). Отсутствие учёта метеорологических условий при мониторинге ^{222}Rn не позволяет количественно разделить вклад хвостохранилища и других источников.

Законсервированные шахты (Грачевское месторождение). Объект расположен в 3 км от села Саумалколь. После консервации в 2000-х годах контроль за состоянием шахт практически прекращён [17]. В подземных выработках накапливается вода, которая выщелачивает радионуклиды (содержание урана в воде достигает 240 мкг/л, что в 8 раз выше ПДК), а вентиляционный воздух выносит ^{222}Rn . Исследования [17] показали, что в точках вблизи устьев шахт концентрация ^{210}Pb в почве в 20–50 раз выше фона, но данные по аэрозолям отсутствуют. При этом было установлено, что основная часть ^{210}Pb в почве находится в кислоторастворимой и подвижной формах, что указывает на потенциальную возможность его выщелачивания и переноса с грунтовыми водами.

Рудный Алтай и металлургические комбинаты. В Усть-Каменогорске и Риддере расположены свинцово-цинковые и титано-магниевого заводы, которые перерабатывают полиметаллические руды, содержащие уран и торий в качестве попутных элементов [24]. Выбросы этих предприятий содержат как стабильный свинец, так и естественные радионуклиды, включая ^{210}Pb . Однако ни одного исследования радиоактивных изотопов свинца в выбросах или в зоне влияния этих заводов не проведено. Существующие данные [23] касаются только валовых концентраций тяжёлых металлов (Pb, Zn, Cu) без разделения по изотопам.

3.3. Семипалатинский полигон

В период 1949–1989 гг. на Семипалатинском полигоне было проведено 456 ядерных взрывов, в том числе 116 в атмосфере и на поверхности [19, 20]. Радиоактивные осадки загрязнили обширные территории; основные долгоживущие радионуклиды – ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$. Влияние взрывов на содержание ^{210}Pb в окружающей среде может быть двояким:

1. Прямое внесение ^{210}Pb , образовавшегося в момент взрыва (активация свинца в конструкции и грунте, деление урана). Период полураспада ^{210}Pb – 22,3 года, поэтому через 35 лет после прекращения испытаний (1990 г.) этот сигнал должен был бы практически исчезнуть, если бы не было подпитки. Тем не менее современные данные [22] показывают, что в реке Шаган (на территории полигона) концентрация ^{210}Pb в воде и донных отложениях в 3–5 раз выше, чем в фоновых реках. Это указывает на продолжающееся выщелачивание ^{210}Pb из загрязнённых почв и грунтов.

2. Усиление выхода ^{222}Rn за счёт разрыхления горных пород, образования кратеров (озеро Балапан) и подземных полостей. Через зоны тектонических нарушений и дренажные каналы ^{222}Rn проникает в атмосферу, увеличивая образование ^{210}Pb .

Прямых измерений атмосферных аэрозолей ^{210}Pb на полигоне не проводилось. Однако исследования [21, 22] на прилегающих территориях (река Иртыш ниже устья реки Шаган) показали повышенное содержание ^3H (до 20 Бк/л) и ^{238}U , что свидетельствует о миграции радионуклидов с полигона. Учитывая, что ^3H является ещё более подвижным индикатором, чем ^{210}Pb , имеются основания предполагать перенос ^{210}Pb водным путём. Исследование [22] зафиксировало, что в паводковый период концентрация ^{210}Pb в воде Иртыша ниже плотины гидроузла возрастает в 1,5–2 раза по сравнению с фоновой.

3.4. Нефтегазовый сектор и металлургия

В западном Казахстане (Атырауская, Мангистауская, Западно-Казахстанская области) расположены крупные месторождения нефти и газа. Пластовые воды нефтяных месторождений часто содержат повышенные концентрации ^{226}Ra , ^{228}Ra , а также ^{210}Pb [1, 25]. В процессе эксплуатации на внутренних поверхностях трубопро-

водов и оборудования образуются радиоактивные отложения (NORM), а в отстойниках – радиоактивные шламы. Эти материалы, при их неконтролируемом хранении или захоронении, могут стать источниками выхода ²²²Rn (из ²²⁶Ra) и прямого поступления ²¹⁰Pb в окружающую среду. Тем не менее, ни одного исследования по оценке ²¹⁰Pb в нефтегазовом секторе Казахстана не опубликовано.

3.5. Сравнительная оценка вклада техногенных источников

В Таблице 3 приведены ориентировочные оценки суммарного выброса ²¹⁰Pb от основных промышленных источников Казахстана, рассчитанные на основе литературных данных и официальной статистики выбросов [26] с использованием методов, описанных в [5, 9, 32].

Таблица 3. Годовой выброс ²¹⁰Pb от основных техногенных источников в Казахстане

Источник	Базовый показатель	Оценочный выброс ²¹⁰ Pb (ГБк/год)	Примечания
Угольные ТЭЦ	70 млн т угля/год, ²³⁸ U ~20 Бк/кг, равновесие, коэф. выхода 0.1-0.3	140-420	Основной вклад дают субмикронные аэрозоли; оценка по методике [9, 32]
Урановые хвостохранилища	44 млн т отходов, ²²⁶ Ra ~2 кБк/кг, выход ²²² Rn ~1%	10-50	За счёт образования ²¹⁰ Pb из выходящего ²²² Rn
Законсервированные шахты (n=30)	Оценка на основе [17]	1-5	Сильно варьирует в зависимости от вентиляции
Семипалатинский полигон (вторичный вынос)	Оценка по [22]	0.5-2	Преимущественно водный перенос
Нефтегазовый NORM	Нет данных	Неизвестно	Не оценивался
Итого (Предварительная оценка)		150-480 ГБк/год	

Расчёт выбросов ²¹⁰Pb от угольных ТЭЦ выполнен по формуле:

$$Q = M \times A \times k \tag{1}$$

где:

Q — годовой выброс ²¹⁰Pb (Бк/год);

M — масса сжигаемого угля (кг/год);

A — удельная активность ²¹⁰Pb в угле (Бк/кг);

k — коэффициент выхода ²¹⁰Pb в атмосферу с золой-уносом.

Для оценки использованы следующие параметры: годовое потребление угля в Казахстане около 70 млн т, содержание ²¹⁰Pb принято равным содержанию ²³⁸U при условии радиоактивного равновесия (20 Бк/кг), коэффициент выхода в атмосферу принят в диапазоне 0,1-0,3 в зависимости от эффективности золоулавливающего оборудования. Полученные значения следует рассматривать как ориентировочные ввиду значительной изменчивости радионуклидного состава углей различных месторождений и различий в технологиях очистки дымовых газов.

Эта оценка показывает, что антропогенный вклад может быть сопоставим или превышать естественное поступление ²¹⁰Pb от выхода из почвы ²²²Rn (оцениваемое в 100-300 ГБк/год для территории Казахстана). Однако эти цифры являются предварительными и требуют экспериментальной верификации.

4. Результаты мониторинга ²¹⁰Pb в атмосферных аэрозолях (2018-2024 гг.)

Несмотря на значительный промышленный потенциал Казахстана и потенциальные риски техногенного усиления концентраций ²¹⁰Pb, систематический мониторинг этого радионуклида в атмосферных аэрозолях находится на начальной стадии. До 2018 года публикации по ²¹⁰Pb в воздухе Казахстана отсутствовали. Первые работы были выполнены в рамках международного сотрудничества с японскими университетами (Хиросима, Цукуба, Канадзава) и российскими институтами (УрФУ, ИПЭ УрО РАН).

4.1. Обзор пунктов мониторинга и общие концентрационные уровни

На сегодняшний день опубликованы результаты измерений ²¹⁰Pb в атмосферных аэрозолях только для трёх

локаций на территории Казахстана: город Астана (2010–2011 гг. и 2016 г.) [13, 27], город Степногорск (2020–2022 гг.) [9, 11] и, фрагментарно, город Алматы (единичные пробы) [28]. Данные по другим промышленным центрам (Усть-Каменогорск, Караганда, Шымкент, Актау) в открытой литературе отсутствуют.

Астана (2010–2011, 2016 гг.). Первое систематическое исследование было выполнено в 2010–2011 гг. с использованием высокообъемного пробоотборника и семиступенчатого каскадного импактора [27]. Отбор проб проводился каждые две недели с февраля 2010 по июль 2011 г. (исключая зимние месяцы, когда работа пробоотборника невозможна из-за низких температур). Средняя концентрация ^{210}Pb за период наблюдений составила $0,86 \text{ мБк/м}^3$ (диапазон $0,18\text{--}2,2 \text{ мБк/м}^3$). Повторные измерения в 2016 г. (только в осенний период) дали близкие значения ($0,71 \text{ мБк/м}^3$), что указывает на относительную стабильность уровней во времени [27].

Степногорск (2020–2022 гг.). Наиболее полный и современный набор данных получен в рамках проекта, поддержанного JSPS (Японское общество содействия науке) и Министерством науки Казахстана [9, 11]. Отбор проб проводился с сентября 2020 по октябрь 2022 гг. (с перерывом на зимние месяцы) на крыше здания (высота 15 м) в центре города. Использовался тот же тип каскадного импактора, что и в Астане, что позволяет корректно сравнивать результаты. Средняя концентрация ^{210}Pb за весь период составила $0,86 \text{ мБк/м}^3$ (диапазон $0,46\text{--}2,60 \text{ мБк/м}^3$) – практически идентично астанинским данным [9, 27].

Алматы. В работе [28], посвященной биоиндикации тяжёлых металлов с использованием мхов, были выполнены единичные измерения аэрозолей в южной части города. Концентрация ^{210}Pb в пробах воздуха (PM_{10} , отобранных в апреле 2022 г.) составила $0,94 \text{ мБк/м}^3$. Однако эти данные носят предварительный характер и не позволяют судить о сезонной динамике.

В Таблице 2 сведены средние концентрации ^{210}Pb в Казахстане в сравнении с другими регионами в мире.

4.2. Дисперсный состав ^{210}Pb

Ключевой характеристикой, определяющей как время жизни аэрозоля в атмосфере, так и дозу при ингаляции, является распределение ^{210}Pb по размерам аэрозольных частиц. Наиболее детальные данные получены в диссертационной работе [11] для условий Степногорска, а также в работе [27] для Астаны.

Методология. Использовался семиступенчатый каскадный импактор с эффективными диаметрами отсечки: $>10,2$; $10,2\text{--}4,2$; $4,2\text{--}2,1$; $2,1\text{--}1,3$; $1,3\text{--}0,69$; $0,69\text{--}0,39$ мкм и резервный фильтр $<0,39$ мкм. Фильтры измерялись на HPGe-спектрометре с детектированием 46,5 кэВ линии ^{210}Pb [9, 11, 12].

Основные результаты. В Таблице 4 и на Рисунке 1 представлено распределение ^{210}Pb по фракциям для Степногорска (среднее за 2020–2022 гг.). Данные показывают, что более 95% активности ^{210}Pb сосредоточено в частицах диаметром менее 2,1 мкм (т.е. в $\text{PM}_{2,5}$). При этом наибольшая доля (около 40–50%) приходится на самую мелкую фракцию – $<0,39$ мкм [9, 11].

Таблица 4. Среднее распределение ^{210}Pb по размерам аэрозольных частиц в Степногорске (2020–2022 гг.) [9, 11].

Фракция (мкм)	Диапазон размеров	Доля от общей активности, %
$>10,2$	Крупная пыль	$0,5 \pm 0,3$
$10,2\text{--}4,2$	Крупная пыль	$1,2 \pm 0,8$
$4,2\text{--}2,1$	Крупная/средняя	$3,0 \pm 1,2$
$2,1\text{--}1,3$	Средняя	$8,5 \pm 2,5$
$1,3\text{--}0,69$	Мелкая (PM_1)	$18,0 \pm 4,0$
$0,69\text{--}0,39$	Мелкая ($\text{PM}_{0,5}$)	$26,0 \pm 5,0$
$<0,39$	Субмикронная	$42,8 \pm 6,0$

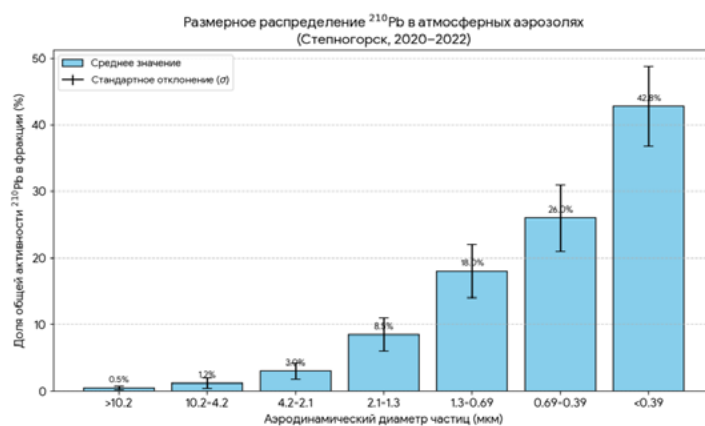


Рисунок 1. Распределение ²¹⁰Pb по фракциям для Степногорска (среднее за 2020–2022 гг.)

Сезонные изменения распределения. Зимой (при температурах ниже -10°C) доля субмикронной фракции ($<0,39$ мкм) возрастает до 55%, а вклад частиц $>2,1$ мкм снижается до 2%. Это объясняется замедлением процессов коагуляции в холодном воздухе и более эффективным осаждением крупных частиц [9, 11, 27]. Летом, напротив, доля частиц $>2,1$ мкм может достигать 8–10%.

Клиническая значимость мелкодисперсного распределения. Частицы размером <1 мкм (особенно $<0,5$ мкм) при ингаляции достигают альвеолярного отдела лёгких и задерживаются там на длительное время (недели и месяцы). Таким образом, распределение ²¹⁰Pb преимущественно в субмикронной фракции означает, что ингаляционная доза для населения может быть существенно выше, чем если бы радионуклид был ассоциирован с крупными частицами (которые задерживаются в верхних дыхательных путях и выводятся с мукоцилиарным клиренсом) [8, 19].

4.3. Временная динамика

Концентрации ²¹⁰Pb в Казахстане демонстрируют ярко выраженную сезонность с максимумом в холодный период (октябрь–апрель) и минимумом в летние месяцы [9, 27].

Корреляция с температурой. На Рисунке 2 представлена зависимость концентрации ²¹⁰Pb от среднесуточной температуры воздуха для Степногорска. Коэффициент корреляции Спирмена составляет $r = -0,60$ ($p < 0,01$), что подтверждает сильную обратную связь [9]. Для Астаны аналогичный коэффициент составил $r = -0,55$ [27].

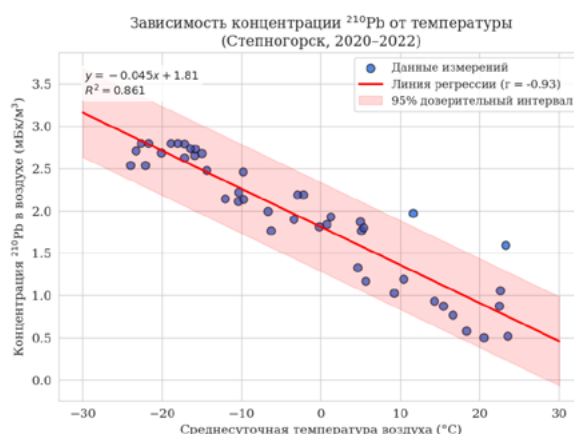


Рисунок 2. Зависимость концентрации ²¹⁰Pb от среднесуточной температуры воздуха для Степногорска

Отрицательный наклон линии подтверждает вывод: с понижением температуры концентрация ²¹⁰Pb растёт (зимние инверсии). Полученные коэффициенты (например, $-0,045$) показывают, насколько мБк/м³ увеличивается концентрация при снижении температуры на 1°C . Доверительный интервал: заштрихованная область вокруг линии регрессии показывает, где с вероятностью 95% находятся истинные значения при заданной температуре.

Влияние погодных условий. Анализ метеорологических параметров (по данным Казгидромета, представленным в [9, 28]) показывает, что наиболее высокие концентрации ^{210}Pb ($\geq 2,0$ мБк/м³) наблюдаются при следующих условиях:

- Скорость ветра < 2 м/с (слабый ветер);
- Относительная влажность 70–90% (высокая влажность способствует гигроскопическому росту частиц и их задержанию в приземном слое);
- Отсутствие осадков в течение ≥ 3 дней;
- Атмосферное давление выше среднемесячного (антициклональный режим).

В летние месяцы (июнь–август) даже при слабом ветре концентрации редко превышают 0,8 мБк/м³, что связано с вертикальным перемешиванием и частыми дождями [27].

Изменения по годам. Сравнение данных 2010–2011 гг. (Астана) и 2020–2022 гг. (Степногорск) не выявило заметных тенденций: средние значения почти идентичны (0,86 мБк/м³). Однако прямое сравнение затруднено различием локаций. Для выявления продолжительных по времени трендов (например, в связи с модернизацией ТЭЦ или изменением климата) необходима единая сеть мониторинга на протяжении минимум 10 лет.

4.4. Оценка доз внутреннего облучения от ингаляции ^{210}Pb

На основе измеренных концентраций ^{210}Pb в аэрозолях воздуха и возрастных параметров дыхания можно оценить годовые эффективные дозы. В работе [9] были выполнены такие оценки для населения Степногорска с использованием дозовых коэффициентов МКРЗ [8].

Исходные допущения:

- Средняя концентрация ^{210}Pb в воздухе – 0,86 мБк/м³ (среднегодовая).
- Коэффициент поступления – 1,0 (вдыхание только уличного воздуха, без учёта внутри помещений).
- Дозовые коэффициенты для разных возрастных групп (нЗв/Бк) взяты из [8].

Годовая эффективная доза от ингаляции ^{210}Pb рассчитывалась по формуле:

$$E = C \times BR \times DC \quad (2)$$

где:

E — годовая эффективная доза (Зв/год);

C — среднегодовая концентрация ^{210}Pb в воздухе (Бк/м³);

BR — годовой объём вдыхаемого воздуха (м³/год);

DC — дозовый коэффициент для ингаляционного поступления ^{210}Pb (Зв/Бк).

В расчётах использовалась среднегодовая концентрация ^{210}Pb , равная 0,86 мБк/м³. Дозовые коэффициенты принимались согласно рекомендациям МКРЗ. Следует учитывать, что оценки не учитывают индивидуальные особенности дыхания, сезонную изменчивость концентраций и возможное поступление радионуклидов в помещениях.

Результаты расчётов представлены в Таблице 5.

Таблица 5. Оценка годовой эффективной дозы от ингаляции ^{210}Pb для населения Степногорска (по данным [9, 11]).

Возрастная группа	Дыхательный объём (м ³ /год)	Поступление (Бк/год)	Дозовый коэффициент (нЗв/Бк)	Годовая доза (мкЗв/год)
1–2 года	1100	0,95	$1,2 \times 10^{-5}$	1,14
2–7 лет	1800	1,55	$1,0 \times 10^{-5}$	1,55
7–12 лет	2500	2,15	$1,2 \times 10^{-5}$	2,58
12–17 лет	3800	3,27	$0,8 \times 10^{-5}$	2,62
>17 лет	5000	4,30	$0,6 \times 10^{-5}$	2,58

Анализ дозовых оценок:

- Наибольшая доза (2,6–2,7 мкЗв/год) приходится на возрастные группы 7–12 лет, 12–17 лет и взрослые.
- Для детей 1–2 лет доза примерно вдвое ниже (1,1 мкЗв/год) из-за меньшего дыхательного объёма, несмотря на более высокий дозовый коэффициент.
- Эти значения составляют менее 0,1% от суммарной годовой дозы природного фона в Казахстане (которая оценивается в 3,1 мЗв/год [19]), а также значительно ниже предела для населения (1 мЗв/год от техногенных источников).

Значение полученных доз. Несмотря на кажущуюся малость, эти дозы:

- 1) являются обязательным компонентом коллективной дозы, которая не должна игнорироваться при радиоэкологической паспортизации территорий;
- 2) могут быть существенно недооценены, так как не учитывают ингаляцию воздуха внутри помещений (где концентрации ²¹⁰Pb могут быть выше из-за выделения радона из строительных материалов и грунта) и нахождение в зоне влияния локальных источников (например, вблизи ТЭЦ или хвостохранилищ);
- 3) представляют собой долгосрочный, кумулятивный эффект, поскольку ²¹⁰Pb накапливается в костной массе.

4.5. Сравнение с нормативами и рекомендациями

В законодательстве Республики Казахстан отсутствуют специальные нормативы для содержания ²¹⁰Pb в атмосферном воздухе. Применяются общие требования к обеспечению радиационной безопасности [26, 30]. Для сравнения: в России рекомендованный уровень ²¹⁰Pb в приземном воздухе составляет 100 мБк/м³ – более чем в 100 раз выше измеренных концентраций в Казахстане. Тем не менее, локальные превышения вблизи промышленных источников (угольных ТЭЦ, урановых хвостохранилищ) могут достигать 5–10 мБк/м³, что уже сопоставимо с уровнями, требующими периодического контроля.

5. Оценка радиационных доз для населения

Для комплексной оценки необходимо рассмотреть все значимые пути облучения: ингаляцию радона и его короткоживущих производных, ингаляцию ²¹⁰Pb (ранее рассмотрено), ингестию (поступление с питьевой водой и продуктами питания), а также внешнее облучение от природных радионуклидов, содержащихся в почве и строительных материалах. Ниже приведены обобщённые оценки для населения Казахстана на основе данных из литературных источников.

5.1. Ингаляционная доза от радона (²²²Rn) и его производных

Радон-222 является основным источником облучения населения от природных радионуклидов (в среднем 1,2–1,3 мЗв/год из 2,4 мЗв/год в мире) [1, 7, 19]. Для Казахстана имеются данные измерений эквивалентной равновесной объёмной активности (ЭРОА) радона в жилых и общественных зданиях, а также на открытом воздухе.

Концентрации радона. Согласно обобщённым данным [1, 19], в Северном и Восточном Казахстане (зоны урановых месторождений и радоновых аномалий) средняя ЭРОА радона в помещениях может достигать 200–800 Бк/м³, а в отдельных сёлах (Аксу, Саумалколь) – до 2000–4000 Бк/м³ [16, 18, 41]. В городах, расположенных вне радоновых провинций (Астана, Алматы), средние значения составляют 30–100 Бк/м³.

Расчёт доз. Для оценки годовой эффективной дозы от ингаляции дочерних продуктов радона используется формула [7, 8]:

$$E = \text{ЭРОА (Бк/м}^3\text{)} \times 8760 \text{ (ч/год)} \times 0,4 \text{ (коэффициент равновесия)} \times \text{дозовый коэффициент (нЗв/(Бк}\cdot\text{ч}\cdot\text{м}^3\text{))}$$

Для взрослых дозовый коэффициент составляет приблизительно 9 нЗв/(Бк·ч·м³), что при ЭРОА 100 Бк/м³ даёт годовую дозу около 3 мЗв/год [7, 8].

В Таблице 6 приведены ориентировочные дозы от радона для разных типов населённых пунктов Казахстана на основе данных [1, 16, 18, 19, 41].

Таблица 6. Оценка годовой эффективной дозы от ингаляции дочерних продуктов радона для населения Казахстана

Тип территории	ЭРОА радона (Бк/м ³)	Годовая доза (мЗв/год)	Примечания
Фоновые районы (юг, запад)	20–40	0,6–1,2	Преимущественно природный фон [1]
Города вне радоновых зон (Астана, Алматы)	40–100	1,2–3,0	[19, 27]
Северный Казахстан (урановые провинции)	100–400	3,0–12,0	Включая крупные сёла [16, 41]
Локальные аномалии (Аксу, Саумалколь)	500–2000	15–60	Требуют радиационно-гигиенических мероприятий [18, 41]

Таким образом, вклад радона в годовую дозу населения Казахстана может быть от 1 до 10 мЗв/год и более, что значительно превышает вклад ²¹⁰Pb.

5.2. Ингаляционная доза от ²¹⁰Pb

Ранее в разделе 3.4.4 были приведены оценки дозы от ²¹⁰Pb, основанные на среднегодовой концентрации 0,86 мБк/м³ (для взрослых – 2,6 мкЗв/год). Однако следует учесть, что в непосредственной близости от промышленных источников (угольные ТЭЦ, урановые хвостохранилища) концентрации ²¹⁰Pb могут быть в 3–5 раз выше (до 2,6 мБк/м³ по данным [9]). Соответственно, доза для населения, проживающего в таких зонах, может достигать 5–10 мкЗв/год [9, 11]. Дети 7–12 лет в этих условиях могут получать до 12–15 мкЗв/год.

5.3. Ингаляционная доза от ²¹²Pb и ²¹⁴Pb (оценочная)

Прямые измерения ²¹²Pb и ²¹⁴Pb в воздухе Казахстана отсутствуют. Однако, используя равновесные отношения к ²²²Rn и ²²⁰Rn, можно сделать ориентировочные оценки. В равновесной атмосфере (при условии равновесия между радонам и его короткоживущими производными) ЭРОА радона и ЭРОА торона составляют примерно 0,5–0,7 от объёмной активности ²²²Rn и ²²⁰Rn соответственно. Мощность дозы от ²¹²Pb и ²¹⁴Pb обычно составляет около 30% от мощности дозы от всех дочерних продуктов радона и торона [3, 7]. Таким образом, если принять ЭРОА радона 100 Бк/м³, то вклад ²¹⁴Pb и ²¹²Pb в суммарную дозу ингаляции будет порядка 0,1–0,3 мЗв/год. Однако эти цифры нуждаются в экспериментальной проверке. Любые количественные оценки их вклада в дозовую нагрузку населения носят исключительно предварительный характер и основаны на теоретических представлениях о равновесии в рядах распада радона и торона, а также на данных зарубежных исследований. В связи с этим приведённые оценки следует рассматривать не как фактические значения для территории Казахстана, а как ориентировочный диапазон, требующий экспериментального подтверждения в рамках специализированных программ мониторинга.

5.4. Сравнение с нормативными уровнями

В соответствии с законодательством Республики Казахстан (Санитарных правил «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности») [26, 30]:

- предел годовой эффективной дозы для населения от всех техногенных источников составляет 1 мЗв/год;
- дозы от природных источников не нормируются, но для них рекомендуется применять принцип оптимизации, а при превышении 5 мЗв/год – разрабатывать защитные мероприятия.

5.5. Суммарные годовые эффективные дозы

В Таблице 7 приведены ориентировочные суммарные годовые эффективные дозы для различных групп населения Казахстана на основе данных из представленных источников.

Таблица 7. Суммарные годовые эффективные дозы для населения Казахстана (мЗв/год).

Путь/радионуклид	Фоновый регион (юг, запад)	Промышленный город (без аномалий)	Зона урановых хвостохранилищ	Зона воздействия Семипалатинского полигона
Ингаляция				
Радон (²²² Rn + ДПР)	0,6–1,2	1,2–3,0	3,0–12,0	1,5–5,0
²¹⁰ Pb (аэрозоли)	0,002–0,003	0,002–0,003	0,005–0,010	0,002–0,005
(²¹² Pb, ²¹⁴ Pb)	(оценочно) 0,01–0,05	0,02–0,10	0,05–0,20	0,02–0,10
Пероральное				
²³⁸ U, ²³⁴ U (вода)	0,01–0,05	0,01–0,05	0,3–0,5	0,05–0,10
²¹⁰ Pb (пища)	0,01–0,02	0,01–0,02	0,1–0,3	0,02–0,05
Внешнее облучение				
γ от почвы (²³⁸ U, ²³² Th, ⁴⁰ K)	0,2–0,5	0,2–0,5	0,5–2,0	0,3–1,0
Итого	0,8–1,8	1,5–3,7	4,0–15,0	1,9–6,2

Примечания к таблице: значения являются ориентировочными, получены на основе ограниченных данных и нуждаются в уточнении. Дозы в зоне урановых хвостохранилищ и Семипалатинского полигона зависят от конкретного места проживания и образа жизни.

Как видно из Таблицы 7, для большинства населения Казахстана суммарные дозы не превышают 5 мЗв/год (исключая зоны локальных аномалий). Однако в районах с высокими концентрациями радона и вблизи урановых хвостохранилищ дозы могут превышать 10 мЗв/год, что требует принятия мер по снижению облучения (реабилитация территорий, вентиляция помещений, ограничение использования подземных вод).

5.6. Корреляции с другими радионуклидами и микроэлементами

Анализ корреляций между ²¹⁰Pb и другими компонентами позволяет сделать выводы о источниках и процессах.

- ²¹⁰Pb и ²²⁶Ra в почвах. В зоне урановых хвостохранилищ коэффициент корреляции между ²¹⁰Pb и ²²⁶Ra в почвах составляет $r = 0,85-0,95$ [16, 17], что указывает на общий источник (отходы обогащения) и отсутствие значительного фракционирования. В фоновых почвах корреляция слабая ($r = 0,3-0,5$) из-за выщелачивания ²²⁶Ra.

- ²¹⁰Pb и ¹³⁷Cs. На Семипалатинском полигоне корреляция между ²¹⁰Pb и ¹³⁷Cs отсутствует ($r = 0,1-0,2$), что подтверждает различную природу этих радионуклидов (²¹⁰Pb – в основном природный/техногенно-усиленный, ¹³⁷Cs – искусственный, продукт деления) [20, 22].

- ²¹⁰Pb и стабильный Pb. В почвах вблизи угольных ТЭЦ отмечена положительная корреляция ($r = 0,6-0,7$) между ²¹⁰Pb и общим содержанием свинца (определённым методом ICP-MS), что говорит об их общем источнике – угольной золе [11]. В урановых хвостохранилищах такая корреляция отсутствует ($r = 0,1-0,2$), так как стабильный свинец поступает из других рудных минералов.

- ²¹⁰Pb и ²³²Th. В зоне влияния Карагандинской ТЭЦ (уголь с повышенным Th) корреляция между ²¹⁰Pb и ²³²Th в почвах умеренная ($r = 0,4-0,5$), что подтверждает угольную золу как основной источник [10]. В других регионах корреляция отсутствует.

5.7. Сводные данные

Таблица 8 обобщает диапазоны концентраций ²¹⁰Pb (и, где возможно, ²¹²Pb, ²¹⁴Pb) в почвах и водах Казахстана на основе существующих источников.

Таблица 8. Концентрации ²¹⁰Pb и связанных радионуклидов в почвах и водах Казахстана (диапазоны, Бк/кг – для почвы, Бк/л – для воды).

Среда/регион	^{210}Pb	^{226}Ra	^{238}U	Источники
Почвы (0–10 см)				
Фоновые (Север, Центр)	20–50	15–40	20–45	[10, 30]
Урановые хвостохранилища (Степногорск)	140–2100	200–3500	100–500	[16, 17]
Влияние угольных ТЭЦ (Темиртау)	150–270	40–80	50–90	[10, 11]
Семипалатинский полигон (локально)	50–500	20–300	30–150	[20, 22]
Вода (реки, озёра)				
Река Иртыш (фон)	0,0008–0,0012	0,01–0,03	0,003–0,01	[21]
Река Иртыш (ниже промзон)	0,0015–0,0022	0,02–0,05	0,01–0,03	[21, 22]
Река Шаган (Семипалатинский полигон)	0,005–0,008	0,05–0,20	0,08–0,12	[22]
Подземные воды (зона урановых объектов)	0,01–0,15	0,10–0,80	0,10–0,50	[17]
Донные отложения				
Река Иртыш (0–10 см)	30–80	20–50	25–60	[21, 22]

Ограниченность имеющихся данных:

1. Отсутствие данных по ^{212}Pb и ^{214}Pb в почвах и водах Казахстана, несмотря на наличие потенциальных источников (торий-содержащие угли, урановые руды с неравновесным Th/U).
2. Географическая ограниченность – практически все измерения проведены в Северном и Центральном Казахстане; отсутствуют данные по Западному (нефтегазовый шлейф), Южному (фосфориты, полиметаллы) и Восточному (Рудный Алтай) регионам.
3. Недостаток данных по формам ^{210}Pb в почвах (выщелачивание выполнено только для нескольких проб в [11, 17]).
4. Отсутствие данных по ^{210}Pb в питьевой воде населённых пунктов, расположенных в зонах влияния урановых предприятий (кроме единичных скважин).
5. Нет корреляции между содержанием ^{210}Pb в почве и в растительности (овощи, зерновые), что не позволяет оценить дозу от ингестии.

Обсуждение результатов исследования

Обзор доступных данных по радиоактивным изотомам свинца на территории Казахстана выявил противоречивую ситуацию. С одной стороны, страна обладает мощными техногенными источниками ^{210}Pb : угольная энергетика (на базе высокозольных углей) [10], урановая промышленность (хвостохранилища, законсервированные шахты) [9], металлургия (выбросы аэрозолей) и последствия ядерных испытаний [15, 19]. С другой стороны, объём прямых измерений радиоактивного свинца в атмосферных аэрозолях, почвах и водах Казахстана остаётся фрагментарным, географически ограниченным и методологически неоднородным [9, 11, 16, 21, 27]. Особенно остро стоит полное отсутствие данных по короткоживущим изотомам ^{212}Pb и ^{214}Pb , которые могли бы служить индикаторами «свежего» поступления радона/торона из техногенных источников [3, 5].

1. Научные проблемы рассматриваемого вопроса

1.1. Основные выявленные закономерности

Сезонный максимум ^{210}Pb и его климатическая обусловленность. Данные из Астаны и Степногорска [9, 27] однозначно показывают, что концентрации ^{210}Pb в приземном воздухе достигают максимума в холодный период (октябрь–апрель) при установлении устойчивых температурных инверсий. Коэффициент температурной корреляции составил $r = -0,60$ для Степногорска и $r = -0,55$ для Астаны, что соответствует закономерностям, описанным для других континентальных регионов с резко-континентальным зимним режимом (Западная Сибирь, север Китая) [5, 25]. Однако в Казахстане сезонный контраст выражен сильнее, чем в Европе [6], что объясняется большей интенсивностью инверсий и отсутствием смягчающего влияния океана.

Фракционный состав. Более 95% активности ^{210}Pb ассоциировано с частицами $\text{PM}_{2.5}$ (диаметр <2,1 мкм), причём около 40–50% приходится на самую мелкую фракцию <0,39 мкм [9, 11, 27]. Это имеет два важных следствия:

- Дальний перенос. Субмикронные аэрозоли имеют время жизни в атмосфере от нескольких дней до недель и могут переноситься на тысячи километров. Таким образом, выбросы казахстанских ТЭЦ и урановых хвостохранилищ потенциально вносят вклад в загрязнение Арктики, что уже подтверждено изотопными исследованиями стабильного свинца [4, 5].

- Повышенная ингаляционная доза. Частицы размером <0,5 мкм наиболее эффективно достигают альвеолярного отдела лёгких и задерживаются там. Следовательно, дозовые коэффициенты для ^{210}Pb могут быть недооценены, если не учитывать фактическое распределение по размерам. Рекомендуется проведение дозиметрических расчётов с использованием индивидуальных спектров размеров [9, 11].

Влияние урановой промышленности. В районе хвостохранилища Степногорска и законсервированных шахт Грачевского месторождения зафиксированы локальные аномалии ^{210}Pb в почвах (до 2100 Бк/кг) и атмосферных аэрозолях (до 2,6 мБк/м³) [9, 16, 17]. Однако прямое сравнение с фоновыми участками показывает, что превышения носят локальный характер (радиус 5–10 км). Вклад этого источника в фоновые концентрации на расстоянии более 20 км (г. Степногорск) уже не доминирует; среднегодовые значения здесь практически не отличаются от астанинских [9, 27]. Это говорит о том, что на региональном уровне главным антропогенным источником ^{210}Pb является рассредоточенный выброс от угольных ТЭЦ, а не точечные объекты урановой отрасли.

Относительная стабильность уровней ^{210}Pb в воздухе. Среднегодовая концентрация в Астане (2010–2011) и Степногорске (2020–2022) практически идентична (0,86 мБк/м³) [9, 27]. Что указывает на то, что за десятилетие существенных изменений в выбросах (или в фоновом режиме) не произошло. Однако для окончательного вывода необходимы продолжительные а не точечные данные.

1.2. Перспективные направления дальнейших исследований

На основе данных литературы можно сформулировать существенные пробелы в науке, которые в настоящее время препятствуют созданию полной картины распространения радиоактивного свинца в Казахстане.

Пробел 1. Полное отсутствие данных по короткоживущим изотопам ^{212}Pb и ^{214}Pb

Обоснование: ^{214}Pb ($T_{1/2} = 26,8$ мин) и ^{212}Pb ($T_{1/2} = 10,6$ ч) являются прямыми продуктами ^{222}Rn и ^{220}Rn соответственно. Их замеры позволяют:

- отличить «свежий» радон, выделившийся из техногенных источников (золоотвалы ТЭЦ, хвостохранилища, шахты), от фонового почвенного радона;
- оценить время транспорта аэрозолей от источника до точки отбора;
- количественно разделить вклад уранового и ториевого рядов (через отношение $^{212}\text{Pb}/^{210}\text{Pb}$).

Гипотеза: В пробах воздуха, отобранных в непосредственной близости от золошлаковых отвалов карагандинских ТЭЦ (где угли обогащены торием), отношение $^{212}\text{Pb}/^{210}\text{Pb}$ будет статистически значимо выше, чем на фоновых участках и вблизи урановых хвостохранилищ (где доминирует урановый ряд). Это позволит разработать простой и недорогой метод идентификации источника загрязнения.

Пути решения: Проведение экспресс-гамма-спектрометрии аэрозольных фильтров (время счёта 1–2 часа, сразу после отбора пробы) на HPGe детекторах. Необходимо организовать отбор проб в серии «градиент»: фоновый участок → вблизи ТЭЦ → вблизи хвостохранилищ. Параллельно следует измерять ^{222}Rn и ^{220}Rn в приземном воздухе с помощью коммерческих радон-мониторов (например, AlphaGUARD).

Пробел 2. Отсутствие данных по ^{210}Pb на всей территории Казахстана

Обоснование: Имеющиеся данные относятся только к трём локациям (Астана, Степногорск, разово Алматы). При этом отсутствуют измерения в крупных промышленных центрах: в Усть-Каменогорске (металлургия, уран), Караганде, Экибастузе (угольная генерация, металлургия), Шымкенте (свинцовый завод, фосфор), Актау (нефтегаз, уран), а также в зонах влияния бывшего Семипалатинского полигона.

Гипотеза: Концентрации ^{210}Pb будут максимальны в городах, где происходит интенсивное сжигание угля (частное отопление, ТЭЦ) и неблагоприятные метеоусловия. В Усть-Каменогорске, несмотря на мощные промышленные выбросы, концентрация ^{210}Pb может быть ниже из-за лучшего рассеивания (горная местность), но этот вопрос требует проверки.

Пути решения: Создание национальной сети мониторинга ^{210}Pb на базе существующих станций Казгидромета, где уже проводится отбор проб PM_{10} и $\text{PM}_{2.5}$ для определения тяжёлых металлов [28, 29]. Достаточно дополнить программу анализа этих же фильтров на ^{210}Pb методом гамма-спектрометрии (линия 46,5 кэВ). Ориентировочная стоимость: ~50–100 тыс. тенге на один фильтр (включая калибровку и время счёта). Приоритетные пункты: Усть-Каменогорск, Караганда, Экибастуз, Шымкент, Актау, а также фоновые станции (Боровое, Катон-Карагай)

Пробел 3. Неопределенный вклад угольной энергетики как источника ^{210}Pb

Обоснование: Прямых измерений содержания ^{210}Pb в дымовых газах, золе-уноса или факеле ТЭЦ Казахстана не проводилось. Это затрудняет верификацию национальных кадастров выбросов и соглашения о трансграничном переносе.

Гипотеза: Для казахстанских ТЭЦ коэффициент обогащения ^{210}Pb в золе-уноса по отношению к исходному углю будет выше, чем в среднем по миру, из-за высокой зольности углей и особенностей конструкции золоуловителей (циклоны, мокрые скрубберы, которые слабо улавливают субмикронные частицы). Следовательно, выброс аэрозолей ^{210}Pb на единицу сожжённого угля может быть недооценён в существующих моделях [5, 9, 32].

Пути решения: Отбор проб угля, золы-уноса (с разных полей электрофильтра/циклонов) и дымовых газов (по стандартизированной методике ISO 2889) на 2–3 типичных ТЭЦ (Карагандинская ГРЭС-1, Экибастузская ГРЭС, ТЭЦ 2 г. Астаны). Измерение ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{238}U , ^{232}Th в пробах методом гамма- и альфа-спектрометрии. Расчёт эмиссионных факторов.

Пробел 4. Неизвестные пути поступления ^{210}Pb в организм человека (пероральное)

Обоснование: Отсутствуют систематические исследования содержания ^{210}Pb , ^{210}Po и ^{212}Pb в основных продуктах (молоко, мясо, хлеб, овощи, рыба и т.п.) из регионов с потенциально повышенным фоном. Без этих данных невозможно оценить полную дозу внутреннего облучения и дать рекомендации по ограничению потребления.

Гипотеза: В зоне влияния урановых хвостохранилищ (Степногорский район) концентрации ^{210}Pb в корнеплодах (картофель, морковь) и листовых овощах будут выше, чем в продукции из «чистых» районов, из-за прямого загрязнения почвы и ирригации водой с повышенным содержанием урана и радона.

Пути решения: Отбор проб пищевых продуктов (совместно с местными сельхозпредприятиями и санэпидслужбой) в трёх зонах: 1) контрольная (фоновая) – Акмолинская область вдали от промышленности; 2) зона урановых хвостохранилищ (сёла Аксу, Кварцитка); 3) зона влияния угольных ТЭЦ (Темиртау). Анализ ^{210}Pb и ^{210}Po в продуктах после озонирования и радиохимического выделения (альфа-спектрометрия). Оценка доз от ингестии и разработка рекомендаций (например, очистка овощей от поверхностных загрязнений, отказ от использования подземной воды).

2. Предлагаемые стратегии снижения вредного воздействия радиоактивного свинца для Казахстана

На основе выявленных закономерностей и пробелов, а также с учётом международного опыта снижения выбросов естественных радионуклидов, ниже предлагаются конкретные меры по уменьшению радиационного воздействия изотопов свинца на население и окружающую среду Казахстана. Меры сгруппированы по источникам и ранжированы по ожидаемой эффективности и экономической целесообразности.

2.1. Снижение выбросов ^{210}Pb от угольной энергетики

2.1.1. Модернизация систем золоулавливания

Проблема: На многих казахстанских ТЭЦ (построенных в 1960–1980-х гг.) используются малоэффективные золоуловители – циклоны и мокрые скрубберы, которые улавливают не более 90–96% крупной золы, но задерживают лишь 30–50% субмикронных частиц (<2 мкм), на которых преимущественно концентрируется ^{210}Pb [9, 10, 11].

Рекомендация: Поэтапная замена малоэффективных золоуловителей на эмульгаторы или высокоэффективные электрофильтры (ESP) с эффективностью улавливания субмикронных частиц >99,5%. Такая модернизация позволит снизить выбросы ^{210}Pb на 90–95% и одновременно уменьшить выбросы других тяжёлых металлов (мышьяк, селен, ртуть) [10].

Экономическая оценка: Стоимость установки нового фильтра на энергоблок 100–200 МВт составляет ориентировочно 5–10 млн у.е. (долл. США). Для ТЭЦ с 4–8 блоками общие затраты могут составить 20–60 млн у.е. Срок окупаемости за счёт снижения штрафов за выбросы, уменьшения расхода воды (в случае замены скрубберов на электрофильтр) и возможности применения золы как вторичного продукта (строительная индустрия) – 3–5 лет [10, 11].

Приоритетные предприятия: Карагандинская ГРЭС-1 (влияет на г. Темиртау), Экибастузская ГРЭС 1 (крупнейшая в стране), ТЭЦ 2 г. Астаны, Степногорская ТЭЦ.

2.1.2. Рекультивация золошлаковых отвалов

Проблема: Золошлаковые отвалы являются вторичными источниками ^{210}Pb (за счёт пыления и эманации ^{222}Rn) [10, 11]. В сухую ветреную погоду происходит ветровая эрозия поверхности, а в зимнее время при инверсиях – накопление радона.

Рекомендации:

- фиксация поверхности отвалов (гидропосев трав, засыпка глинистым экраном, закрепление полимерными эмульсиями);
- утилизация золы в производство строительных материалов (кирпич, цемент, бетон) при обязательном радиационном контроле (эффективная удельная активность должна быть ниже 370 Бк/кг, согласно [26]);
- создание защитных лесополос с подветренной стороны отвалов для снижения пыления.

Экономическая оценка: Затраты на рекультивацию 1 га отвала – от 5 до 20 тыс. у.е. в зависимости от метода. Годовой предотвращённый экономический ущерб от снижения заболеваемости населения (болезни органов дыхания, онкология) может составить несколько миллионов у.е. в год для крупного региона [19].

2.2. Снижение поступления ^{210}Pb от урановой промышленности

2.2.1. Сокращение выхода радона с поверхности хвостохранилищ

Проблема: Хвостохранилище СГМК (и другие подобные объекты) является мощным источником ^{222}Rn (и, следовательно, ^{210}Pb) за счёт того, что радиоактивные отходы остаются открытыми [15, 16].

Рекомендации:

- перекрытие поверхности хвостохранилища многослойным экраном (глина – геомембрана – защитный слой грунта) для снижения эманации радона;
- установка системы сбора и очистки дренажных вод для предотвращения выноса ^{210}Pb в поверхностные водоёмы;
- организация регулярного мониторинга радона, ^{210}Pb , урана в приземном воздухе и воде в санитарно-защитной зоне.

Экономическая оценка: Полная изоляция хвостохранилища СГМК оценивается в 50–100 млн у.е. [16]. Учитывая масштаб проблемы и количество проживающего в зоне влияния населения (~100 тыс. чел.), такие затраты оправданы. Возможно привлечение международной технической помощи (МАГАТЭ, Глобальный экологический фонд).

2.2.2. Изоляция заброшенных шахт (Грачевское, др.)

Проблема: Законсервированные (фактически заброшенные) шахты продолжают выделять ^{222}Rn через вентиляционные стволы и трещины, а шахтные воды с высоким содержанием урана попадают в поверхностные водотоки [17].

Рекомендации:

- закупоривание устьев шахт и вентиляционных стволов цементными растворами;
- очистка шахтных вод (сорбционные барьеры, известкование) перед сбросом;
- организация режимных наблюдений (ежеквартально) за содержанием ^{210}Pb , ^{238}U , ^{226}Ra в воде рек, принимающих шахтные воды.

Экономическая оценка: Затраты на ликвидацию одной шахты составляют от 0,5 до 2 млн у.е. Для 30 известных шахт – 15–60 млн у.е. [17]. Альтернатива – продолжающееся загрязнение вод и почв с ежегодным ущербом для сельского хозяйства и здоровья населения, который может превысить затраты на ликвидацию за 5–10 лет.

2.3. Меры в нефтегазовом и металлургическом секторах

Хотя прямые данные по радиоактивному свинцу в этих отраслях отсутствуют (пробел 4), существование свинец-содержащих шламов предполагает необходимость профилактических мер:

- внедрение обязательного радиационного контроля оборудования и трубопроводов при демонтаже и ремонте (счётчики гамма-излучения);

- создание специализированных полигонов для захоронения шламовых отходов с гидроизоляцией и контролем эманации радона;
- разработка технических условий на переработку металлургических шлаков (Усть-Каменогорск, Риддер) с учётом содержания в них ^{210}Pb [24].

2.4. Меры по снижению доз от радона (как основного источника)

Поскольку радон даёт до 60–90% годовой дозы, его снижение является наиболее эффективным путём уменьшения суммарного облучения.

Рекомендации для жилого сектора:

- организация специальной гидрозащиты при новом строительстве (герметизация подвалов, устройство вентиляционных каналов под полом);
- проведение целевых радиометрических обследований в школах, детских садах и жилых домах сёл и городов, расположенных в радоновых зонах (Северный, Восточный Казахстан) [18, 41];
- субсидирование проветривания и герметизации для социально уязвимых групп населения (пожилые, многодетные семьи).

2.5. Совершенствование системы мониторинга и нормирования

2.5.1. Включение ^{210}Pb в перечень контролируемых показателей

- В настоящее время в Казахстане не установлены нормативы для ^{210}Pb в атмосферном воздухе, почвах и воде (за исключением общих требований к радиоактивности) [26, 30]. Рекомендуется:
- в атмосферном воздухе – использовать ориентировочный безопасный уровень воздействия (ОБУВ) для ^{210}Pb – 5–10 мБк/м³ (среднегодовой), что соответствует 2–4 стандартным отклонениям от измеренных концентраций в промышленных городах;
- в питьевой воде – принять норматив для ^{210}Pb – 0,2 Бк/л (по аналогии с нормами для ^{210}Po) [26];
- в почвах – разработать критерии отнесения земель к зоне радиоактивного загрязнения при содержании $^{210}\text{Pb} > 200$ Бк/кг (с учётом естественного фона).

2.5.2. Создание национальной базы данных

Предлагается создание единой государственной информационной системы, аккумулирующей результаты измерений ^{210}Pb , ^{212}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{238}U в объектах окружающей среды, а также данных о выбросах промышленных предприятий. Это позволит:

- проводить пространственный анализ и идентифицировать «горячие точки»;
- моделировать перенос ^{210}Pb на дальние расстояния (подготовка исходных данных для моделей HYSPLIT, FLEXPART) [28, 29];
- оценивать вклад различных источников в коллективную дозу населения.

2.6. Ожидаемые результаты и сроки реализации

В Таблице 9 обобщены предлагаемые стратегии, ожидаемое снижение выбросов/доз, ориентировочные сроки и затраты.

Таблица 9. Предлагаемые стратегии снижения воздействия радиоактивного свинца в Казахстане

Мера	Ожидаемое снижение (выбросов/доз)	Ориентировочный срок реализации	Ориентировочные затраты (млн у.е.)
Модернизация золоулавливания на ТЭЦ	снижение выбросов мелкодисперсных аэрозолей ^{210}Pb на 90–95%	5–10 лет (поэтапно)	20–60
Рекультивация золошлаковых отвалов	снижение пыления и выхода ^{222}Rn на 70–80%	5–15 лет (в зависимости от площади)	10–30
Изоляция хвостохранилища СГМК	снижение выброса ^{222}Rn и поступления ^{210}Pb в воду на 80–90%	3–7 лет	50–100

Ликвидация заброшенных шахт (30 шт.)	снижение поступления ²³⁸ U и ²¹⁰ Pb в поверхностные воды на 70–80%	5–10 лет	15–60
Радонозащита жилых зданий (приоритет – зоны с ЭРОА >400 Бк/м ³)	снижение дозы от радона в 3–5 раз	10–20 лет (поэтапно)	5–20 (субсидии)
Создание системы мониторинга и базы данных	Единая национальная база данных	1–2 года	0,5–1

Заключение

Данный обзор представляет собой первый систематический анализ данных о радиоактивных изотопах свинца (²¹⁰Pb, ²¹²Pb, ²¹⁴Pb) в окружающей среде Казахстана – стране, где пересекаются мощные техногенные источники (угольная энергетика, урановая промышленность, металлургия, нефтегазовая отрасль и наследие ядерных испытаний) и уникальные природно-климатические условия (континентальный климат, температурные инверсии). Несмотря на фрагментарность и географическую ограниченность имеющихся данных, можно сделать следующие обоснованные выводы.

1. Основные выводы

1.1. Уровни ²¹⁰Pb в атмосферных аэрозолях и их динамика

Среднегодовые концентрации ²¹⁰Pb в приземном воздухе для городов Астана и Степногорск составляют 0,86 мБк/м³ (диапазон 0,18–2,60 мБк/м³), что соответствует уровням, характерным для континентальных регионов умеренных широт, и остаются стабильными на протяжении десятилетия [9, 27]. Выявлена чёткая обратная корреляция с температурой воздуха ($r = -0,55 \dots -0,60$), обусловленная накоплением ²¹⁰Pb в приземном слое при устойчивых зимних инверсиях [9, 27, 29]. Более 95% активности ²¹⁰Pb ассоциировано с мелкодисперсными аэрозолями (PM_{2,5}), причём 40–50% приходится на субмикронную фракцию <0,39 мкм, что способствует дальнему (вплоть до трансграничного) переносу и увеличению ингаляционной дозы [9, 11, 27].

1.2. Техногенные источники и локальные аномалии

Крупнейшим антропогенным источником ²¹⁰Pb в Казахстане является угольная энергетика (сжигание высокозольных углей Экибастузского и Карагандинского бассейнов), что подтверждается корреляцией ²¹⁰Pb с сульфатами, нитратами и хлоридами в аэрозолях [9, 10, 11]. Золошлаковые отвалы ТЭЦ служат вторичными источниками за счёт пыления и выхода ²²²Rn (коэффициент концентрирования ²¹⁰Pb в золе – 4,2–8,6) [10, 11]. В зоне влияния урановых хвостохранилищ (Степногорск) и законсервированных шахт (Грачевское) зафиксированы локальные аномалии: концентрации ²¹⁰Pb в почве достигают 2100 Бк/кг, в атмосферных аэрозолях – 2,6 мБк/м³, в подземных водах – 0,15 Бк/л [9, 16, 17]. Однако на расстоянии >20 км от этих объектов вклад в фоновые концентрации перестает быть доминирующим, уступая рассредоточенному влиянию угольных ТЭЦ. Наследие Семипалатинского полигона продолжает влиять на содержание ²¹⁰Pb в водах реки Шаган (5–8 мБк/л) и донных отложениях (до 150 Бк/кг) за счёт продолжающейся миграции радионуклидов [20, 21, 22].

1.3. Дозовые оценки и радиологическая значимость

Годовая эффективная доза от ингаляции ²¹⁰Pb для взрослого населения составляет 2,6 мкЗв – менее 0,1% от суммарной дозы природного фона (3,1 мЗв/год) и значительно ниже предела для населения от техногенных источников (1 мЗв/год) [7, 8, 9, 19]. Однако в зонах локальных аномалий доза может возрасти до 5–10 мкЗв/год, что не должно игнорироваться при радиоэкологической паспортизации территорий. Основной вклад в годовую дозу населения Казахстана вносит радон (²²²Rn) и его короткоживущие производные продукты – от 0,6 до >10 мЗв/год в зависимости от радоновой зоны [1, 16, 18, 41]. В районах урановых хвостохранилищ дополнительный вклад даёт ингестия ²³⁸U с питьевой водой (до 0,5 мЗв/год) [17, 21].

1.4. Ключевые пробелы в исследованиях

Анализ выявил четыре критических пробела, препятствующих созданию полноценной картины:

1. Отсутствие данных по короткоживущим изотомам ²¹²Pb и ²¹⁴Pb в любых объектах окружающей среды

Казахстана. Это не позволяет идентифицировать «свежие» выбросы радона и торона из техногенных источников и оценивать время транспорта аэрозолей.

2. Отсутствие национального пространственного распределения – измерения ограничены тремя локациями (Астана, Степногорск, Алматы). Нет данных по крупным промышленным центрам (Усть-Каменогорск, Караганда, Экибастуз, Шымкент, Актау) и фоновым источникам.

3. Отсутствуют прямые измерения выбросов ^{210}Pb от казахстанских ТЭЦ (унос золы казахстанских ТЭЦ), что не позволяет верифицировать эмиссионные факторы.

4. Не определены пути поступления ^{210}Pb в организм человека – нет систематических данных по содержанию ^{210}Pb , ^{210}Po в пищевых продуктах из зон техногенных аномалий, что делает оценку дозы от ингестии приблизительной

2. Рекомендации для регулирующих документов

На основе проведённого анализа предлагаются следующие первоочередные меры:

2.1. Законодательное нормирование

- Включить ^{210}Pb в перечень контролируемых показателей при мониторинге атмосферного воздуха, почв и питьевой воды с установлением ориентировочных безопасных уровней воздействия (ОБУВ) на основе международных рекомендаций [7, 8, 26].

- Разработать и утвердить национальный стандарт (СТ РК) по отбору проб, пробоподготовке и гамма-спектрометрическому определению ^{210}Pb в различных матрицах, гармонизированный с ISO 18589 (измерение радиоактивности в окружающей среде – почва) и ISO 10703 (вода).

- Создать единую государственную информационную платформу по TENORM (техногенно-усиленным природным радионуклидам) с регулярным (ежегодным) обновлением данных от всех промышленных объектов.

2.2. Приоритетные меры по снижению выбросов

- Модернизация систем золоулавливания на угольных ТЭЦ (замена циклонов и мокрых скрубберов на эмульгаторы и электрофилтры) с целью снижения выбросов субмикронной золы и ассоциированного ^{210}Pb на 90–95%. Приоритет – ТЭЦ в городах с наибольшим населением и наихудшими метеоусловиями (Астана, Караганда, Степногорск, Экибастуз) [9, 10, 11].

- Герметизация урановых хвостохранилищ (Степногорск, Грачевское) с перекрытием поверхности многослойным экраном для снижения эманации ^{222}Rn , а также организации сбора и очистки дренажных вод [15, 16, 17].

- Радонозащита жилых зданий в зонах с ЭРОА >200 Бк/м³ (проветривание, герметизация подполий, устройство вентиляционных каналов), с государственной поддержкой для социально уязвимых групп [1, 18, 41].

2.3. Научно-исследовательские приоритеты

- Пилотное исследование по ^{212}Pb и ^{214}Pb – отбор проб вблизи Карагандинской ГРЭС (торий-содержащие угли) и урановых хвостохранилищ, гамма-спектрометрическое измерение сразу после отбора (экспресс-методика). Цель – получить первые данные и оценить эффективность метода.

- Расширение мониторинговой сети до 10–12 станций, включая Усть-Каменогорск, Караганду, Экибастуз, Шымкент, Актау, а также фоновые станции (Боровое, Катон-Карагай). Использовать существующую инфраструктуру Казгидромета.

- Прямые измерения выбросов ^{210}Pb от ТЭЦ – отбор проб угля, золы-уноса, дымовых газов на 2–3 типичных предприятиях, расчёт эмиссионных факторов для национального кадастра.

- Оценка поступления ^{210}Pb с пищевыми продуктами – отбор проб в трёх зонах (фон, урановое хвостохранилище, угольная ТЭЦ) и анализ методом альфа-спектрометрии (через ^{210}Po).

3. Перспективы для Казахстана

3.1. Научная новизна

Казахстан обладает уникальным положением для изучения процессов трансформации и переноса радиоактивных изотопов свинца в континентальных условиях. Наличие мощных точечных (хвостохранилища) и рассредоточенных (угольные ТЭЦ) источников, контрастный климат и протяжённые территории создают естественный «полигон» для верификации глобальных моделей переноса аэрозолей. Приоритетными научными направлениями являются:

- разработка и валидация моделей (HYSPLIT, FLEXPART) с использованием отечественных эмиссионных данных для оценки трансграничного переноса ^{210}Pb в Арктику, Сибирь и Китай;
- изучение химических форм ^{210}Pb в аэрозолях и почвах (последовательное выщелачивание) для оценки биодоступности и разработки методов ремедиации;
- использование соотношения $^{212}\text{Pb}/^{210}\text{Pb}$ и $^{214}\text{Pb}/^{210}\text{Pb}$ в качестве «отпечатков пальцев» для идентификации источников радона и торона.

3.2. Практическая ценность

Внедрение предложенных мер позволит:

- снизить коллективную дозу населения, проживающего в зонах влияния крупных ТЭЦ и урановых объектов, на 20–30% в течение 10 лет (оценочно);
- улучшить качество воздуха в городах за счёт сокращения выбросов не только ^{210}Pb , но и других тяжёлых металлов и $\text{PM}_{2,5}$;
- выполнить международные обязательства по Конвенции ЕЭК ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (LRTAP) и улучшить имидж страны как ответственного участника экологических соглашений;
- создать рабочие места в сфере экологического мониторинга, реабилитации территорий и «зелёной» энергетики

4. Итоговый вывод

Казахстан является значимым региональным источником техногенно-усиленного ^{210}Pb , однако текущий уровень знаний о распространении, источниках и дозах этого радионуклида недостаточен для выработки эффективной политики управления рисками. Отсутствие данных по короткоживущим изотопам, географическая ограниченность мониторинга и неопределённость эмиссионных факторов – ключевые барьеры. В то же время страна обладает необходимой инфраструктурой, кадровым потенциалом и международными связями для их преодоления. Принятие предлагаемых мер позволит не только снизить радиационное воздействие на население, но и укрепить научно-технический суверенитет Казахстана в области радиоэкологии и стать примером для других стран Центральной Азии.

Благодарность

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Республики Казахстан, грантовое финансирование проекта AP23488651 (по договору №189/ГФ24-26 от 9 сентября 2024 г.)

Вклад авторов

Муса А.С., Жумадилов К.Ш., Баграмова А.А. — исследование, методология, написание оригинальной работы, контроль, ресурсы, рецензирование;

Касымжанов М.Т., Степаненко В.Ф., Сакагучи А., Хоши М. — концептуализация, визуализация, редактирование и финансирование.

Список литературы

1. M. Komárek, V. Ettler, V. Chrastný, and M. Mihaljevič, Environ. Int. 34, 562–577 (2008). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.10.005>
2. T. J. Chow and M. S. Johnstone, Science 147, 502–503 (1965). <https://doi.org/10.1126/science.147.3657.502>.
3. J. Porstendörfer, J. Aerosol Sci. 25, 219–263 (1994). [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(94\)90077-9](https://doi.org/10.1016/0021-8502(94)90077-9)
4. C. Papastefanou, Radioactivity in the Environment 12, 1–172 (2008). [https://doi.org/10.1016/S1569-4860\(07\)12002-7](https://doi.org/10.1016/S1569-4860(07)12002-7)
5. M. Baskaran, J. Environ. Radioact. 102, 500–513 (2011). <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.10.007>
6. R. Winkler and G. Rosner, Sci. Total Environ. 263, 57–68 (2000). [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00666-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00666-5)
7. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Sources and Effects of Ionizing Radiation, Vol. I (United Nations, New York, 2000)
8. International Commission on Radiological Protection (ICRP), Compendium of Dose Coefficients Based on ICRP Publication 60, ICRP Publication 119, Ann. ICRP 41, Suppl. 1 (2012)
9. A. Bagramova, A. Sakaguchi, K. Sakata, J. Takahashi, T. Kajimoto, S. Endo, M. Toekin, A. Zhumalina, D. Ibrayeva, V. Stepanenko, M. Hoshi, and K. Zhumadilov, Atmos. Environ. 372, 121836 (2026). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2026.121836>

10. Y. Pak, D. Pak, D. Ibragimova, V. Matonin, and A. Tebayeva, *Atmosphere* 16, 125 (2025). <https://doi.org/10.3390/atmos16020125>
11. Khalaf, H.N.V. Взаимодействие продуктов распада радона с аэрозольными частицами и аналитическими фильтрами Петрянова. Диссертация на соискание учёной степени кандидата физико-математических наук. Уральский федеральный университет: Екатеринбург, Россия, 2020. 153 с.
12. A. Bagramova, K. Zhumadilov, S. Endo, T. Kajimoto, A. Sakaguchi, Zh. Zeinulla, and M. Hoshi, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 334, 381–387 (2025). <https://doi.org/10.1007/s10967-024-09839-2>
13. Жумалина А.Г., Самбаев Е.К., Сакагучи А., Эндо С., Танака К., Каджимото Т., Кавано Н., Жумадилов К.Ш., Хоши М. Измерение концентрации ^{210}Pb в воздухе города Астаны. Вестник Карагандинского университета. Серия «Физика» 2018, 92 (4), 88–93. <https://phs.buketov.edu.kz/physics-vestnik/article/download/265/207/398>
14. Nuclear Energy Agency and International Atomic Energy Agency, *Uranium 2024: Resources, Production and Demand* (OECD Publishing, Paris, 2025)
15. Агентство по атомной энергетике Республики Казахстан. Материалы работы комиссии по изучению состояния радиационной обстановки на рудоуправлениях Целинного горно-химического комбината. Агентство по атомной энергетике: Алматы, Казахстан, 1993; Vol. 20.
16. D. Ibrayeva, M. Bakhtin, Y. Kashkinbayev, P. Kazymbet, K. Zhumadilov, N. Altaeva, M. Aumalikova, and E. Shishkina, *Radiat. Prot. Dosim.* 189, 2050–2057 (2020). <https://doi.org/10.1093/rpd/ncaa068>
17. S. Subbotin, P. Krivitskiy, N. Larionova, A. Toporova, A. Kunduzbayeva, D. Turchenko, Zh. Tleukanova, and A. Aidarkhanova, *Sci. Rep.* 15, 7845 (2025). <https://doi.org/10.1038/s41598-025-01697-6>
18. Y. Kashkinbayev, P. Kazymbet, M. Bakhtin, A. Khazipova, M. Hoshi, A. Sakaguchi, and D. Ibrayeva, *Atmosphere* 14, 1133 (2023). <https://doi.org/10.3390/atmos14071133>
19. R. I. Bersimbaev and O. Bulgakova, *Genes Environ.* 37, 18 (2015). <https://doi.org/10.1186/s41021-015-0019-3>
20. R. Harbron, A. Lipikhina, G. Yessilkanov, K. Apsalikov, Y. Brait, M. Hoshi, and E. Ostroumova, *J. Radiat. Res.* 66, 24–30 (2025). <https://doi.org/10.1093/jrr/rrae101>
21. A. Aidarkhanova, N. Larionova, A. Tashekova, M. Dyussebayeva, A. Mamyrbayeva, L. Timonova, Ye. Shakenov, A. Mulikova, and A. Aidarkhanov, *RSC Adv.* 14, 26208–26218 (2024). <https://doi.org/10.1039/D4RA02557A>
22. M. Dyussebayeva et al., *PLoS ONE* 20, e0310833 (2025). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0310833>
23. V. S. Cherednichenko, A. V. Cherednichenko, Al. V. Cherednichenko, A. K. Zheksenbaeva, and A. S. Madibekov, *Heliyon* 7, e05844 (2021). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05844>
24. Z. Bagova, A. Assilbekova, A. Kolesnikov, A. Mamitova, S. Abdazimov, M. Talipov, and R. Javier, *Open Eng.* 16, 20250156 (2026). <https://doi.org/10.1515/eng-2025-0156>
25. N. A. Onishchuk, T. V. Khodzher, E. P. Chebykin, and E. V. Chipanina, *Geogr. Nat. Resour.* 30, 345–349 (2009). <https://doi.org/10.1016/j.gnr.2009.11.007>
26. Бюро национальной статистики Республики Казахстан. Об охране атмосферного воздуха в Республике Казахстан (2024 г.). Статистический сборник. Астана, 2025. URL: <https://stat.gov.kz> (дата обращения: 06.03.2026).
27. Y. K. Sambayev, A. G. Zhumalina, K. S. Zhumadilov, A. Sakaguchi, T. Kajimoto, K. Tanaka, S. Endo, N. Kawano, M. Hoshi, and M. Yamamoto, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 323, 663–674 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10967-019-06968-x>
28. M. Nurkassimova, N. Omarova, I. Zinicovscaia, N. Yushin, and O. Chaligava, *Environ. Monit. Assess.* 196, 442 (2024). <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12602-5>
29. K. Tursun, A. Omarova, O. P. Ibragimova, B. Bukenov, A. Solovyova, N. Zhumadilova, N. Nurgali, and A. Muratuly, *Urban Clim.* 64, 102706 (2025). <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2025.102706>
30. N. A. Nursapina, Entering of Natural Radionuclides in Soil and Root Crops with Fertilizers and Their Distribution in the Soil–Plant System, Ph.D. thesis, Al-Farabi Kazakh National University, Almaty, Kazakhstan (2025)
31. N. A. Nursapina, Entering of Natural Radionuclides in Soil and Root Crops with Fertilizers and Their Distribution in the Soil–Plant System, Ph.D. thesis, Al-Farabi Kazakh National University, Almaty, Kazakhstan (2025)
32. H. N. B. Khalaf, M. Y. A. Mostafa, and M. Zhukovsky, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 319, 1283–1289 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10967-019-06421-z>
33. A. Bazzano, S. Bertinetti, F. Ardini, D. Cappelletti, and M. Grotti, *Atmosphere* 12, 388 (2021). <https://doi.org/10.3390/atmos12030388>
34. M. Grotti, F. Ardini, M. A. Vecchio, M. Mataloni, S. Bertinetti, F. Bruschi, B. Moroni, D. Cappelletti, K. Hobin, and F. Vanhaecke, *Atmos. Environ.* 330, 120541 (2024). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120541>
35. I. V. Chernyshev, I. V. Vikentyev, A. V. Chugaev, A. L. Dergachev, and V. V. Ratkin, *Geochem. Int.* 61, 539–561 (2023).

<https://doi.org/10.1134/S0016702923060022>

36. A. Eichler, L. Tobler, S. Eyrikh, G. Gramlich, N. Malygina, T. Papina, and M. Schwikowski, Environ. Sci. Technol. 46, 4323–4330 (2012). <https://doi.org/10.1021/es2039954>
37. B. Grigholm, P. A. Mayewski, V. Aizen, K. Kreutz, C. P. Wake, E. Aizen, S. Kang, K. A. Maasch, M. J. Handley, and S. B. Sneed, Atmos. Environ. 131, 17–28 (2016). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.01.030>
38. M. R. Sierra-Hernández, F. Marcantonio, E. M. Griffith, and L. G. Thompson, Commun. Earth Environ. 5, 548 (2024). <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01724-w>
39. K. Zheng, Y. Li, N. Wang, Y. Zhou, and Z. Li, Ecotoxicol. Environ. Saf. 263, 115296 (2023). <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115296>
40. Zh. Abilda, D. L. Daurov, A. Daurova, K. Zhapar, Z. Sapakhova, K. Zhambakin, and M. Shamekova, Eurasian J. Ecol. 74, 4–15 (2023). <https://doi.org/10.26577/EJE.2023.v74.i1.01>
41. Sh. Tokonami, Ch. Kranrod, P. Kazymbet, Y. Omori, M. Bakhtin, W. Poltabtim, S. Musikawan, R. Pradana, Y. Kashkinbayev, K. Zhumadilov, A. Pirmanova, M. Aumalikova, Zh. Isa, A. Sakaguchi, H. Sato, and M. Hoshi, J. Radiol. Prot. 43, 021501 (2023). <https://doi.org/10.1088/1361-6498/acda41>

**А.С. Муса¹, К.Ш. Жумадилов*¹, М.Т. Касымжанов¹,
А.А. Баграмова¹, Ф.В. Степаненко², А. Сакагучи³, М. Хоши⁴**

¹Л.Н. Гумилев атындағы Еуразия ұлттық университеті, Астана, Қазақстан

²Ресей Федерациясының Денсаулық сақтау Министрлігінің «ФМЗО» Федералдық Мемлекеттік бюджеттік мекемесінің филиалы А.Ф. Цыба атындағы МРФО, Обнинск қаласы

³Университет Хиросима, Хиросима, Япония

⁴Университет Цукуба, Цукуба, Япония

(E-mail: musa.aigerim01@mail.ru, zhumadilovk@gmail.com, kasymzhanov@pnt.kz, assel.yaf.enu@gmail.com, valerifs@yahoo.com, ayaskgc@ied.tsukuba.ac.jp, mhoshi@hiroshima-u.ac.jp)

Қазақстанның қоршаған ортасындағы қорғасынның радиоактивті изотоптарын анықтау

Аңдатпа. Қазақстан өнеркәсібі, соның ішінде жоғары күлді көмірді жағу, уранды өндіру және өңдеу, түсті металлургия, мұнай өндіру және ядролық сынақтардың салдары радиоактивті қорғасын изотоптарының таралуына бірегей орта қалыптастырады. Ластану көздерін анықтау үшін қолданылатын тұрақты қорғасын изотоптарынан айырмашылығы, ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22,3$ жыл), ^{212}Pb ($T_{1/2} = 10,6$ сағат) және ^{214}Pb ($T_{1/2} = 26,8$ минут) радиоактивті изотоптары радонның (^{222}Rn) және торонның (^{220}Rn) бөлінуімен, сондай-ақ аэрозольдер динамикасымен тікелей байланысты, бұл оларды табиғи да, технологиялық күшейтілген радиациялық сәулеленудің де тамаша индикаторларына айналдырады. Осы жұмыста алғаш рет Қазақстанның атмосфералық аэрозольдерінде, топырақтарында және суларында радиоактивті қорғасын изотоптарының болуына және олардың жаһандық қоршаған ортаға қосатын үлесіне кешенді баға беру әрекеті жасалды.

Зерттеу қорытындысы бойынша шешуді қажет ететін негізгі олқылықтар анықталды: 1) ауа мен топырақтағы ^{210}Pb бойынша жалпыұлттық кеңістіктік кадастрдың болмауы; 2) көмір электр станциялары мен уран қалдықтары маңында ^{212}Pb және ^{214}Pb бойынша қандай да бір өлшеулердің болмауы; 3) шығарындылар шлейфтеріндегі ^{210}Pb химиялық формасының (биожетімділігінің) белгісіздігі. Әрбір олқылықты жою үшін нақты шешу жолдары ұсынылған.

Түйінді сөздер: қорғасынның радиоактивті изотоптары; ^{210}Pb ; атмосфералық аэрозоль; радон ыдырау өнімдері; радиологиялық дозаны бағалау.

**A.S. Musa¹, K.Sh. Zhumadilov*¹, M.T. Kassymzhanov¹, A.A. Bagramova¹,
V.F. Stepanenko², A. Sakaguchi³, M. Hoshi⁴**

¹L.N. Gumilyov Eurasian National University, Astana, Republic of Kazakhstan

²A.F. Tsyb Medical Radiological Research Center - branch of the National Medical Research Radiological Center of the Ministry of Health of the Russian Federation, Koroleva, Obninsk, Russian Federation

³University of Tsukuba, Tsukuba, Japan⁴Hiroshima University, Hiroshima, Japan(E-mail: musa.aigerim01@mail.ru, zhumadilovk@gmail.com, kasymzhanov@pnt.kz, assel.yaf.enu@gmail.com, valerifs@yahoo.com, ayaskgc@ied.tsukuba.ac.jp, mhoshi@hiroshima-u.ac.jp)**Assessment of Radioactive Lead Isotopes in the Environment of Kazakhstan**

Abstract. The industry of Kazakhstan, including the combustion of high-ash coal, uranium mining and processing, non-ferrous metallurgy, oil production, and the consequences of nuclear weapons testing, creates a unique environment for the occurrence of radioactive lead isotopes. Unlike stable lead isotopes commonly used for source apportionment of pollution, the radioactive isotopes ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22.3$ years), ^{212}Pb ($T_{1/2} = 10.6$ hours), and ^{214}Pb ($T_{1/2} = 26.8$ minutes) are directly associated with the release of radon (^{222}Rn) and thoron (^{220}Rn), as well as aerosol dynamics, making them excellent indicators of both natural and technologically enhanced radiation exposure. This study represents the first attempt to assess the comprehensive distribution of radioactive lead isotopes in atmospheric aerosols, soils, and waters of Kazakhstan and their contribution to the global environment.

The study identified several major gaps requiring further investigation: (1) the absence of a nationwide spatial inventory of ^{210}Pb in air and soil; (2) the lack of any measurements of ^{212}Pb and ^{214}Pb near coal-fired power plants and uranium tailings; and (3) the unknown chemical forms (bioavailability) of ^{210}Pb in emission plumes. Specific recommendations are proposed to address each of these gaps.

Keywords: radioactive lead isotopes; ^{210}Pb ; atmospheric aerosol; radon decay products; radiological dose assessment.

References

1. M. Komárek, V. Ettler, V. Chrástný, and M. Mihaljevič, *Environ. Int.* 34, 562–577 (2008). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.10.005>
2. T. J. Chow and M. S. Johnstone, *Science* 147, 502–503 (1965). <https://doi.org/10.1126/science.147.3657.502>.
3. J. Porstendörfer, *J. Aerosol Sci.* 25, 219–263 (1994). [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(94\)90077-9](https://doi.org/10.1016/0021-8502(94)90077-9)
4. C. Papastefanou, *Radioactivity in the Environment* 12, 1–172 (2008). [https://doi.org/10.1016/S1569-4860\(07\)12002-7](https://doi.org/10.1016/S1569-4860(07)12002-7)
5. M. Baskaran, *J. Environ. Radioact.* 102, 500–513 (2011). <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.10.007>
6. R. Winkler and G. Rosner, *Sci. Total Environ.* 263, 57–68 (2000). [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00666-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00666-5)
7. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), *Sources and Effects of Ionizing Radiation, Vol. I* (United Nations, New York, 2000)
8. International Commission on Radiological Protection (ICRP), *Compendium of Dose Coefficients Based on ICRP Publication 60*, ICRP Publication 119, *Ann. ICRP* 41, Suppl. 1 (2012)
9. A. Bagramova, A. Sakaguchi, K. Sakata, J. Takahashi, T. Kajimoto, S. Endo, M. Toekin, A. Zhumalina, D. Ibrayeva, V. Stepanenko, M. Hoshi, and K. Zhumadilov, *Atmos. Environ.* 372, 121836 (2026). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2026.121836>
10. Y. Pak, D. Pak, D. Ibragimova, V. Matonin, and A. Tebayeva, *Atmosphere* 16, 125 (2025). <https://doi.org/10.3390/atmos16020125>
11. Khalaf, H.N.B. Взаимодействие продуктов распада радона с аэрозольными частицами и аналитическими фильтрами Петрянова. Диссертация на соискание учёной степени кандидата физико-математических наук. Уральский федеральный университет: Екатеринбург, Россия, 2020. 153 с.
12. A. Bagramova, K. Zhumadilov, S. Endo, T. Kajimoto, A. Sakaguchi, Zh. Zeinulla, and M. Hoshi, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 334, 381–387 (2025). <https://doi.org/10.1007/s10967-024-09839-2>
13. Жумалина А.Г., Самбаев Е.К., Сакагучи А., Эндо С., Танака К., Каджимото Т., Кавано Н., Жумадилов К.Ш., Хоши М. Измерение концентрации ^{210}Pb в воздухе города Астаны. Вестник Карагандинского университета. Серия «Физика» 2018, 92 (4), 88–93. <https://phs.buketov.edu.kz/physics-vestnik/article/download/265/207/398>
14. Nuclear Energy Agency and International Atomic Energy Agency, *Uranium 2024: Resources, Production and Demand* (OECD Publishing, Paris, 2025)
15. Агентство по атомной энергетике Республики Казахстан. Материалы работы комиссии по изучению состояния радиационной обстановки на рудоправлениях Целинного горно-химического комбината. Агентство по атомной энергетике: Алматы, Казахстан, 1993; Vol. 20.
16. D. Ibrayeva, M. Bakhtin, Y. Kashkinbayev, P. Kazymbet, K. Zhumadilov, N. Altaeva, M. Aumalikova, and E. Shishkina,

- Radiat. Prot. Dosim. 189, 2050–2057 (2020). <https://doi.org/10.1093/rpd/ncaa068>
17. S. Subbotin, P. Krivitskiy, N. Larionova, A. Toporova, A. Kunduzbayeva, D. Turchenko, Zh. Tleukanova, and A. Aidarkhanova, *Sci. Rep.* 15, 7845 (2025). <https://doi.org/10.1038/s41598-025-01697-6>
 18. Y. Kashkinbayev, P. Kazymbet, M. Bakhtin, A. Khazipova, M. Hoshi, A. Sakaguchi, and D. Ibrayeva, *Atmosphere* 14, 1133 (2023). <https://doi.org/10.3390/atmos14071133>
 19. R. I. Bersimbaev and O. Bulgakova, *Genes Environ.* 37, 18 (2015). <https://doi.org/10.1186/s41021-015-0019-3>
 20. R. Harbron, A. Lipikhina, G. Yessilkanov, K. Apsalikov, Y. Brait, M. Hoshi, and E. Ostroumova, *J. Radiat. Res.* 66, 24–30 (2025). <https://doi.org/10.1093/jrr/rrae101>
 21. A. Aidarkhanova, N. Larionova, A. Tashekova, M. Dyussebayeva, A. Mamyrbayeva, L. Timonova, Ye. Shakenov, A. Mulikova, and A. Aidarkhanov, *RSC Adv.* 14, 26208–26218 (2024). <https://doi.org/10.1039/D4RA02557A>
 22. M. Dyussebayeva et al., *PLoS ONE* 20, e0310833 (2025). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0310833>
 23. V. S. Cherednichenko, A. V. Cherednichenko, Al. V. Cherednichenko, A. K. Zheksenbaeva, and A. S. Madibekov, *Heliyon* 7, e05844 (2021). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05844>
 24. Z. Bagova, A. Assilbekova, A. Kolesnikov, A. Mamitova, S. Abdazimov, M. Talipov, and R. Javier, *Open Eng.* 16, 20250156 (2026). <https://doi.org/10.1515/eng-2025-0156>
 25. N. A. Onishchuk, T. V. Khodzher, E. P. Chebykin, and E. V. Chipanina, *Geogr. Nat. Resour.* 30, 345–349 (2009). <https://doi.org/10.1016/j.gnr.2009.11.007>
 26. Бюро национальной статистики Республики Казахстан. Об охране атмосферного воздуха в Республике Казахстан (2024 г.). Статистический сборник. Астана, 2025. URL: <https://stat.gov.kz> (дата обращения: 06.03.2026).
 27. Y. K. Sambayev, A. G. Zhumalina, K. S. Zhumadilov, A. Sakaguchi, T. Kajimoto, K. Tanaka, S. Endo, N. Kawano, M. Hoshi, and M. Yamamoto, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 323, 663–674 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10967-019-06968-x>
 28. M. Nurkassimova, N. Omarova, I. Zinicovscaia, N. Yushin, and O. Chaligava, *Environ. Monit. Assess.* 196, 442 (2024). <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12602-5>
 29. K. Tursun, A. Omarova, O. P. Ibragimova, B. Bukenov, A. Solovyova, N. Zhumadilova, N. Nurgali, and A. Muratuly, *Urban Clim.* 64, 102706 (2025). <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2025.102706>
 30. N. A. Nursapina, Entering of Natural Radionuclides in Soil and Root Crops with Fertilizers and Their Distribution in the Soil–Plant System, Ph.D. thesis, Al-Farabi Kazakh National University, Almaty, Kazakhstan (2025)
 31. N. A. Nursapina, Entering of Natural Radionuclides in Soil and Root Crops with Fertilizers and Their Distribution in the Soil–Plant System, Ph.D. thesis, Al-Farabi Kazakh National University, Almaty, Kazakhstan (2025)
 32. H. N. B. Khalaf, M. Y. A. Mostafa, and M. Zhukovsky, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 319, 1283–1289 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10967-019-06421-z>
 33. A. Bazzano, S. Bertinetti, F. Ardini, D. Cappelletti, and M. Grotti, *Atmosphere* 12, 388 (2021). <https://doi.org/10.3390/atmos12030388>
 34. M. Grotti, F. Ardini, M. A. Vecchio, M. Mataloni, S. Bertinetti, F. Bruschi, B. Moroni, D. Cappelletti, K. Hobin, and F. Vanhaecke, *Atmos. Environ.* 330, 120541 (2024). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120541>
 35. I. V. Chernyshev, I. V. Vikentyev, A. V. Chugaev, A. L. Dergachev, and V. V. Ratkin, *Geochem. Int.* 61, 539–561 (2023). <https://doi.org/10.1134/S0016702923060022>
 36. A. Eichler, L. Tobler, S. Eyrikh, G. Gramlich, N. Malygina, T. Papina, and M. Schwikowski, *Environ. Sci. Technol.* 46, 4323–4330 (2012). <https://doi.org/10.1021/es2039954>
 37. B. Grigholm, P. A. Mayewski, V. Aizen, K. Kreutz, C. P. Wake, E. Aizen, S. Kang, K. A. Maasch, M. J. Handley, and S. B. Sneed, *Atmos. Environ.* 131, 17–28 (2016). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.01.030>
 38. M. R. Sierra-Hernández, F. Marcantonio, E. M. Griffith, and L. G. Thompson, *Commun. Earth Environ.* 5, 548 (2024). <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01724-w>
 39. K. Zheng, Y. Li, N. Wang, Y. Zhou, and Z. Li, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 263, 115296 (2023). <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115296>
 40. Zh. Abilda, D. L. Daurov, A. Daurova, K. Zhapar, Z. Sapakhova, K. Zhambakin, and M. Shamekova, *Eurasian J. Ecol.* 74, 4–15 (2023). <https://doi.org/10.26577/EJE.2023.v74.i1.01>
 41. Sh. Tokonami, Ch. Kranrod, P. Kazymbet, Y. Omori, M. Bakhtin, W. Poltabtim, S. Musikawan, R. Pradana, Y. Kashkinbayev, K. Zhumadilov, A. Pirmanova, M. Aumalikova, Zh. Isa, A. Sakaguchi, H. Sato, and M. Hoshi, *J. Radiol. Prot.* 43, 021501 (2023). <https://doi.org/10.1088/1361-6498/acda41>

Сведения об авторах:

А.С. Муса – PhD докторант, Евразийский национальный университет имени Л.Н. Гумилева, Астана, Казахстан.

К.Ш. Жумадилов – автор для корреспонденции, PhD, профессор, заведующий кафедры «Ядерной физики, новых материалов и технологий», Евразийский национальный университет имени Л.Н. Гумилева, Астана, Казахстан.

М.Т. Касымжанов – PhD докторант, Евразийский национальный университет имени Л.Н. Гумилева, Астана, Казахстан.

А.А. Баграмова – PhD, преподаватель кафедры «Ядерной физики, новых материалов и технологий», Евразийский национальный университет имени Л.Н. Гумилева, Астана, Казахстан.

В.Ф. Степаненко – доктор биологических наук, профессор, заведующий лаборатории медико-экологической дозиметрии и радиационной безопасности МРНЦ имени А.Ф. Цыба – филиала ФГБУ «НМИЦ радиологии» Министерства здравоохранения Российской Федерации, Обнинск, Российская Федерация.

А.Сакагучи – доцент в центре исследований изотопов и динамики окружающей среды, Университет Цукуба, Цукуба, префектура Ибараки, Япония.

М. Хоши – почетный профессор Университета Хиросимы, префектура Хиросима, Япония.

А.С. Муса – PhD докторант, Л.Н. Гумилев атындағы Еуразия ұлттық университеті, Астана, Қазақстан.

К.Ш. Жумадилов – хат-хабар авторы, PhD, профессор, «Ядролық физика, жаңа материалдар және технологиялар» кафедрасының меңгерушісі, Л.Н. Гумилев атындағы Еуразия ұлттық университеті, Астана, Қазақстан

М.Т. Касымжанов – PhD докторант, Л.Н. Гумилев атындағы Еуразия ұлттық университеті, Астана, Қазақстан.

А.А. Баграмова – PhD, «Ядролық физика, жаңа материалдар және технологиялар» кафедрасының оқытушысы, Л.Н. Гумилев атындағы Еуразия ұлттық университеті, Астана, Қазақстан.

В.Ф. Степаненко – биология ғылымдарының докторы, профессор, Ресей Денсаулық сақтау министрлігінің «НМИЦ радиология» ФМБУ филиалы А.Ф. Цыба атындағы мрнц медициналық-экологиялық дозиметрия және радиациялық қауіпсіздік зертханасының меңгерушісі, обнинск қаласы, Ресей Федерациясы.

А. Сакагучи – доцент, изотоптар мен қоршаған орта динамикасын зерттеу орталығы, Цукуба университеті, Цукуба, Ибараки префектурасы, Жапония.

М. Хоши – Хиросима университетінің құрметті профессоры, Хиросима префектурасы, Жапония.

A.S. Mussa – PhD student, L.N. Gumilyov Eurasian National University, Astana, Kazakhstan.

K.Sh. Zhumadilov – the corresponding author, PhD, professor, Head of the Department of «Nuclear Physics, New Materials and Technologies», L.N. Gumilyov Eurasian National University, Astana, Kazakhstan.

M. T. Kasymzhanov – PhD student, L.N. Gumilyov Eurasian National University, Astana, Kazakhstan.

A. A. Bagramova – PhD, teacher in the Department of «Nuclear Physics, New Materials and Technologies», L.N. Gumilyov Eurasian National University, Astana, Kazakhstan.

V.F. Stepanenko – doctor of Biological Sciences, professor, Head of the Laboratory of Medical-Ecological Dosimetry and Radiation Safety of the MRRC named after A.F. Tsyba - a branch of the Federal State Budgetary Institution «National Medical Research Center of Radiology» of the Russian Ministry of Health, Obninsk, Russia.

A. Sakaguchi – Associate Professor, Center for Research in Isotopes and Environmental Dynamics,, University of Tsukuba, Tsukuba, Ibaraki Prefecture, Japan.

M. Hoshi –emeritus professor at Hiroshima University, Hiroshima Prefecture, Japan.



Copyright: © 2026 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC) license (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>).