

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ АВТОНОМНОЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ
УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
«НАЦИОНАЛЬНЫЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ТОМСКИЙ
ПОЛИТЕХНИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»

На правах рукописи



ТЕМИРЖАНОВА АРАЙ ЕРМЕКОВНА

**ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КОМПОНЕНТОВ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ
ТЕРРИТОРИИ «ВОСТОЧНОГО СЛЕДА» СЕМИПАЛАТИНСКОГО
ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА**

1.6.21 – Геоэкология

ДИССЕРТАЦИЯ
на соискание ученой степени
кандидата геолого-минералогических наук

Научный руководитель:
доктор геолого-минералогических наук,
профессор Языков Е.Г.

Томск

2025

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	4
1 ИЗУЧЕННОСТЬ СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ТЕРРИТОРИИ И ПОСТАНОВКА ВОПРОСА	17
1.1 Основные направления исследований Семипалатинского испытательного полигона	17
1.2 Изученность вопроса радионуклидного состава почвы и твердых частиц аэрозолей воздуха Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих малых населенных пунктов	22
1.3 Изученность вопроса химического состава твердых частиц аэрозолей воздуха в мире и Республике Казахстан.....	29
2 ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ ...	39
2.1 Геологическая характеристика Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих восточных территорий.....	39
2.2 Природно-климатические условия Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих восточных территорий.....	44
3 МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ	51
3.1 Фактический материал исследования	51
3.2 Методика подготовки проб компонентов природной среды к лабораторно-аналитическим исследованиям	57
3.3 Методы аналитических исследований.....	62
3.4 Методы обработки результатов лабораторно-аналитических исследований	65
4 ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ ЗОНЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПО ДАННЫМ ИЗУЧЕНИЯ ПОЧВ РЕГИОНАЛЬНОГО ПРОФИЛЯ «ВОСТОЧНЫЙ СЛЕД»	70
4.1 Характеристика радионуклидного состава почвы.....	70
4.2 Характеристика элементного и минералогического составов почвы.....	75
5 ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ ЗОНЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПО ДАННЫМ ИЗУЧЕНИЯ ТВЕРДЫХ ЧАСТИЦ АЭРОЗОЛЕЙ ВОЗДУХА ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКИ «ОПЫТНОЕ ПОЛЕ»	86
5.1 Характеристика радионуклидного состава твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP)	86
5.2 Характеристика элементного состава твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP, PM2.5).....	90
6 ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА МАЛОГО НАСЕЛЕННОГО ПУНКТА ДОЛОНЬ	106
6.1 Особенности элементного и минералогического составов твердых частиц аэрозолей воздуха (PM2.5)	106
6.2 Особенности элементного и минералогического составов снегового покрова, а также угля и золы месторождения «Каражыра»	117
6.3 Особенности элементного и минералогического составов почвы.....	129
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	137

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	140
ПРИЛОЖЕНИЕ А	173
ПРИЛОЖЕНИЕ Б	175
ПРИЛОЖЕНИЕ В.....	176
ПРИЛОЖЕНИЕ Г	178

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность. Одним из ключевых направлений в исследовании радиоэкологической ситуации на территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП) и прилегающих районов является детальное изучение зон, расположенных вдоль основных маршрутов распространения радиоактивных осадков. Эти участки образовались в результате многолетних ядерных испытаний, проводившихся с 1949 по 1989 год, и сохраняют устойчивое загрязнение, оказывающее влияние на окружающую среду и население. Особое внимание при этом уделяется выявлению участков с наибольшей плотностью загрязнения, поскольку такие зоны могут представлять потенциальную угрозу для здоровья местного населения и состояния окружающей среды. Полученные данные служат основой для дальнейшего анализа и сопоставления с результатами других исследований. В работах ряда авторов (Дубасов и др., 2003; Закарин и др., 2003; Лукашенко и др., 2015; Назарбаев и др., 2016; Aktayev et al., 2024), подчеркивается важность комплексного радиоэкологического обследования территории СИП и прилегающих к нему районов по направлениям распространения радиоактивных осадков.

На сегодняшний день на территории СИП выделяются три крупных зоны радиоактивных выпадений: «Южный след», «Юго-Восточный след» и «Восточный след» (Рисунок 1.1). Эти три радиоактивные следа образовались в результате серии атмосферных ядерных испытаний, которые проводились как наземным, так и воздушным способом на площадке «Опытное поле» в период с 1949 по 1962 годы. На указанной испытательной площадке было проведено в общей сложности 30 наземных ядерных испытаний, из которых в пяти случаях устройство не сработало, а также 86 воздушных взрывов. Именно наземные испытания играют ключевую роль в формировании радиоактивного загрязнения, поскольку при взрыве на поверхности земли возникает высокотемпературный «огненный шар», непосредственно контактирующий с грунтом. Это приводит к активации и подъему большого количества частиц почвы, которые затем переносятся воздушными потоками и постепенно оседают на территории, образуя характерный след радиоактивных выпадений (Дубасов и др., 2003). Такой механизм объясняет распределение загрязнений и служит основой для оценки экологических последствий испытаний.

Два следа («Южный» и «Юго-восточный») были обнаружены на местности в ходе аэро-гамма-спектрометрической съемки, проведенной в 1990–1991 годах, а также в результате комплексных радиоэкологических исследований, осуществляемых Институтом

радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК с 2009 года и по настоящее время. «Восточный» был выявлен в ходе радиоэкологического обследования территорий, прилегающих к СИП, в районе населенного пункта Долонь (Назарбаев и др., 2016).

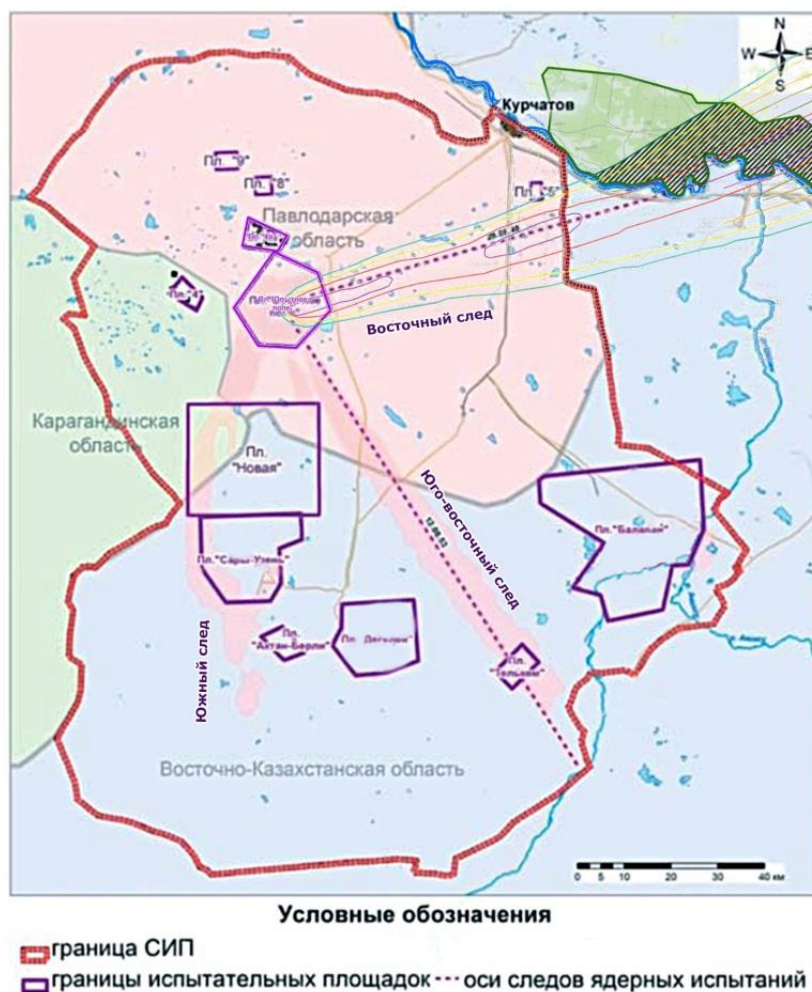


Рисунок 1.1 - Основные 3-и масштабных следа радиоактивных выпадений СИП

След радиоактивных выпадений представляет собой зону загрязнения местности радиоактивными частицами, осевшими из облака ядерного взрыва под воздействием атмосферных процессов. Обычно такая зона имеет вытянутую форму, при этом ее ширина зависит от мощности взрыва, а длина — от направления и скорости ветра. Этот природно-технический феномен иллюстрирует закономерности переноса и осаждения радионуклидов в приземном слое атмосферы. Третий радиоактивный след, обозначенный как «Восточный» (Рисунок 1.2), был идентифицирован в результате радиоэкологического мониторинга территорий, прилегающих к Семипалатинскому испытательному полигону, в районе населенного пункта Долонь. На территории полигона данный след выражен слабо или фрагментарно, что, по мнению (Логачев, 1997), обусловлено неблагоприятными метеорологическими условиями во время проведения испытания, включая сильный

порывистый ветер и осадки в виде дождя. Основными параметрами, характеризующими следы радиоактивных выпадений, являются радионуклидный состав, уровни активности радионуклидов, а также геометрические размеры — длина и ширина следа (Лукашенко и др., 2015).

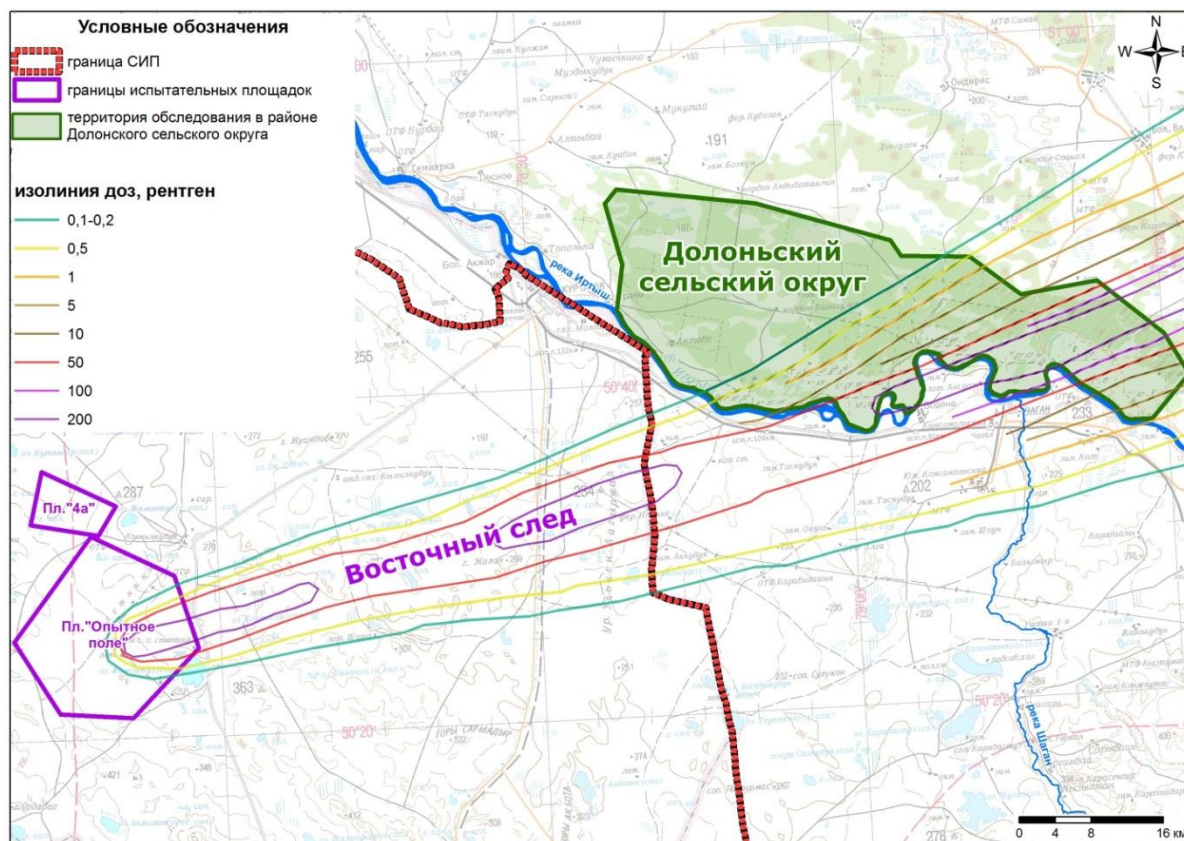


Рисунок 1.2 - Условно выделенные границы «Восточного следа» СИП

Исследование этих зон необходимо для оценки последствий ядерных испытаний и их влияния на окружающую среду. Ведутся работы по оценке текущего уровня радиоактивного загрязнения, а также его воздействия на здоровье населения и экосистему. Однако радиация не является единственным фактором, влияющим на здоровье. Немаловажное значение имеют и химические загрязнители, такие как тяжелые металлы и токсичные элементы в почве и воздухе, которые могут существенно повлиять на состояние окружающей среды и здоровье людей. В этом контексте особое внимание стоит уделить химическому составу твердых частиц аэрозолей (PM2.5, TSP), поскольку эти вещества могут содержать не только радионуклиды, но и опасные токсичные элементы. Взвешенные вещества размером менее 2.5 микрон распространяются на большие расстояния и являются потенциальными загрязнителями основных компонентов природной среды, а также легко проникают в органы человека в процессе дыхания и при наличии вредных веществ (тяжелые металлы и радионуклиды) в них может привести к

тяжелым заболеваниями (Maykut et al. 2003; Sun et al., 2014; Meng et al., 2020; Zhang et al., 2022).

В этом контексте особое внимание заслуживает «Восточный след», который является наименее исследованным среди трех радиоактивных следов. Учитывая, что исследуемая территория радиоактивных выпадений — это также район расположения малого населенного пункта Долонь, возникает необходимость в комплексной оценке потенциального радиоактивного и химического загрязнения данной территории. Важно определить участки с возможной повышенной концентрацией как искусственных, так и естественных радионуклидов, а также химических элементов в почве и твердых частицах аэрозолей воздуха.

При этом следует отметить, что радиоактивное загрязнение, вызванное выпадением радионуклидов, затронуло только верхний, поверхностный слой почвы. В частности, исследования на площадке «Опытное поле», а также по всей зоне СИП, показали, что около 90 % техногенных радионуклидов сосредоточены именно в верхнем 5 см слое почвы. Следует отметить, что любое проникновение радионуклидов на большую глубину является результатом вторичных процессов перераспределения активности, которые могут быть как природного, так и антропогенного характера (Лукашенко и др., 2015). Характер атмосферного загрязнения зависит от мощности ядерных взрывов: взрывы малого и среднего калибра в основном затрагивают тропосферу, тогда как мегатонные — преимущественно стратосферу. В связи с этим радиоактивные выпадения классифицируются на ранние (местные) и поздние (полуглобальные и глобальные). Осевшие на поверхность радионуклиды подвержены вторичному перераспределению под влиянием различных факторов, включая ветровую эрозию, водную миграцию и агротехническую деятельность (Василенко и др., 2011).

На территории СИП отсутствуют крупные промышленные объекты, что позволяет с высокой степенью уверенности считать основным источником загрязнения подстилающую почву. В зависимости от характера местности и типа поверхности, главным источником взвешенных аэрозольных частиц в воздухе выступают тонкодисперсные фракции почвы размером менее 10 мкм (Anand et al., 2025; Zhao et al., 2022; Zhang et al., 2013; Huang et al., 2024; Li et al., 2021; Bhanot et al., 2025; Lee et al., 2024; Nayebare et al., 2022; Van Der Does et al., 2018; Gubanova et al., 2020). Это особенно важно для радиационно опасных зон СИП, где в эпицентрах ядерных испытаний отмечаются максимальные концентрации искусственных радионуклидов в почве. В таких местах необходимы регулярные исследования воздушной среды для контроля динамики

содержания как искусственных, так и естественных радионуклидов, а также химических элементов.

Данные исследования позволяют не только отслеживать изменения во времени, но и оценивать масштабы распространения загрязнителей в атмосферном воздухе за пределы испытательной площадки полигона. Особое внимание уделяется твердым частицам аэрозолей воздуха, таким как PM_{2.5} и TSP, которые содержат разнообразные радионуклиды, тяжелые металлы и другие токсичные элементы. Эти взвешенные частицы, обладая размером менее 10 микрон, способны переноситься на значительные расстояния, становясь потенциальными загрязнителями экосистем и источниками воздействия на здоровье человека (Won et al., 2024; Jain et al., 2020; Sharifi et al., 2023; Guo et al., 2021; Das et al., 2015).

Несмотря на важность данного вопроса, радионуклидный и химический состав компонентов природы «Восточного следа» СИП изучены недостаточно полно. В связи с этим возникает необходимость в проведении комплексных исследований пространственного распределения радионуклидов и химических элементов, включая твердые частицы аэрозолей воздуха, в зоне влияния радиоактивных выпадений «Восточного следа» и прилегающих территорий, в том числе населенного пункта Долонь.

Атмосферный аэрозоль представляет собой смесь твердых и жидких дисперсных частиц различного размера — от долей до сотен микрон, находящихся во взвешенном состоянии в воздухе. Благодаря своим малым размерам аэрозоли легко проникают в дыхательные пути человека, а при наличии в их составе вредных веществ, таких как тяжелые металлы и радионуклиды, способны вызывать серьезные заболевания (Liu et al., 2020; Krupnova et al., 2021; Dashtaki et al., 2025; Phimphilai et al., 2025; Ketcherside et al., 2024).

Таким образом, для оценки радиоактивного и химического загрязнения воздушной среды в районах, расположенных на следе радиоактивных выпадений, необходимы регулярные мониторинговые мероприятия и специальные уточняющие исследования. Они позволяют определить участки с повышенными концентрациями искусственных и естественных радионуклидов, а также химических элементов в почве и аэрозолях воздуха. Особенно это актуально для эпицентров ядерных испытаний на территории полигона, где регулярные исследования дают возможность проследить динамику изменений загрязнителей во времени, а специализированные уточняющие работы — оценить масштабы распространения искусственных радионуклидов в атмосфере.

Степень разработанности темы. На сегодняшний день выполнен значительный объем исследований, посвященных изучению радиационной обстановки в населенных пунктах, прилегающих к границам Семипалатинского испытательного полигона (СИП), таких как Долонь, Кайнар, Саржал, Караауыл, Мостик, Майское, Егындыбулак и Чаган (Dubasov et al., 1994; Sakaguchi et al., 2006; Gusev et al., 1997; Takada et al., 1999; Ivannikov et al., 2002; Deliglasov et al., 1991; Дубасов и др., 2003; Nápoles et al., 2004; Gastberger et al., 2001; Conway et al., 2009; Lehto et al., 2006). С применением аэрокосмических и наземных методов, включая гамма-съемку, дозиметрические измерения, а также отбор и анализ проб почвы и растительности, было обследовано более 30 тыс. км² территорий, примыкающих к границам СИП, с учетом зон воздействия радиоактивных выпадений (Yamamoto et al., 1996a; Yamamoto et al., 1996b; Yamamoto et al., 1998; Yamamoto et al., 1999; Yamamoto et al., 2002; Wendel et al., 2013; Beasley et al., 1998; Howard et al., 2005; Lukashenko et al., 2020; Рапута и др., 2016; Kvasnikova et al., 2008; Артемьев и др., 2007).

Тем не менее, «Восточный след» радиоактивных осадков рассматривался фрагментарно — преимущественно на участках с повышенными уровнями гамма-излучения, зафиксированными в ходе пешеходной гамма-съемки, а также на территориях населенных пунктов Долонь и Мостик (Stepanenko et al., 2006a; Stepanenko et al., 2006b; Imanaka et al., 2005; Imanaka et al., 2006; Imanaka et al., 2010; Джамбаев и др., 2019; Göksu et al., 2006; Sakaguchi et al., 2004; Sato et al., 2006; Yamamoto et al., 2004a; Yamamoto et al., 2004b; Yamamoto et al., 2008). При этом отсутствовал региональный подход к обследованию, не производился целенаправленный отбор проб компонентов природной среды вдоль условной оси распространения следа. Проведенные исследования, как правило, ограничивались оценкой текущих дозовых нагрузок, без учета пространственно-временной динамики радиационного загрязнения. Указанные обстоятельства подчеркивают необходимость более комплексного и системного подхода к исследованию данной проблематики.

Следует также отметить, что, хотя в настоящее время имеются единичные работы, посвященные изучению радионуклидного состава фракции PM_{2.5} прилегающих территории и общей пыли (Lehto et al., 2003; Lehto et al., 2006; Артемьев и др., 2003; Артемьев и др., 2007; Круглыхин и др., 2018) исследования, направленные на определение ее элементного состава, практически не проводились. Аналогичная ситуация наблюдается и в отношении компонентов природной среды вдоль рассматриваемого профиля, для которых также отсутствуют данные по элементному составу.

Учет исторических особенностей пространственного распределения радиоактивных осадков позволяет более точно определять приоритетные зоны для

мониторинга и анализа, что подчеркивается в ряде научных исследований (Дубасов и др., 2003). Это, в свою очередь, подтверждает необходимость комплексного подхода к радиоэкологическому обследованию как самого полигона, так и прилегающих к нему территорий.

В этой связи особую значимость приобретает задача совершенствования мониторинга на основе изучения радионуклидного и элементного составов компонентов природной среды в зоне следов радиоактивных выпадений. В частности, актуальным является исследование возможных процессов переноса почвенной пыли с подстилающей поверхности в атмосферу и, далее, в воздушное пространство близлежащих населенных пунктов. Все это определяет не только выбор темы настоящего исследования, но и подчеркивает ее высокую научную и практическую значимость.

Объектом исследования являются компоненты природной среды (фракции твердых частиц аэрозолей воздуха $TSP \geq 40$ мкм, $PM \leq 2.5$ мкм, почвенный и снеговой покровы), а предметом исследования - радионуклидный и элементный составы компонентов природной среды.

Целью представленной работы является оценка эколого-геохимической обстановки в зоне воздействия «Восточного следа» Семипалатинского испытательного полигона по данным изучения состава фракций твердых частиц аэрозолей воздуха, почвенного и снегового покровов.

Задачи, решавшиеся при достижении поставленной цели: 1) оценить уровни накопления естественных и техногенных радионуклидов, макро-, микроэлементов и их отношений в почвенном покрове регионального профиля в зоне воздействия «Восточного следа» СИП, протяженностью 140 км от эпицентра взрыва; 2) определить объемную активность радионуклидов, концентрацию элементов в различных фракциях твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP , $PM_{2.5}$) испытательной площадки «Опытное поле» СИП; 3) изучить изменчивость среднемесячных концентраций элементов в составе $PM_{2.5}$ на территории малого населенного пункта Долонь, расположенного на расстоянии 80 км от испытательной площадки СИП в зоне воздействия «Восточного следа», в неотапливаемый и отапливаемый периоды; 4) изучить особенности элементного состава твердого осадка снега и почвенного покрова на территории населенного пункта Долонь.

Фактический материал и методы исследования. Основу диссертационной работы составил фактический материал, собранный, проанализированный и обработанный непосредственно автором и при его участии в ходе полевых исследований в период с 2015 по 2022 гг. Работы частично выполнялись в рамках научно-технической программы Республики Казахстан «Комплексное радиоэкологическое исследование населенных

пунктов Большая Владимировка и Канонерка и прилегающих территорий (40 км²)» по разделу «Оценка загрязнения тяжелыми металлами атмосферного воздуха» (2014–2016 гг.), а также научно-технической программы «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан» (ИРН BR09158470), тема 04.01 «Разработка методологии комплексной оценки состояния воздушного бассейна в зоне влияния объектов ЯТЦ» (2021–2023 гг.) при организационной и информационной поддержке персонала отдела аналитических исследований лаборатории элементного анализа «Института радиационной безопасности и экологии» РГП Национального ядерного центра Республики Казахстан при сотрудничестве с персоналом Международного инновационного научно-образовательного центра «Урановая геология» имени Л.П. Рихванова НИ ТПУ.

При личном участии автора всего отобрано 86 проб твердых частиц аэрозолей воздуха (PM_{2.5}). Места отбора проб – стационарный пост Института радиационной безопасности и экологии, расположенный по адресу ул. 25-летия Октября населенного пункта Долонь и стационарный пост, расположенный в г. Курчатове. Методом шурфа в конце марта - начале апреля 2015 г. было отобрано 30 объединенных проб снега с территории населенного пункта Долонь. Летом 2015 года для более детального анализа участков, непосредственно находящихся в зоне воздействия СИП (40 км) с территории населенного пункта Долонь, были отобраны 30 проб почвы. С целью выявления возможного «привноса» некоторых химических элементов и радионуклидов с территории СИП на прилегающие территории по профилю «Восточного следа» были отобраны 14 образцов почвы с поверхностного слоя (0-5 см). С внешних границ испытательной площадки «Опытное поле» отобраны 12 проб твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP), 12 проб тонкодисперсных фракций аэрозолей воздуха (PM_{2.5}), по 3 пробы TSP и PM_{2.5} с поста 5 (г. Курчатове) и соответственно произведен сопряженный отбор проб почвы (5 объединенных проб). Также были проанализированы пробы угля (10 проб) и золы (10 проб), используемые жителями населенного пункта Долонь в качестве основного топлива для выявления вклада в формировании химического состава твердых частиц аэрозолей воздуха.

Подготовка проб компонентов природной среды (почва, твердые частицы аэрозолей воздуха, снег, уголь) осуществлялись автором в соответствии с нормативно-методическими документами (РД 52.04.186-89; ЕМЕП - European Monitoring and Evaluation Programme, 2002; СТ РК ISO 17294-1-2011, СТ РК ISO 17294-2-2006, 2006; ISO 17294-2:2003, 2003; ISO 17294-2:2016, 2016); KZ.07.00.03351-2016 - Методика количественного химического анализа «Определение элементного состава горных пород, почв, грунтов и донных отложений атомно-эмиссионным с индуктивно связанной плазмой

и масс-спектральным с индуктивно связанной плазмой методами», 2016 (ВИМС НСАМ 499-АЭС/МС); ГОСТ Р ИСО 15202-2-2014, 2014; Рабочие инструкции - «Порядок выполнения радиохимического выделения плутония-(239+240) из проб окружающей среды», 2018; «Порядок выполнения радиохимического выделения стронция-90 из проб окружающей среды», 2018; «Порядок выполнения совместного радиохимического выделения плутония-(239+240) и стронция-90 из проб окружающей среды», 2018 и разработанными работами (Рабочая инструкция «Проведение элементного анализа проб твердых частиц аэрозолей воздуха методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на масс-спектрометре Agilent 7700X», 2018).

Определение содержания химических элементов, в том числе тяжелых металлов, редкоземельных элементов и естественных радионуклидов в основных исследуемых компонентах природы проводили методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) с использованием квадрупольного масс-спектрометра Agilent 7700x «Agilent Technologies», а также атомно-эмиссионного спектрометра с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-АЭС) ICAP 6000 Duo «Thermo Scientific». Для определения удельной активности естественных и техногенных радионуклидов были применены методы альфа-, бета- и гамма-спектрометрии с использованием спектрометров AlphaAnalyst 7200-12 с PIPS детекторами, Quantulus 1220 с фотоэлектронным множителем, BE3830 коаксиальным ОЧГ (особо чистый германий) детектором.

Также с применением растровой сканирующей электронной микроскопии на микроскопе Hitachi S3400N с ЭДС приставкой Bruker XFlash 4010 были изучены более 10 проб воздушных аэрозолей и 15 проб почвы на базе МИНОЦ им. Л.П. Рихванова «Урановая геология» НИ ТПУ с целью определения элементарных частиц изучаемых химических элементов. Минералогический состав исследуемых компонентов природной среды были определены методом рентгеновской дифрактометрии на дифрактометре Bruker D2 Phaser.

На основании полученных результатов содержания химических элементов в образцах почвы, твердого осадка снега, угля, золы и аэрозольных частиц были рассчитаны ключевые эколого-геохимические показатели.

Для образцов почвы и твердого осадка снега использовались следующие индикаторы: коэффициент концентрации (Кс), кларк концентрации (КК) (Григорьев, 2009), суммарный показатель загрязнения (Zс) (Саеt, 1990), а также индекс геоаккумуляции (Igeo) (Müller, 1969), позволяющий оценить уровень техногенного воздействия относительно геохимического фона.

Для твердых частиц аэрозолей атмосферы рассчитывался коэффициент обогащения (EF), отражающий степень антропогенного влияния на воздушную среду (Soto-Jiménez et al., 2003; Das et al., 2015).

Для образцов угля и золы применялись специальные геохимические индексы: кларк концентрации в углях (K_{ky}) (Dai et al., 2015) и индекс сродства к углю (CAI — Coal Affinity Index), отражающий степень избирательного накопления микроэлементов в угленосной материи (Yudovich and Ketris, 2015).

Статистическая обработка результатов производилась с использованием программ Microsoft Excel и ПО «Statistica» (Михальчук и Язиков, 2015). Построение карта-схем осуществлялось в ПО «ArcGIS» с дополнительными модулями Geostatistical Analyst и инструментами Xtools (ArcGIS 10.8 for Desktop).

Комплексные аналитические исследования проводились в аккредитованных лабораториях согласно аттестованным методикам (ISO 17294-2:2003, 2003; ISO 17294-2:2016, 2016, 2016; ГОСТ Р ИСО 15202-3-2008, 2008; KZ.07.00.03351-2016, 2016).

Научная новизна работы: 1) впервые выделены три (ближняя, средняя, дальняя) зоны воздействия «Восточного следа» СИП от эпицентра взрыва до 140 км по уровням удельной активности техногенных радионуклидов ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) относительно фона глобальных выпадений, отношений $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ и накопления редкоземельных элементов в почвенном покрове; 2) впервые установлена специфика фракционного состава ($\text{TSP} \geq 40$ мкм, $\text{PM} \leq 2.5$ мкм) микроэлементов в твердых частицах аэрозолей воздуха на испытательной площадке «Опытное поле» СИП; 3) впервые изучена сезонная динамика концентраций химических элементов в $\text{PM}_{2.5}$ в неотопительный и отопительный периоды в 80 км от эпицентра взрыва на территории СИП (населенный пункт Долонь); 4) впервые выявлены особенности пространственного распределения микроэлементов на территории населенного пункта Долонь в снеговом и почвенном покровах.

Положения, выносимые на защиту

1. В пределах регионального профиля «Восточный след» СИП выделяются эпицентр взрыва, ближняя (до 60 км), средняя (80-110 км) и дальняя (120-140 км) зоны воздействия по уровням удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ (выше глобальных выпадений в 28, 5, 2 и 6 раз, соответственно), ^{241}Am (выше глобальных выпадений в 12, 4 (ближняя) и 3 раза (дальняя)), отношений $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ (11,6; 6,1 (ближняя); 9,2 (дальняя)), концентрации легких лантаноидов в образцах почвы эпицентральной зоны (La, Ce, Pr, Nd, Sm) выше условного фона от 5 до 17 раз, тяжелых лантаноидов (Eu, Gd, Dy, Tm, Yb, Lu) — от 2 до 12 раз в почвенном покрове.

2. Для крупнодисперсных фракций твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP) на испытательной площадке «Опытное поле» СИП выявлены элементы с различными коэффициентами обогащения: ≥ 10 - Cu, Sr, Cs, La, Ce, Pr, Nd, Pb, U; ≥ 100 - Ba, Eu; ≥ 1000 - Zn, тогда как для мелкодисперсной фракции аэрозолей (PM_{2.5}): ≥ 10 - Sr, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Eu, Pb и U относительно почв площадки СИП. Отличительной особенностью при этом крупнодисперсной фракции является отношение Ce/Eu более 4, при фоне 59 ед.

3. В составе твердых частиц аэрозолей воздуха (PM_{2.5}) на территории населенного пункта Долонь выявлены элементы индикаторы: для неотапливаемого периода - Cr, Mn, Th и группа редкоземельных элементов (La, Pr, Nd, Sm), для отапливаемого - Be, Co, Ge, Cd, Bi, причем установлены элементы, присутствующие в составе аэрозолей постоянно, это - Mg, As, Rb, Sr, Eu, Pb с коэффициентами обогащения до 100 и Cu, Zn, Ba – до 1000 единиц. Во фракции PM_{2.5} установлено нарушенное индикаторное отношение Ce/Eu - 25 относительно условного фона (77,3) в неотапливаемый период. В почвенном покрове выявлены индикаторные элементы Cu, Pb, с коэффициентами концентрации 2,1 и 4,7 соответственно, широко распространенные по площади, при этом суммарный показатель загрязнения составляет 14,7, что соответствует низкому уровню загрязнения.

Теоретическая значимость обусловлена следующим: результаты исследования вносят весомый вклад в концепцию устойчивого развития регионов и функционирования природно-технических систем с разработкой научных основ организации геоэкологического мониторинга.

Практическая значимость заключается в использовании полученных данных для мониторинга состояния окружающей среды в районе профиля «Восточного следа» Семипалатинского испытательного полигона и прогноза экологической обстановки в регионе филиалом по Восточно-Казахстанской и Абайской областям Департамента экологического мониторинга Республиканского государственного предприятия «Казгидромет» и разработки рекомендаций по охране и рациональному использованию природных ресурсов и планирования хозяйственной деятельности на территории полигона и прилегающих районах с учетом экологических факторов для Департамента экологии по области Абай Комитета экологического регулирования и контроля Министерства экологии и природных ресурсов РК.

Достоверность и апробация результатов работы обеспечивается за счет использования современных теоретических и методических подходов в области геоэкологии и геохимии окружающей среды. Ключевую роль играет значительный объем фактических данных, который включает статистически значимое количество образцов,

отобранных и подготовленных по единой методике в соответствии с нормативными документами. Анализ образцов проводился с использованием современных высокочувствительных лабораторно-аналитических методов. Все измерения выполнялись в аккредитованных лабораториях, имеющих подтвержденную квалификацию и сертификацию, что гарантирует точность, надежность и соответствие международным стандартам. Полученные результаты подвергались комплексной обработке с применением современных статистических методов и программных средств, что позволило выявить закономерности, тенденции и статистически значимые взаимосвязи между параметрами, а также провести оценку степени вариабельности и достоверности данных.

Основные материалы исследования представлены в 10 статьях и тезисах докладов, из них 3 статьи в изданиях, индексируемых международными базами данных SCOPUS и Web of Science, 1 статья в издании РК и 6 публикации в материалах конференций. Результаты диссертационной работы представлены на Региональных и Международных научных конференциях: VII Международная конференция «Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития» (Республика Казахстан, г Курчатов, 2016 г.), XV-я конференция-конкурс НИОКР молодых ученых и специалистов Национального ядерного центра Республики Казахстан (Республика Казахстан, г Курчатов, 2016 г.), VIII Международная конференция «Семипалатинский испытательный полигон: наследие и перспективы развития научно-технического потенциала» (Республика Казахстан, г Курчатов, 2018 г.), XVII конференция-конкурс НИОКР молодых ученых и специалистов Национального ядерного центра Республики Казахстан (Республика Казахстан, г Курчатов, 2018 г.), VII. Terrestrial Radionuclides in Environment International Conference on Environmental Protection, in person and online (Hungary, Veszprém, 2020); VI Международная конференция «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» (Томск, РФ, 2021 г.).

Личный вклад автора заключается в планировании, организации и выполнении всех работ по отбору, подготовке и аналитическому изучению исследуемых компонентов природной среды (твердые частицы аэрозолей воздуха, почва, снег, уголь, зола), проведении части лабораторных исследований вышеперечисленных проб в лабораториях Института радиационной безопасности и экологии Национального ядерного центра Республики Казахстан, МИНОЦ «Урановая геология» им. Л.П. Рихванова (НИ ТПУ), статистической обработке и интерпретации полученных результатов. Написание текста и формулировка основных положений выполнялись автором по плану, согласованному с научным руководителем.

Структура и объем работы. Диссертация объемом 179 страниц состоит из введения, 6 глав, заключения, списка литературы из 286 наименований, содержит 46 рисунков, 18 таблиц и 4 приложения.

Благодарности. Автор прежде всего выражает искреннюю признательность и благодарность своему научному руководителю д.г.-м.н., профессору отделения геологии Языкову Егору Григорьевичу за помощь на всех этапах выполнения диссертации. Признательность автор выражает д.б.н. Лукашенко Сергей Николаевичу, к.б.н., PhD, начальнику лаборатории элементного анализа ИРБЭ НЯЦ РК Дюсембаевой Мадине Талгатовне за возможность проведения экспериментальных работ и за внешний контроль результатов масс-спектрометрии и атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно связанной плазмой. Особую благодарность автор выражает коллективу лаборатории элементного анализа ИРБЭ НЯЦ РК Шакенову Е.З., Есильканову Г.М., Мухамедиярову Н.Ж., Ташековой А.Ж., Колбину В.В. за помощь в проведении аналитических работ. Автор благодарен за содействие в проведении лабораторных исследований в МИНОЦ им. Л.П. Рихванова «Урановая геология» преподавательскому составу отделения геологии ТПУ: старшему преподавателю, к.г.-м.н. С.С. Ильенку при работе на электронном сканирующем микроскопе, доценту, к.г.-м.н., Б.Р. Соктоеву – на порошковом дифрактометре. Свою признательность автор выражает к.б.н. Умарову М.А. за консультации при написании статьи. Автор признателен за помощь сотрудникам ИРБЭ НЯЦ РК, в особенности Дашук А.С., Дерепаско П., Садыкову Р., Супрунову В., Тиняеву С. за помощь в отборе проб, Серой О.В., Омархановой А., Томилову К., Монаенко В. Н. и Абишевой М. Отдельную благодарность автор выражает родным и близким за поддержку и веру во время проведения исследований и написания диссертационной работы.

1 ИЗУЧЕННОСТЬ СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ТЕРРИТОРИИ И ПОСТАНОВКА ВОПРОСА

1.1 Основные направления исследований Семипалатинского испытательного полигона

С момента закрытия Семипалатинского испытательного полигона до настоящего времени казахстанскими учеными совместно с международным научным сообществом накоплен значительный объем данных о текущей радиационной обстановке на полигоне и прилегающих территориях. Были выявлены практически значимые участки радиоактивного и химического загрязнения, а также определены основные пути и механизмы текущего и потенциального распространения радиоактивных веществ и некоторых химических элементов (Dubasov et al., 1994; Gusev et al., 1997; Nápoles et al., 2004; Gastberger et al., 2001; Conway et al., 2009; Zakarin et al., 2008; Panitskiy et al., 2023; Есильканов и др., 2020; Айдарханов и др., 2010; Gorlachev et al., 2020; Актаев и др., 2019; Ташекова и др., 2016; Дюсембаева и др., 2023; Мухамедияров и др., 2022; Евсеева и др., 2009; Krasnopyorova et al., 2023; Умаров и др., 2001).

Следует подчеркнуть, что формирование достоверной оценки радиационной обстановки на территории Семипалатинского испытательного полигона стало возможным благодаря применению комплексных методологических подходов, учитывающих многофакторный характер радиоактивного загрязнения и его пространственно-временную динамику (Дубасов и др., 2011; Паницкий и др., 2013; Умаров и др., 2016; Койгельдинова и др., 2018; 94. Baklanova et al., 2025; Valeyev et al., 2025; Vlasova et al., 2022). Радиоэкологические исследования охватывают как рутинный мониторинг, так и специализированные обследования зон, подвергшихся воздействию подземных, наземных и атмосферных ядерных взрывов различного типа, мощности, дальности действия поражающих факторов и способов применения. При этом ключевым понятием является дальность действия поражения, под которой понимается зона, в пределах которой фиксируются первичные и вторичные эффекты радиационного воздействия, включая механические разрушения, термические импульсы и выпадение радиоактивных веществ. Комплексный анализ, проводимый по сей день рядом указанных выше авторов, охватывает изучение зон радиоактивного загрязнения, идентификацию источников и векторов миграции радионуклидов, оценку их распределения в почвенно-грунтовой покрове, водной и воздушной среде, а также моделирование процессов переноса с учетом ландшафтных, климатических и техногенных факторов.

В рамках радиоэкологических исследований, проводимых на территории Семипалатинского испытательного полигона, особое внимание уделяется медико-биологическим аспектам, направленным на изучение последствий радиационного воздействия на здоровье населения. Так, авторами (Gordeev et al., 2002; Gordeev et al., 2006; Simon et al., Stepanenko et al., 2006в; Stepanenko et al., 2007;) обоснована необходимость углубленного анализа отдаленных биологических эффектов ионизирующего излучения, наблюдаемых у населения, проживающего вблизи территории Семипалатинского испытательного полигона. Одним из приоритетных направлений в этой области является исследование воздействия радиации на генетическом уровне, особенно в локальных популяциях, подвергшихся как острому, так и хроническому радиационному воздействию в различные временные периоды после испытаний (Березина и др., 2001а; Березина и др., 2001б; Адылханов и др., 2001; Топорова и др., 2021; Кенжина и др., 2020; Kenzhina et al., 2022; Yoshinaga et al. 2018).

Также проводятся исследования по калькуляция индивидуальной поглощенной дозы человека для разных сценариев облучения, при помощи цитогенетических методик биодозиметрии: дицентрический метод, микроядерный тест с блокированием цитокинеза, флуоресцентная гибридизация *in situ*. Эти работы направлены на выявление спектра генетических изменений, связанных с долговременным радиационным воздействием, и оценку потенциального риска для здоровья как текущих, так и последующих поколений. Особо значимым представляется анализ мутационных процессов, регистрируемых при заборе образцов крови и других биологических субстратов у представителей различных поколений, проживающих в зоне влияния полигона. Эти данные позволяют не только выявлять генетические отклонения, но и устанавливать их возможную связь с характером и уровнем радиационного загрязнения окружающей среды.

В настоящее время значительное внимание уделяется гидрогеологическим условиям региона, включая определение характера загрязнения поверхностных и подземных вод, а также моделирование возможной динамики их изменения во времени (Aidarkhanova et al., 2024; Субботин и др., 2015; Комлев и др., 2013; Дюсембаева и др., 2023; Timonova et al., 2024). Также осуществляются исследования атмосферной среды СИП для установления параметров загрязнения воздушного бассейна, что важно как для оценки текущих рисков, так и для моделирования путей переноса радионуклидов (Турченко и др., 2015; Турченко и др., 2017; Турченко и др., 2020; Круглыхин и др., 2018). Дополнительно в рамках комплексных радиоэкологических исследований проводятся геоботанические обследования, включающие экспериментальную оценку уровней накопления радионуклидов растительным покровом (Polivkina et al., Ларионова, 2013;

Ларионова и др., 2023). Наряду с этим, особое внимание уделяется изучению морфоанатомических и цитогенетических изменений у растений, произрастающих в условиях радиационного воздействия, что позволяет выявить возможные адаптационные или мутационные проявления на клеточном уровне (Minkenova et al., 2020). Аналогичные исследования проводятся в отношении фауны исследуемой территории: анализируется содержание радионуклидов в организмах ключевых видов диких и домашних животных, проводится экспериментальная оценка поступления радионуклидов в животноводческую продукцию, при ее получении на радиоактивно-загрязненной территории, что необходимо для оценки биологической цепи переноса радионуклидов (Baigazinov et al., 2017; Baigazinov et al., 2020; Guillén et al., 2022). Полученные данные служат основой для моделирования поступления радионуклидов в продукцию растениеводства и животноводства, производимую в пределах загрязненной территории, и для расчета потенциальных дозовых нагрузок на население. Особое внимание уделяется оценке воздействия по сценарию «фермер, ведущий натуральное хозяйство», который предполагает максимально возможный контакт с местными природными ресурсами и продуктами. Такой подход позволяет достоверно оценить риски для здоровья людей, проживающих на территории, ранее подвергшейся радиоактивному загрязнению, и является неотъемлемой частью комплексной системы радиозэкологического мониторинга и санитарно-гигиенической оценки территории бывшего полигона.

В целом, комплекс исследований, проводимых на территории Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих районов, может быть классифицирован в соответствии с типами исследуемых компонентов окружающей среды. В таблице (Таблица 1.1) представлены основные направления научно-исследовательской деятельности, реализуемые на территории полигона различными научными учреждениями РК.

Таблица 1.1 - Основные направления исследований Семипалатинского испытательного полигона

№ п/п	Наименование	Краткая характеристика
1	Почвенный покров	- изучение пространственных параметров поверхностного загрязнения, возникающего в результате радиоактивных выпадений при проведении ядерных испытаний; - исследование уровней концентраций радионуклидов в почвах и их соотношений на технических площадках и условно «фоновых» территориях СИП; - исследование вертикального распределения

Продолжение таблицы 1.1

№ п/п	Наименование	Краткая характеристика
	Почвенный покров	искусственных радионуклидов на технических площадках и условно «фоновых» территориях СИП; - исследование распределения искусственных радионуклидов по гранулометрическим фракциям почв на технических площадках и условно «фоновых» территориях СИП; - формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах технических площадок и условно «фоновых» территорий СИП; - рекомендации по оценке радионуклидного загрязнения почвенного покрова
2	Растительный покров	- исследование коэффициентов накопления (Кн) искусственных радионуклидов на технических площадках и условно «фоновых» территориях СИП; - рекомендации по оценке радионуклидного загрязнения растительного покрова
3	Водные объекты	- исследование уровня концентраций искусственных радионуклидов водных объектов, расположенных на условно «фоновых» территориях СИП; - исследование характера распределения радионуклидов в системе «вода-донные отложения» в водных объектах, расположенных на территории СИП и прилегающих территориях; - рекомендации по оценке радионуклидного загрязнения водных объектов СИП - исследование уровня концентраций главных ионов и химических элементов водных объектов, расположенных на условно «фоновых» территориях СИП; - исследование пространственного распределения главных ионов и химических элементов в системе «вода-донные отложения» водных объектов, расположенных на территории СИП; - рекомендации по оценке химического загрязнения водных объектов СИП.
4	Воздушный бассейн	- мониторинг состояния воздушной среды технических площадок и условно «фоновых» территорий СИП; - Экспериментальные исследования запыленности воздушной среды технических площадок СИП; - рекомендации по оценке уровней концентраций искусственных радионуклидов в воздушном бассейне технических площадок и условно «фоновых» территорий СИП

Продолжение таблицы 1.1 (Окончание)

5	Сельскохозяйственная продукция	- оценка качества сельскохозяйственной продукции, произведенной на территории сел Саржал и Бодене; - оценка качества сельскохозяйственной растениеводческой продукции при ее производстве на условно «фоновых» территориях СИП. Масштабные экспериментальные работы (на стадии заморозки, отсутствует финансирование); - оценка качества животноводческой продукции, производимой на СИП. Масштабные экспериментальные работы (на стадии заморозки, отсутствует финансирование)
6	Реакторное материаловедение	- экспериментальные исследования конструкционных материалов ядерной и термоядерной техники; - исследования по выводу из эксплуатации реактора на быстрых нейтронах; - утилизация радиоактивных отходов; - хранение отработанных ампульных источников ионизирующего излучения
7	Геофизические исследования	- изучение и мониторинг геологических структур бывших ядерных полигонов; - изучение участков для размещения атомных теплоэнергетических станций, пунктов хранения и захоронения РАО; - проведение инженерно-геологических и геолого - разведочных работ (на бывших полигонах, при добыче урана и др.). - регистрация и прогноз землетрясений
8	Другие мероприятия	- пешеходная гамма- спектрометрическая съемка для оценки содержания ^{137}Cs, ^{241}Am, изотопов Eu, ^{40}K, изотопов U, ^{60}Co, ^{232}Th, изотопов Pb в почве; - проведение комплекса гидрогеологических исследований (скорость потока, расход, уровень поверхностных вод, направление потока, дебит и коэффициенты фильтрации) подземных вод - комплекс работ по отдельным участкам полигона для определения порядка и регламента передачи земель в хозяйственный оборот, либо их консервации

Таким образом, состояние компонентов природной среды на территории СИП определяется совокупностью радиоэкологических, геохимических, гидрогеологических и техногенных факторов. Пространственное распределение радионуклидов в почвах, воде, воздухе и растительности обусловлено как природными условиями (гранулометрический состав, гидродинамика, геоморфология), так и характером и масштабом прошлых ядерных испытаний. Установленные закономерности

накопления и миграции радионуклидов позволяют применять комплексный подход к оценке степени загрязнения и потенциальной экологической опасности. Это делает возможным дифференцированную оценку территорий по уровням загрязнения и пригодности к хозяйственному использованию, а также формирование научно обоснованных рекомендаций по восстановлению или консервации нарушенных участков.

1.2 Изученность вопроса радионуклидного состава почвы и твердых частиц аэрозолей воздуха Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих малых населенных пунктов

Как отмечают (Salbu, Skipperud, 2008) радионуклиды в окружающей среде могут существовать в различных физико-химических формах: низкомолекулярные соединения (НММ), коллоиды, псевдоколлоиды и частицы. Радиоактивные частицы представляют собой локализованные агрегаты радионуклидов с неоднородным распределением активности, существенно превышающим фон. В атмосфере аналогичные формы известны как аэрозоли. Метод автордиографии позволяет выявлять такие формы по их неоднородному распределению в почвах, осадках и водах. Частицы с тугоплавкими радионуклидами, такими как уран и плутоний, образуются при разрушении ядерных материалов в результате взрывов, пожаров или коррозии, а также в ходе кластеризации, конденсации и взаимодействия с другими частицами. При ядерных событиях с высокими температурами и давлениями (испытания ядерного оружия — Маралинга, Муруроа, Невада, Чернобыль и др.) большая часть тугоплавких радионуклидов высвобождается в виде частиц (Ansbaugh, Church, 1986; Hamilton, 2004). В этих условиях материалы плавятся, летучие компоненты испаряются, а тугоплавкие элементы застывают в каплях. При недостаточной фильтрации или очистке в окружающую среду могут попадать частицы урана и плутония с продуктами деления и активации. Их характеристики зависят от условий образования. Показатели активности, изотопный состав (особенно урана и плутония), температура и давление выброса, наличие кислорода определяют источник загрязнения, физико-химические свойства частиц, их размер, структуру, степень окисления и содержание летучих изотопов (например, ^{137}Cs , ^{90}Sr).

По оценке влияния СИП на прилегающие территории повсеместно проводятся исследования учеными других организаций и стран. Начиная с 1994 года, М. Yamamoto, Т. Imanaka и А. Sakaguchi опубликовали серию работ (Yamamoto et al., 1996a; Yamamoto et al., 1996b; Yamamoto et al., 1998; Yamamoto et al., 1999; Yamamoto et al., 2002; Yamamoto et al., 2004a; Yamamoto et al., 2004b; Yamamoto et al., 2006; Yamamoto et al., 2008; Imanaka et

al., 2005; Imanaka et al., 2006; Imanaka et al., 2010; Sakaguchi et al., 2004; Sakaguchi et al., 2006) по загрязнению почв вблизи СИП ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$. В рамках этих работ были опубликованы обширные данные по загрязнению почв радионуклидами ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$, включая информацию по таким населенным пунктам, как Долонь, Черемушки, Мостик и Бодене, которые предположительно подверглись воздействию первого советского ядерного взрыва в 1949 году.

Согласно данным исследования (Sakaguchi et al., 2004), центральная ось радиоактивного шлейфа представлялась в виде прямой линии, проходящей от эпицентра первого взрыва и пересекающей территорию примерно в 1–2 км к северо-западу от населенного пункта Долонь. Авторы работы отмечают, что наличие разногласий и неопределенностей в оценке доз облучения населения деревни Долонь, полученных в результате ядерных испытаний на Семипалатинском ядерном полигоне, послужило основанием для проведения более углубленного анализа уровней и пространственного распределения остаточных долгоживущих радионуклидов — ^{137}Cs и изотопов ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ — в почвах самой деревни. В рамках исследования установлено, что содержание ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ варьировалось в широком диапазоне: от 790 до 10 310 Бк/м² для ^{137}Cs и от 530 до 14 320 Бк/м² для $^{239+240}\text{Pu}$. Дополнительно было подтверждено присутствие в почве так называемых «горячих частиц» — микроскопических включений с высоким содержанием плутония, сохраняющихся даже спустя около 50 лет после первого ядерного испытания. Кроме того, согласно (Gordeev et al., 2002), более 99% радиационного воздействия вызвано первым испытанием 29.08.1949, с эффективной дозой 1240 мЗв, что превышает уровни Нагасаки из-за меньшей высоты взрыва (30 м против 500–600 м), способствовавшей вовлечению грунта и формированию радиоактивного шлейфа.

Также в ряде работ (Takada et al., 1999; Gastberger et al., 2001) была проанализирована радиационная обстановка в населенном пункте Долонь и соседних с ним деревнях — Мостик, Черемушка и Бодене. Особое внимание уделялось переоценке накопленных уровней и распределения долгоживущих радионуклидов — ^{137}Cs и изотопов плутония — в почве. Большая часть плутония была прочно связана с частицами различного размера, образовавшимися при плавлении. ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ преимущественно накапливались в мелкой фракции почвы — менее 125 мкм. Кроме того, наличие так называемых «горячих частиц», вероятно содержащих плутоний, подтверждалось звездообразными треками от α -излучения. Глубинные профили показали признаки нарушения поверхностных горизонтов, что может быть связано с антропогенными воздействиями (например, сельскохозяйственной деятельностью).

Отдельного внимания заслуживает исследование дальнего переноса радионуклидов воздушными массами, основная часть которого выполнена зарубежными исследователями. В частности, в работе Zakarin и соавт. (Zakarin et al., 2008) был создан ГИС-проект MigRad (Migration of Radionuclide - Миграция радионуклидов), интегрирующий картографические, спутниковые и наземные данные для моделирования локального перераспределения радионуклидов и их дальнего переноса с территории СИП. С использованием ГИС-технологий выполнена визуализация зон высоких температур и эпицентров аэрозольного переноса, дана оценка уровней загрязнения для населения и окружающей среды в Казахстане и сопредельных странах.

Как показали данные дистанционного зондирования (Sultangazin et al., 1998), в засушливые годы высокая температура поверхности подавляет рост растительности, что подтверждается NDVI-анализом (Рисунок 1.3). Аномальные зоны с перегревом фиксируются ежегодно и охватывают территорию полигона. Построение температурных карт позволяет отслеживать динамику и конфигурацию этих зон в течение всего периода наблюдений. Независимо от происхождения термических аномалий, сочетание высоких температур и отсутствия растительности способствует активной дефляции почвы и ветровому переносу радиоактивных частиц.

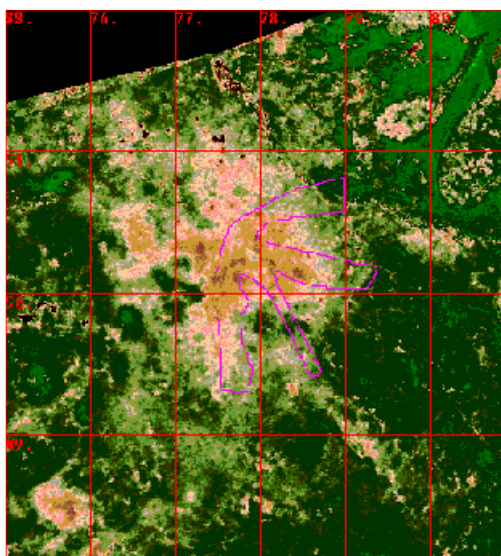


Рисунок 1.3 - Участки на территории Семипалатинского испытательного полигона, не покрытые растительностью. Спутниковое изображение NOAA/AVHRR, 2 мая 1997 года

Тропосферный перенос радиоактивных выпадений с территории СИП в Норвегию был зафиксирован по результатам анализа архивных воздушных фильтров, изотопных соотношений плутония и урана, а также метеорологических данных (Wendel et al., 2013). Использование моделирования атмосферного переноса позволило доказать, что радиоактивные частицы от взрывов на СИП могли достигать северной Европы. На

фильтрах, собранных на девяти станциях в Норвегии в периоды 1957–1958 и 1961–1962 гг., были обнаружены значительные концентрации ^{236}U (0.17–23 нБк/м³) и $^{239+240}\text{Pu}$ (1.3–782 мкБк/м³). Моделирование атмосферного переноса с использованием модели NOAA HYSPLIT_4 и актуальных метеорологических данных подтвердило, что дальний перенос радионуклидов, а возможно, и радиоактивных частиц с территории Семипалатинска в Норвегию в этот период был вполне реалистичен. Также в исследовании под руководством вышеуказанного автора (Wendel et al., 2013б) были проведены исследования для выявления возможного тропосферного переноса радиоактивных выбросов с бывших советских ядерных полигонов - Семипалатинского и Новой Земли (Арктический океан). В отличие от ранее опубликованных данных, в настоящем исследовании было установлено, что концентрации плутония и ^{236}U были выше на глубинах, соответствующих периоду до моратория на ядерные испытания (1949–1959 гг.), по сравнению с послемораторным периодом (1961–1962 гг.). Насколько известно авторам, данная работа является первой публикацией, посвященной изучению биогеохимических циклов с учетом концентраций ^{236}U и соотношений $^{236}\text{U}/^{239}\text{Pu}$ в Арктике и в ледяных ядрах.

В контексте локального характера загрязнения и возможного переноса радионуклидов с воздушными массами, исследование группы J. Lehto и соавт. (Lehto 2006) предоставляет важные эмпирические данные. Согласно результатам, активность плутония в аэрозольных пробах воздуха в г. Курчатова варьировала в пределах 100-кратного диапазона: медианные значения составляли 100 нБк/м³ для $^{239+240}\text{Pu}$ и 34 нБк/м³ для ^{238}Pu . Для сравнения, в Астане эти показатели были значительно ниже — 29 и 9 нБк/м³. Заметная корреляция между концентрацией плутония и количеством пыли на фильтрах прослеживалась лишь при экстремальных пылевых нагрузках. Связь с метеорологическими условиями, в том числе со скоростью ветра, отсутствовала, что позволяет сделать вывод о незначительной роли ресуспензии (вторичного взмучивания пыли) в формировании аэрозольной активности плутония. При этом моделирование воздушных масс не позволило однозначно увязать зафиксированные уровни плутония с конкретными зонами повышенного загрязнения на Семипалатинском полигоне, что свидетельствует о сложности механизмов атмосферного переноса и необходимости учета локальных факторов при радиационно-гигиенической оценке.

В более свежих исследованиях особое внимание уделяется применению изотопного анализа для идентификации источников радиоактивного загрязнения атмосферы. Так, в статье Ouyang и соавт. (Ouyang et al., 2017) представлены результаты по разработке и применению изотопного анализа плутония, урана и цезия в качестве

индикаторов загрязнения. Авторы отмечают, что соотношения $^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}$ и $^{238}\text{Pu}/(^{239}\text{Pu}+^{240}\text{Pu})$ позволяют выделять вклад отдельных источников, включая СИП, Чернобыль, Фукусиму и глобальные атмосферные выпадения. Пробы почвы и аэрозолей, собранные вблизи СИП, демонстрировали характерно повышенные концентрации ^{238}Pu , что отличает их от проб, в которых плутоний поступил с глобальными осадками. Эти различия подтверждают локальное происхождение загрязнения, связанное с атмосферными ядерными испытаниями на полигоне.

Существенный вклад в изучение радиоактивного загрязнения окружающей среды на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) внесен группой исследователей в рамках проекта МНТЦ К-928. В период 2004–2007 гг. были проведены комплексные работы по выявлению и обследованию участков загрязнения, образовавшихся в зонах гидроядерных экспериментов и испытаний боевых радиоактивных веществ (Артемьев и др., 2007). В результате обследований были идентифицированы многочисленные «радиоактивные пятна» в местах проведения подземных экспериментов, обладающие значительным потенциалом вторичного загрязнения воздушной среды за счет ветрового и техногенного пылеподъема. На основе данных о среднегодовой объемной активности изотопов плутония ($^{239+240}\text{Pu}$) в атмосферном воздухе г. Курчатова, авторы провели расчеты физических характеристик процессов повторного вовлечения загрязненной пыли в атмосферу. Было установлено, что радиоактивная пыль может распространяться на расстояния до 100 км от источника. Важным результатом работы стало количественное определение распределения активности плутония по фракциям аэрозольных частиц. Так, при естественном ветровом пылеподъеме концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ в ингалируемой фракции аэрозолей (до 10 мкм) оказалась на порядок выше, чем в более крупной фракции (>10 мкм). Таким образом, работа Артемьева и соавт. акцентирует внимание на важности контроля процессов вторичного загрязнения воздушной среды за счет длительно сохраняющегося радионуклидного загрязнения почвы и пылевых источников на территории СИП, что имеет значение при разработке долгосрочных стратегий радиационной безопасности и мониторинга.

Значимые данные по содержанию радионуклидов в составе аэрозолей, распределенных вдоль следов радиоактивных выпадений от ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП), представлены также в работе (Круглыхин и др., 2018). По их итогу работ было установлено, что в воздушной среде всех исследуемых участков присутствует только $^{239+240}\text{Pu}$ в измеряемых количествах, тогда как ^{241}Am и ^{137}Cs оставались ниже предела обнаружения. Также было выявлено, что для

степных экосистем экспериментальные данные по концентрации радионуклидов хорошо согласуются с теоретическими расчетами. Однако в условиях лесной экосистемы расчетная модель оказалась неприменима. По мнению авторов, это связано с особенностями накопления радионуклидов в подстилающей поверхности леса (опад, кора и листва деревьев), которая, в отличие от минерального почвенного слоя, становится основным источником вторичного поступления радионуклидов в воздух.

В самих почвах наиболее загрязненных участков территории СИП были выявлены выраженные различия в составе и формах присутствия плутония. По данным исследования H.J. Napoles и соавт. (Napoles et al., 2004), изотопный анализ подтвердил наличие плутония оружейного происхождения — с высоким содержанием ^{239}Pu и низкой долей ^{240}Pu . При этом фракционный состав плутония существенно варьировал в зависимости от участка.

Особое внимание в ряде исследований уделено роли техногенных почв, сформированных в зоне ядерных испытаний в условиях сухой степи, как потенциальных источников запыленности и вторичного загрязнения атмосферы (Lind, 2006; Solodukhin, 2005; Conway et al., 2009; Lind et al., 2013; Kvasnikova et al., 2008). Этот вывод имеет принципиальное значение для оценки долгосрочных экологических последствий ядерных взрывов. Проведенные через 40 лет после событий исследования не выявили значительной миграции радионуклидов, что позволяет сделать вывод о стабилизации радиационной обстановки в поверхностных слоях почвы. Основным фактором изменения уровней их удельной активности выступает радиоактивный распад, а не перемещение вглубь или в сторону. Зафиксированная радиоактивность представлена в устойчивых формах, практически не фракционируется и не распространяется по почвенному профилю.

Проведены также исследования (Израэль и др., 1994) по численному анализу моделирования переноса загрязняющих примесей для описания полей концентрации. В первую очередь это обеспечение используемых моделей необходимой входной информацией. Так существует неопределенность в высоте и мощности взрыва, распределении радиоактивных частиц по размерам, определении текущих метеорологических условий и т.д. Привлечение же дополнительной экспериментальной информации о полях радиоактивного загрязнения приводит к необходимости создания моделей реконструкции.

Таким образом, на сегодняшний день в открытой научной литературе накоплен значительный объем экспериментальных данных о радиоактивном загрязнении

территорий в результате ядерных испытаний, а также представлены численные модели распространения радионуклидных примесей как по воздушным, так и по другим путям.

Кроме того, имеются отдельные исследования, посвященные изучению тяжелых металлов как загрязнителей в составе атмосферных аэрозолей, поступающих на территорию Китая из Центральной Азии, в том числе с территории Семипалатинского испытательного полигона. В работе (Zhang et al., 2017) были проанализированы аэрозольные образцы, собранные в сельском районе северо-западного Китая, с целью идентификации источников тяжелых металлов и их пространственного переноса. Траектории воздушных масс, характеризовались дальним переносом и проходили через северо-запад Китая, Восточный Казахстан, нефтяной район Карамай, пустыню Гурбантунгут и южную часть Джунгарской впадины. Важно отметить, что согласно авторской реконструкции, эти воздушные потоки пересекали территорию Семипалатинского испытательного полигона. Таким образом, авторы указывают на вероятность поступления тяжелых металлов, включая Sb, Ag, Se, Hg, Tl и Sn, в состав аэрозолей сельского районов северо-западного Китая вследствие дальнего переноса из таких источников, как месторождение Карамай и Семипалатинский ядерный полигон.

В работе (Джамбаев и др., 2019) показаны результаты комплексного изучения элементного состава компонентов природной среды (почва, солевые отложения питьевой воды), биологических объектов и продуктов питания на территориях, испытывающих воздействие бывшего Семипалатинского испытательного полигона. В исследуемых компонентах природной среды установлены элементы-индикаторы воздействия ядерного техногенеза, а также региональная специфика химического состава природной среды исследуемой территории в целом, проявляющаяся в накоплении U и Zn.

В исследовании (Feng et al., 2022) были представлены результаты анализа почвенных проб, отобранных в регионе Синьцзян, расположенном между Семипалатинским ядерным полигоном и китайским полигоном Лобнор. Авторы сделали акцент на преобладающее влияние глобальных источников Pu в данном регионе.

Таким образом, исследования, проведенные как на территории Семипалатинского испытательного полигона, так и в прилегающих населенных пунктах, показывают высокую локальную неоднородность радиационного загрязнения, обусловленную особенностями наземных ядерных взрывов и динамикой распространения радиоактивного облака. В ряде зон отмечаются значительные превышения концентраций тугоплавких радионуклидов ($^{239+240}\text{Pu}$), которые существенно превосходят фоновый уровень глобальных выпадений и требуют особого внимания при оценке радиационной безопасности территорий. Аналогичные результаты наблюдаются в зарубежных

исследованиях, где выявлена характерная пятнистость загрязнения и влияние физических и химических свойств радиоактивных частиц на их распределение в почвах и экосистемах. В совокупности эти данные подчеркивают необходимость комплексного мониторинга и долгосрочной оценки радиационной обстановки в районах, подвергшихся воздействию ядерных испытаний, с акцентом на тугоплавкие компоненты, способные оказывать существенное влияние на здоровье населения и состояние окружающей среды.

1.3 Изученность вопроса химического состава твердых частиц аэрозолей воздуха в мире и Республике Казахстан

Аэрозоли воздуха влияют на качество других объектов окружающей среды, климат, химическую и физическую составляющую атмосферы. Под атмосферным аэрозолем понимают твердые или жидкие дисперсные частицы, находящиеся в атмосфере во взвешенном состоянии размером приблизительно от долей до сотен микрон. Чрезвычайно сложен химический состав твердых частиц атмосферных аэрозолей, в связи с этим в последние годы во всем мире неуклонно растет внимание к изучению их химического (радионуклидного и элементного) составляющего. Твердые частицы аэрозолей воздуха приводят к нарушению работы систем дыхания и кровообращения, при этом влияют непосредственно на респираторный тракт и другие органы за счет токсического воздействия входящих в их состав частиц тяжелых металлов и других нормируемых компонентов.

Следующие авторы (Ревич, 1993; Meszaros E., 1999; Ивлев и др., 1999) внесли значительный вклад в изучение атмосферных аэрозолей, рассматривая их состав, морфологию, оптические свойства и пространственно-временные характеристики. Они также анализировали роль аэрозолей в климатических процессах, трансграничном переносе загрязнений и природных катастрофах. Среди основных источников аэрозолей ученые выделяют: почвенно-эрозионные процессы, испарение с морской поверхности и вулканическую активность. Почвы, особенно в степных, пустынных и горных районах, формируют до 50% аэрозольных частиц, при этом их химический состав отличается от состава почвы из-за различной дисперсности элементов. Морская поверхность формирует около 20% твердых частиц, основными компонентами которых являются соли: NaCl, MgCl₂, CaSO₄ и др. Вулканические извержения поставляют в атмосферу пепел, дым и сернистый ангидрид, который, вступая в реакции, образует сульфатные аэрозоли

Одним из значимых примеров комплексного изучения атмосферных аэрозолей является международный проект «Аэрозоли Сибири» под ред. К.П. Куценогия (Андреева,

2006), реализованный при участии стран Северного полушария. В рамках проекта была организована сеть мониторинга, включающая 22 пункта наблюдений на фоновых территориях США, Канады и Европы, удаленных от промышленных источников на тысячи километров. Целью было изучение трансграничного переноса газоаэрозольных выбросов в Арктику. Результаты показали, что от 20 до 50 % загрязнения Арктического бассейна обусловлено выбросами промышленных регионов бывшего СССР — европейской части, Урала и Сибири. До начала этих исследований данные о сибирских аэрозолях были крайне фрагментарны. В работе Андреевой и соавт. приведен обширный массив экспериментальных и моделирующих данных о пространственно-временной изменчивости, химическом составе, концентрации и сезонной динамике аэрозолей в Сибири. Также дана оценка техногенной нагрузки и качества атмосферного воздуха в различных почвенно-климатических зонах региона.

Исследования физико-химических характеристик атмосферных аэрозолей в различных регионах мира показывают, что основные источники твердых частиц — это выветривание земной коры (пылевые аэрозоли) и испарение с морских поверхностей (морские соли). Доля антропогенных аэрозолей традиционно ниже, однако в условиях ускоренной урбанизации она неуклонно растет. Наиболее серьезное загрязнение характерно для городских территорий, где сосредоточены стационарные и мобильные источники выбросов — промышленность, энергетика, транспорт, строительство. Ряд обзоров публикаций, научных трудов, посвященных исследованию загрязнения воздуха в крупных мегаполисах мира показывает, что данные работы начались относительно недавно, начиная с 90-х годов XX века. Число публикаций по оценке качества воздуха в целом по миру начал резко возрастать, начиная с 2000 года. На сегодняшний день в целом публикации по твердым частицам аэрозолей и газообразных загрязняющих веществ атмосферы в равной степени в изобилии.

Атмосферные пылевые частицы играют важную роль в переносе различных элементов, включая тяжелые металлы. Химический состав аэрозольных частиц активно изучается в научных работах, посвященных оценке качества воздуха в промышленных регионах Китая, Японии, США и стран Европы. В этих странах выстроен более системный и научно обоснованный подход к мониторингу и анализу атмосферных загрязнений. Существуют глобальные и региональные программы, направленные на изучение загрязнения атмосферы, включая характеристики атмосферных аэрозолей. Характерной особенностью этих проектов является объединение усилий различных стран и научных организаций, а также применение широкого спектра методов наблюдений — наземных, надводных, воздушных и космических. Такой комплексный подход позволяет

отслеживать пространственно-временную изменчивость свойств аэрозолей на локальном, региональном и глобальном уровнях. В рамках таких масштабных проектов были детально исследованы различные регионы мира с точки зрения эмиссии загрязняющих веществ в атмосферу. В частности, в ранних работах (Xuan et al., 1999; Streets et al., 2003; Carmichael et al., 2002a; Carmichael et al., 2002b; Ohara et al., 2007; Liu et al., 2003; Klimont et al., 2002; Chen et al., 2005; Janssens-Maenhout et al., 2015; Nriagu, 1979; Nriagu, 1989; Bergin et al., 2001; Bi et al., 2002) по инвентаризации выбросов, охватывающих в том числе твердые частицы мелкой дисперсности - PM_{2.5} и PM₁₀, была заложена основа для оценки их пространственного распределения, источников происхождения и вклада различных секторов экономики в общее загрязнение воздушной среды.

Ряд современных эмпирических исследований (Zabado et al., 2025; Bodor et al., 2023; Eren et al., 2024; Mehmood et al., 2024; Chan et al., 2008; Won et al., 2024; Xie et al., 2024; Li et al., 2021; Xian et al., 2024; Wang et al., 2022; Tahri et al., 2022; Lv et al., 2025; Xia et al., 2025; Koçak et al., 2025; Wang et al., 2025; Roostaei et al., 2024; Cao et al., 2025; Shukla et al., 2025; Karmakar et al., 2024; Wang et al., 2024; Zhao et al., 2024; Ketcherside et al., 2024; Saju et al., 2023; Kiely et al., 2024; Zhou et al., 2023; Loncar et al., 2022) выполненных в различных странах, подтверждает существование статистически значимой корреляции между ростом концентраций твердых взвешенных частиц (прежде всего PM_{2.5} и PM₁₀) в атмосферном воздухе и увеличением числа заболеваний дыхательной и сердечно-сосудистой систем. В таких городах, как Уагадугу, Бобо-Диулосо (Буркина-Фасо), Циукская котловина (Румыния), Исфахан (Иран), Челябинск (Россия), Эрзурум (Турция), и других урбанизированных территориях наблюдается тенденция к превышению рекомендуемых значений загрязнителей, установленных ВОЗ, особенно в холодный период года, что связано с особенностями метеоусловий и плотностью источников эмиссии. Повышенные уровни PM_{2.5} и PM₁₀ ассоциируются с ростом случаев бронхита, астмы, других хронических респираторных заболеваний, а также общим ухудшением состояния сердечно-сосудистой системы. Дополнительно, в работе (Soleimani et al., 2022) рассматривается потенциальная роль аэрозольных частиц как переносчиков биологических агентов (бактерий), что может усиливать негативное воздействие на здоровье населения. Эти исследования подчеркивают важность комплексного контроля за уровнем аэрозольного загрязнения воздуха и необходимость разработки эффективных мер по его снижению в наиболее уязвимых регионах.

Поскольку практически все элементы повсеместно используются в различных видах промышленного производства, разумно считать, что их антропогенная эмиссия в атмосферный воздух значительно увеличилась в эти дни. Вследствие чего, в

анализируемых образцах твердых частиц аэрозолей воздуха выявляются содержания различных химических элементов. И как следствие химическая характеристика взвешенных частиц аэрозолей воздуха важна для оценки риска здоровья человека.

Нижеприведенные исследования объединяет цель изучения химического состава твердых частиц атмосферных аэрозолей, в частности PM_{2.5} и PM₁₀, в различных географических и климатических условиях. Эти работы раскрывают особенности пространственно-временного распределения аэрозолей, доминирующие компоненты и вклад различных источников загрязнения. В исследовании, проведенном в Сфаксе (Тунис), проанализировано геохимическое поведение элементов PM₁₀ (Cl, Na, Si, Al, Ca, Fe, Mg, Mn, Pb, Zn, S) при различных метеоусловиях. Существенное содержание Cl указывает на влияние солончаков южного Туниса (Bahloul et al., 2015). Исследование (Anggraini et al., 2024), проведенное в индустриальной зоне Северной Джакарты, выявило высокие концентрации PM_{2.5} с преобладанием S и C (черного углерода), независимо от сезона, что свидетельствует о наличии устойчивых промышленных и бытовых источников.

Продолжая анализ, (Makkonen et al., 2023) в условиях Ханоя показали, что почти половина массы PM_{2.5} приходится на органическое вещество, значительная часть которого связана со сжиганием биомассы, а вклад вторичных аэрозолей и угольной энергетики остается весомым. Аналогичный подход использовали (Li et al., 2024), изучая воздух в Гуйяне, где основными компонентами PM_{2.5} стали органическое вещество, сульфаты, нитраты и минеральная пыль. Исследование выявило четкую сезонную зависимость химического состава, а также доминирование стационарных источников загрязнения. Zhang et al. (2022) в Ухане также подтвердили ключевую роль водорастворимых ионов и вторичных аэрозолей в формировании загрязненной атмосферы, особенно в зимний период, причем среди источников наибольший вклад внесли сжигание угля и промышленность.

Исследования, проведенные в горных и развивающихся регионах, вносят важный вклад в обобщение глобальной картины. Так, в горной долине Уттаракханда (Nautiyal et al., 2025) PM_{2.5} характеризовались преобладанием биогенных частиц и сильной корреляцией между C и Si, что указывает на природно-антропогенное смешение источников. В Эфиопии (Taye et al., 2024) PM в микросредах с низким уровнем дохода содержали значительные количества потенциально токсичных элементов, включая Fe, Pb, Cu, Zn, Mn, Ni, Cd и Cr, а в большинстве точек индекс опасности превышал безопасный уровень. Аналогичные выводы сделаны (Sah et al., 2024) в Индии, где PM_{2.5} в городе

Шеохар содержали высокие концентрации тяжелых металлов — As, Cd, Cr, Ni — сопровождающиеся превышением порогов риска для здоровья, особенно в зимний сезон.

Дополняет обзор исследование из Северной Македонии (Neset et al., 2024), где методом SEM в составе PM_{2.5} были выявлены основные элементы, включая C, O, Si, Ca, Fe и F, при этом содержание токсичных металлов, таких как Pb и Cd, оказалось минимальным. Работа подчеркивает необходимость регулярного пространственного мониторинга даже в регионах с ограниченной индустриализацией.

Отдельного упоминания заслуживает исследование (Tang et al., 2025), фокус которого смещен на микробиологический аспект аэрозольных частиц в условиях свиноводческого хозяйства. Здесь установлена сезонная изменчивость микробных сообществ в PM_{2.5} и PM₁₀, при этом химический состав частиц также варьировал в зависимости от времени года. Среди выявленных элементов присутствовали O, C, Si, N, Al, K, Mg, Ca, Na, Zn, P, W, Ba, Fe, S, Cl и Ti, что подчеркивает комплексный и биогенно-техногенный характер аэрозолей в аграрной среде.

В целом рассмотренные исследования подчеркивают критическую важность комплексного анализа химического состава твердых частиц воздуха, с учетом сезонных, географических, социально-экономических и техногенных факторов. Выявленные элементы - от основных макроэлементов (C, O, S, Si, Ca) до токсичных элементов (Pb, Cd, As, Cr, Ni) - формируют основу для идентификации ключевых источников загрязнения и разработки более эффективных стратегий по контролю качества воздуха и снижению рисков для здоровья населения.

Таким образом, представленные результаты научных исследований зарубежных авторов, направленных на изучение элементного состава твердых частиц аэрозолей атмосферного воздуха, сохраняют свою актуальность и обладают значимой прикладной ценностью. В условиях растущей антропогенной нагрузки и климатических изменений, анализ химического состава частиц фракции PM_{2.5} приобретает особую важность для оценки потенциальных рисков для здоровья населения, особенно в городских агломерациях. Актуальность изучения элементного профиля PM_{2.5} обусловлена способностью данных частиц проникать глубоко в дыхательные пути человека, включая альвеолярные участки легких, что усиливает их токсикологическое воздействие. Современные эпидемиологические и экотоксикологические исследования подтверждают корреляцию между концентрацией и составом PM_{2.5} и развитием хронических заболеваний органов дыхания, сердечно-сосудистой системы, а также онкологических патологий. Международное научное сообщество в последние два десятилетия (примерно за последние 20–25 лет) уделяет все больше внимания не только количественной, но и

качественной характеристике аэрозольных загрязнителей. При этом особый акцент делается на изучении химической природы и элементного состава потенциальных поллютантов, таких как РМ_{2.5}, с целью определения их источников, поведения в атмосфере и воздействия на окружающую среду и здоровье человека. Изучение элементного состава РМ_{2.5} становится важным инструментом для формирования научно обоснованных стратегий по управлению качеством атмосферного воздуха и минимизации экологических и медико-санитарных последствий, особенно в урбанизированных регионах, включая города Казахстана.

Концентрации химических элементов и газообразных компонентов в атмосферных аэрозолях зависят от совокупности факторов: мощности и характера источников выбросов, метеорологических условий, скорости и направления ветра, уровня влажности, а также орографических особенностей местности (Сает, 1990; Василенко и др., 1985). Такая множественность параметров обуславливает высокую динамичность и пространственно-временную вариабельность содержания химических элементов в атмосфере, особенно в пределах урбанизированных территорий с развитой промышленной инфраструктурой. Это, в свою очередь, создает определенные методологические и технические затруднения в обеспечении репрезентативности данных и стабильности наблюдений за качеством воздушной среды. Постоянное инструментальное мониторингирование атмосферных аэрозолей требует функционирования стационарных постов наблюдения, которые, однако, далеко не всегда способны оперативно фиксировать изменчивость загрязнения воздушного бассейна. В связи с этим особую актуальность приобретает использование снежного покрова в качестве интегрального объекта мониторинга состояния атмосферы. Снег, аккумулирующий химические компоненты в течение всего зимнего сезона, способен накапливать загрязнители в концентрациях, превышающих уровни в воздухе на 2–3 порядка (Сает и др., 1990), что обеспечивает более надежную оценку общего уровня загрязненности.

Изучение нерастворимого осадка и растворенной части снега позволяет установить как степень запыленности территории, так и уровни содержания растворимых форм загрязняющих веществ (Шатилов, 2001; Новороцкая, 2002; Валетдинов, 2006; Ажаев, 2007; Бортникова и др., 2009). Химический состав снежного покрова отражает суммарное воздействие промышленных, транспортных и бытовых источников, а также климатических и ландшафтных факторов, что делает его информативным показателем экологического состояния. Кроме того, (Язиков, 1996; Язиков и др., 2003; Нестеров и др., 2009; Касимов и др., 2012; Таловская и др., 2014; Адильбаева, 2014; Украинцев, 2017; Московченко и др., 2021) как показано во многих исследованиях, снег, как и почва,

обладает высокой способностью к аккумуляции химических компонентов, включая тяжелые металлы, пыльцу, радиоактивные изотопы и органические загрязнители.

Многочисленные исследования, посвященные анализу химического состава снегового покрова, подтверждают его высокую информативность как индикатора геоэкологического состояния урбанизированных и промышленно нагруженных территорий (Назаров, 1976; Назаров, 1978; Язиков, 2006; Панин, 2006; Павлов, 2007; Язиков, 2010; Мананков, 2013; Таловская, 2013; Филимоненко, 2015; Литау, 2015; Тентюков, 2016; Осипова, 2017; Шахова, 2018; Михалев, 2021; Таловская, 2022).

Снег, обладая способностью аккумулировать широкий спектр загрязняющих веществ — от тяжелых металлов и ионов до радиоактивных изотопов и сажи, — выступает в роли естественного аккумулятора атмосферных выпадений, формирующихся в течение отопительного сезона. Геохимический состав снежного покрова отражает особенности техногенного воздействия на прилегающие территории, пространственное распределение источников загрязнения, а также характер миграции загрязняющих компонентов. Исследования показывают, что наиболее высокие концентрации загрязнителей фиксируются вблизи промышленных объектов, транспортных артерий и зон тепловой генерации (Faurat et al., 2024; Faurat et al., 2025; Новикова и др., 2025). При этом техногенные аномалии в составе снега проявляются контрастнее, чем в других природных средах, благодаря сезонной аккумуляции веществ (Воробьева и др., 2009), а также стабильностью хранения загрязняющих веществ до начала весеннего снеготаяния. Это позволяет не только диагностировать текущее состояние атмосферы, но и прогнозировать миграцию загрязнителей в другие компоненты природной среды, включая почву и поверхностные воды.

Таким образом, снежный покров представляет собой эффективную и надежную депонирующую среду для оценки пространственного распределения и состава загрязняющих веществ, и может служить важным дополнением к системам атмосферного мониторинга, особенно в условиях повышенной загрязненности и недостаточной плотности наблюдательной сети.

Как уже было отмечено выше при постоянном воздействии взвешенных частиц (PM_{2.5}, PM₁₀) на организм человека возникают заболевания дыхательной и кровеносной систем. Число заболеваемости, обусловленных экологически неблагоприятным воздействием факторов среды, в частности ухудшением качества атмосферного воздуха в целом по миру неустанно растет. Пылевые частицы воздуха, имеющие различный радионуклидный и химический составы негативно действуют в целом на организм человека, в дальнейшем вызывая аллергические заболевания. В связи с чем, исследования

оценки качества атмосферного воздуха всегда будут являться актуальными и приоритетными.

Исследования казахстанских ученых в области атмосферной экологии сосредоточены преимущественно на моделировании распространения мелкодисперсных частиц (PM_{2.5} и PM₁₀), в особенности в крупных промышленных центрах. Основное внимание уделяется массовому содержанию частиц, их сезонной и пространственной изменчивости, а также влиянию метеорологических условий и источников выбросов. При этом крайне ограничено количество работ, посвященных изучению химического состава PM_{2.5}, что оставляет пробел в оценке их токсикологической значимости и потенциального воздействия на здоровье.

Исследование (Mukhtarov et al., 2023) было посвящено анализу временной изменчивости уровней PM_{2.5} и оценке влияния переноса воздушных масс на эпизодическое загрязнение воздуха в двух крупнейших городах страны - Астане и Алматы, установлены сезонные пики загрязнения в отопительный период, выявлены различия в источниках (локальные — для Алматы, переносимые - для Астаны) и подтверждена роль метеоусловий в накоплении аэрозолей. Среднегодовые уровни превышали рекомендации ВОЗ в 4,5–7 раз. Для анализа источников и условий загрязнения использовалась модель HYSPLIT, позволившая оценить траектории перемещения воздушных масс в периоды как высокого, так и низкого загрязнения. Результаты анализа показали, что загрязнение в обоих городах часто связано с антициклоническими условиями, способствующими накоплению загрязняющих веществ в приземном слое атмосферы. Таким образом, исследование подчеркивает важность регионального и трансграничного подхода к управлению качеством воздуха, учитывая сложное взаимодействие между метеорологическими условиями и разнообразными источниками выбросов.

Связь между урбанизацией, экономическим ростом и качеством воздуха рассмотрена в работе (Bekbossinova, et al., 2024), охватывающем четыре крупных города Казахстана. Выявлены положительные корреляции между валовым региональным продуктом (ВРП) и концентрациями загрязнителей, особенно в Алматы, где рост ВРП на 10% сопровождался увеличением загрязнения на 5%. Это подчеркивает важность экологически ориентированной политики при городском планировании.

В условиях изменчивости загрязнения возрастает значение прогнозирования. (Yedilkhan et al., 2025) применили LSTM-модель с вниманием и LightGBM для предсказания уровней PM_{2.5} и PM₁₀ в Алматы, показав эффективность нейросетевых подходов с учетом метеофакторов (температура, ветер, время суток). Такого рода

исследования подтверждают эффективность нейросетевых подходов для прогнозирования загрязнения воздуха в условиях сложной городской метеодинамики.

Исследование (Li et al., 2020), в Акте (Синьцзян) показало трансграничный характер загрязнения: перенос аэрозолей происходит из Восточного Казахстана, Синьцзяна и Монголии. Анализ потенциального вклада источника (PSCF) и траекторного анализа (CWT) подтвердил роль промышленно развитых и засушливых регионов как источников PM_{2.5} и PM₁₀.

В работе (Pak et al., 2025) проанализирована естественная радиоактивность и состав микроэлементов в углях и золошлаковых отходах угольной энергетики Казахстана с точки зрения радиэкологической безопасности. Данная работа подчеркнула радиэкологические риски, связанные с золошлаковыми отходами от сжигания Экибастузского угля. В них наблюдается накопление радионуклидов (U-238, Th-232, K-40) и токсичных микроэлементов, создающих угрозу загрязнения воздуха и окружающей среды.

В исследовании (Kerimray et al., 2020a) проанализированы пространственные и временные вариации концентраций основных загрязнителей воздуха (PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂, SO₂ и CO) в Алматы. Данные загрязнители превышали нормы ВОЗ, особенно зимой. Авторы выявили роль угольного отопления, инверсий и рельефа. В другом исследовании (Kerimray et al., 2020b) они оценили вклад загрязнения в смертность, связав PM_{2.5} с ИБС, инсультом и респираторными заболеваниями. В городах с тяжелым промышленным профилем (Жезказган, Темиртау) уровень смертности достигал 373 на 100 тыс. человек.

(Temirbekov et al., 2025) смоделировали распространение загрязнителей (SO₂, NO₂, CO) в девяти промышленных городах с использованием метода сопряженных уравнений и данных автоматизированных мониторинговых станций (AMS). Установлены закономерности распределения и уточнены параметры источников загрязнения. Это позволяет точнее управлять качеством воздуха и учитывать сезонные и климатические факторы.

Другие авторы (Agibayeva et al., 2023) изучили годовые и сезонные вариации загрязнителей в Астане (PM_{2.5}, TSP, SO₂, CO, NO₂, HF). Использование условной двумерной функции вероятности (CBPF) позволило установить основной вклад угольного отопления и транспорта, особенно в отопительный сезон. Авторы подчеркивают необходимость срочных мер по ограничению выбросов PM_{2.5} и SO₂.

Следующие авторы (Biloshchytskyi et al., 2024) применили фрактальный анализ временных рядов загрязнения воздуха в Астане и подтвердили влияние ТЭЦ, а также зависимости от расстояния до источника и погодных условий. Предложены альтернативы

для очистки воздуха, включая модифицированный биоуголь, и отмечена важность перехода на газовое отопление в условиях растущей нагрузки на энергосистему.

Исследования казахстанских ученых в области атмосферной экологии сосредоточены на оценке пространственно-временного распределения, источников и прогноза загрязнения воздуха мелкодисперсными частицами (PM_{2.5} и PM₁₀), особенно в крупных промышленных городах. В последние годы наблюдается рост интереса к вопросам мониторинга концентраций приоритетных загрязняющих веществ, включая твердые частицы фракции PM_{2.5}, что отражено в ряде национальных и региональных программ по охране окружающей среды. Основное внимание уделяется массовым концентрациям и их связи с метеоусловиями, экономикой и урбанизацией. Установлены сезонные пики загрязнения в отопительный период и влияние локальных и трансграничных источников. Разработаны модели прогнозирования на основе искусственного интеллекта (ИИ) и методы уточнения источников.

Однако, несмотря на наличие определенной базы данных по уровню загрязненности воздуха в ряде крупных городов, таких как Алматы, Астана, Караганда и Усть-Каменогорск, следует отметить, что исследования, касающиеся именно элементного состава частиц PM_{2.5}, остаются крайне ограниченными. Данный аспект недостаточно представлен как в академической литературе, так и в официальных отчетах экологического мониторинга. Между тем, элементный анализ PM_{2.5} является важным звеном для комплексного понимания источников загрязнения, путей миграции аэрозолей, их трансформации в атмосфере, а также оценки потенциального риска для здоровья населения. Отсутствие систематических данных об элементном составе твердых частиц аэрозолей воздуха существенно ограничивает возможности разработки эффективных управленческих и профилактических мер, особенно в условиях экологически неблагоприятных промышленных регионов Казахстана.

Таким образом, существует объективная необходимость в расширении научных исследований, направленных на определение элементного состава PM_{2.5}, с учетом территориальной специфики, промышленной инфраструктуры и климатических факторов. Это позволит повысить качество экологического мониторинга, обеспечить научно обоснованный подход к регулированию выбросов и формированию политики в области охраны атмосферного воздуха.

2 ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1 Геологическая характеристика Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих восточных территорий

Территория Семипалатинского испытательного полигона географически локализована в восточной части обширного и структурно комплексного Урало-Монгольского палеозойского складчатого пояса. В пределах данной территории выделены тектонические структуры, которые классифицируются в рамках двух самостоятельных складчатых систем — Чингиз-Тарбагатайской и Иртыш-Зайсанской. Эти системы характеризуются принципиально различными палеогеодинамическими эволюционными траекториями, типами и фазами магматической активности, а также существенно отличающимся минералогическим и геохимическим составом, что отражает неоднородность геологического развития региона (Рисунок 2.1) (Коновалов и др., 2003).

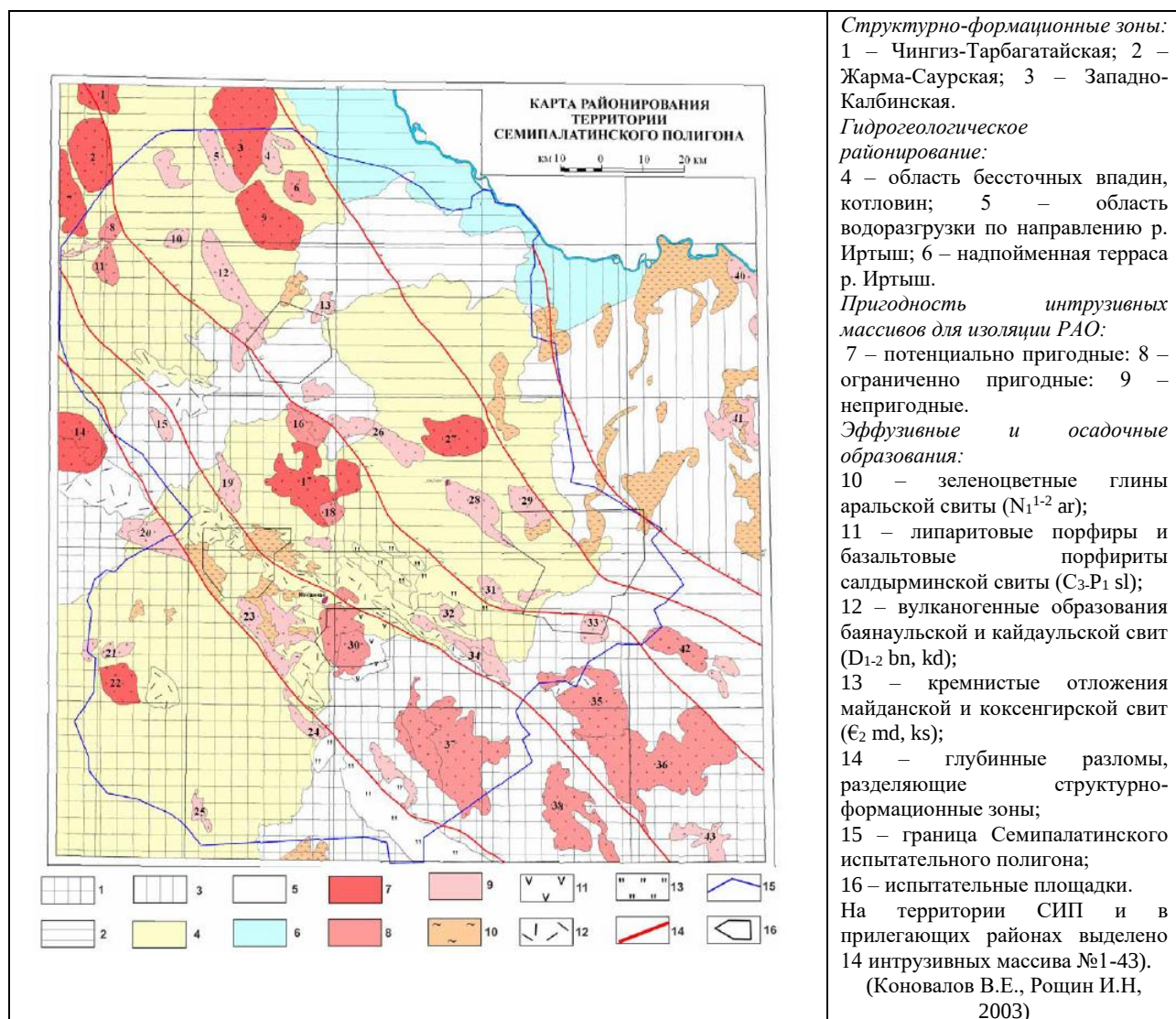


Рисунок 2.1 – Геологическая карта территории Семипалатинского испытательного полигона

Разлом, названный М.Б. Мычником Чингиз-Тарбагатайским (Мычник М.Б., 1970), представляет собой шарнирный сброс, сформировавшийся еще в допалеозойское время и активизировавшийся в кайнозое. На северо-западе он выражен в виде четкого прямолинейного уступа, ограничивающего северный склон хребта Чингиз (Чингизский антиклинорий), а на юго-востоке — южный склон хребта Тарбагатай (Тарбагатайский антиклинорий). Ось шарнира располагается примерно в районе реки Аягуз. В зоне разлома динамометаморфизму подверглись породы нижнего палеозоя, включая ордовикские, тогда как граниты позднего палеозоя практически не изменены. Местами вдоль разлома наблюдается смятие третичных отложений — плиоценовые песчаники и конгломераты образуют складки с углами наклона крыльев 30–40°.

Разлом, расположенный в западной и юго-западной части рассматриваемой территории СИП, включает в своем наиболее широком поперечном сечении несколько структур более высокого порядка: Абралинский и Шонайский синклиории, а также Чингизский и Аркалыкский антиклинории. Данный мегантиклинорий ограничен с разных сторон геосинклинальными системами, стабилизация которых завершилась в герцинскую эпоху: с северо-востока — Иртыш-Зайсанской системой, с юго-запада — Джунгаро-Балхашской. Современная граница с Иртыш-Зайсанской системой (мегасинклинием) на поверхности выражена четко и совпадает с зоной крупного разлома (Самыгин 1974).

В таблице (Таблица 2.1) изложены особенности строения краевой зоны мегасинклиория, пограничной с Чингиз-Тарбагатайским мегантиклинорием (Самыгин 1974).

Таблица 2.1 - Стратиграфическая схема палеозойских отложений краевой зоны Иртыш-Зайсанской герцинской области

Система	Отдел	Ярус	Краткая характеристика отложений
Каменноугольная	Средний		Буконьская свита. Чередование туфов, туфобрекчий дацитового и андезитового состава, альбитофиров, реже кварцевых альбитофиров, небольших покровов андезитовых порфиритов с туфокогломератами, туфопесчаниками и вулканокластическими песчаниками. Вулканогенные породы быстро замещаются терригенными отложениями, среди которых много горизонтов полимиктовых конгломератов. Мощность до 1000 м.
	Нижний	Намюрский	Сиректасская свита. Лавы, лавобрекчии и лавовые конгломераты андезитовых и диабазовых порфиритов, переслаивающиеся с туфами, туффитами, туфобрекчиями среднего состава и туфокогломератами. В верхней части преобладают полимиктовые песчаники, гравелиты, глинистые и углисто-глинистые алевролиты. Мощность 2000 м.
		Визейский	

Продолжение таблицы 2.1 (Окончание)

Система	Отдел	Ярус	Краткая характеристика отложений																	
Девонская	Верхний	Турнейский	Коконьская свита. Частое переслаивание полимиктовых песчаников, гравелитов, глинисто-кремнистых, кремнистых, углисто-глинистых, углисто-кремнистых алевролитов, маломощных горизонтов известняков, попеременно с конгломератами, конгломератобрекчиями, кварц-полевошпатовыми песчаниками. В верхней части — туфы и туффиты среднего состава, туфокогломераты и туфобрекчии. Мощность до 2300 м.																	
		Фаменский																		
		Франский	Полимиктовые песчаники, алевролиты, отдельные горизонты гравелитов, конгломератов, аргиллитов, сверху — многочисленные маломощные прослои кремнистых пород и линзы известковистых известняков; редкие прослои туфов (главным образом в верхней части), туфопесчаников, туфов, туфокогломератов и покровы андезитовых порфиритов. Мощность 2700–3000 м.																	
		Живетский																		

В свою очередь Иртыш-Зайсанская складчатая система на территории СИП представлена двумя крупными региональными структурами - Жарма-Саурским синклиниорием, или Жарминской структурно-формационной зоной (СФЗ), и Западно-Калбинским синклиниорием (Западно-Калбинской СФЗ) (Самыгин, 1974). Центральная часть Иртыш-Зайсанской складчатой системы сложена в основном комплексами отложений, сходными с яшмо-спилит-диабазовыми породами, на всем протяжении вмещающими многочисленные тела ультраосновных образований. Авторы считают, что горизонтальное сжатие, которому подвергалась Зайсанская складчатая система в результате взаимного перемещения Сибирской и Казахской плит, и является основной причиной формирования ее современной структуры.

Стадия сжатия, выразившаяся в сокращении океанического бассейна, началась с позднего девона. Образуется еще одна зона поглощения литосферы - в Жарма-Саурской зоне. Осадочные и вулканогенные породы сминаются в складки, формируются меланжевые и надвиговые зоны, образуются пояса выдавливания океанической коры (один из них — Чарский пояс). Обстановка растяжения в обрамляющих Иртыш-Зайсанскую складчатую систему с запада каледонских складчатых сооружениях Чингиз-Тарбагатай сменяется сжатием. Там в это время происходило формирование тектонических покровов и олистостром (Полянский, 1978). В центральной части Иртыш-Зайсанской системы растяжение сменяется сжатием. В осевой части бассейна образуется: субвертикальная зона, где ультрабазитовые мантийные породы в виде серпентинитового

меланжа с включениями фрагментов метаморфических пород и вышележащих формаций выдавливаются на поверхность. В виде тектонических покровов фрагменты формаций перемещаются в юго-западном направлении. Максимальная амплитуда перемещения покровов достигла нескольких десятков километров. Это подтверждается наличием «обрывков» разреза яшмо-спилит-диабазовой формации в виде тектонического покрова юго-западнее Чарской зоны, в Жарма-Саурской зоне (Самыгин, 1982).

Инверсия геосинклинального режима произошла в конце франского века, что подтверждается перерывом в осадконакоплении, зафиксированным в отложениях фаменского и турнейского ярусов. Породы, формирующие позднегеосинклинальный этаж, изменяются по латерали столь же контрастно, как и на раннем этапе геосинклинального развития. На северо-востоке в основании разреза залегает кремнисто-андезитовая формация (C_{1t2-v_1}), тогда как на юго-западе одновозрастные отложения представлены песчано-сланцевой формацией. В направлении к внутренним районам Чингиз-Тарбагатайской структуры она постепенно сменяется угленосной песчано-сланцевой формацией. Завершающие позднегеосинклинальный этаж отложения демонстрируют двойственные формационные характеристики: на юго-западе они относятся к андезитовой формации (C_{1v2-n}), а на северо-востоке подразделяются на кремнисто-алевролитовую (C_{1v2}) и песчаниковую (C_{1n}) терригенные формации. Различия в строении геосинклинального разреза Жарминской зоны позволяют выделить две структурно-формационные подзоны: северо-восточную — Кояндинско-Аркарлинскую и юго-западную — Карминскую (Ермолов и др., 1977), разделенные Канан-Бугазским глубинным разломом. Общая мощность геосинклинального разреза превышает 7 км. Основная стадия складчатости приходится на границу нижнего и среднего карбона. В пределах Жарминской и Восточно-Чингизской зон с этим этапом связана интрузия поскладчатых массивов Саурской габбро-диорит-тоналитовой серии.

Герцинский магматизм зоны сочленения Зайсанской и Чингиз-Тарбагатайской складчатых областей подразделен (Ермолов и др., 1977) следующим образом (Таблица 2.2):

Таблица 2.2 - Геохронологическая характеристика герцинских магматических серий и комплексов западной части Зайсанской складчатой системы

№	Серия / Комплекс	Геологический возраст (млн лет)	Подразделения и литотипы
1	Саурская мультиплетная серия (C_{1n})	~359–346 (нижний визей, ранний карбон)	I. Саурский габбро-диорит-тоналитовый комплекс: Габбро-нориты, оливиновые габбро Габбро-диориты, диориты, кварцевые диориты Тоналиты, трондьемиты, плагиограниты II. Межгранитовые дайки III. Бугазский тоналит-гранитовый комплекс IV. Послегранитовые дайки

Продолжение таблицы 2.2 (Окончание)

2	Салдырминская эффузивно- интрузивная серия (C ₂₋₃)	~340–325 (средний– верхний карбон)	I. Аргынбайский комплекс: Щелочные габбро, сиениты, базальты, андезиты II. Салдырминский комплекс: Липариты, граносиениты, граниты III. Послегранитовые дайки
3	Жарминская габбро- гранитовая серия (P ₁)	~299–280 (нижняя пермь)	I. Габброидный комплекс: Габбро-эссекситы II. Жарминский гранитоидный комплекс: Граносиениты, граниты III. Послегранитовые дайки
4	Керегетас-Эспинский комплекс (P ₁₋₂)	~295–260 (нижняя– средняя пермь)	Щелочные гранит-порфиры и граниты
5	Каракольский калиевый гранитный комплекс (P ₂)	~270–260 (средняя пермь)	Гранит-порфиры, граниты, аплиты, пегматиты
6	Кандыгатайский сиенит-гранитный комплекс (P ₃ –T)	~260–240 (поздняя пермь – ранний триас)	Сиениты, граносиениты, субщелочные граниты, порфиры

В работе Коновалова В.Е. и Рощина И.Н. (Коновалов и др., 2003) приведены данные по интрузивным комплексам, установленных на территории Семипалатинского испытательного полигона (Таблица 2.3).

Таблица 2.3 - Интрузивные комплексы Семипалатинского испытательного полигона и их геохронология

№	Комплекс	Индекс	Петрографический состав	Геол. период	Геохронология
1	Чаганский	γδO1	Кварцевые диориты, гранодиориты	O1	Ранний ордовик
2	Четский	γδS2	Кварцевые диориты, гранодиориты, реже граниты	S2	Средний силур
3	Кызылобинский	γD2	Граниты, граносиениты, дайки гранит-порфиров, граносиенит-порфиров	D2	Средний девон
4	Чингизский	γD3	Крупнозернистые лейкократовые граниты	D3	Поздний девон
5	Саурский	γδC1	Габбро-диорит-гранодиоритовая формация	C1	Ранний карбон
6	Шангирауский	γδC2-C3	Диорит-гранодиоритовая формация	C2–C3	Средний–поздний карбон
7	Жамантауский	γC3	Крупнозернистые биотитовые граниты	C3	Поздний карбон
8	Эспинский	γC3-P1	Аляскитовые и К-полевошпатовые граниты	C3–P1	Поздний карбон – ранняя пермь
9	Тлеумбетский	γεP	Кварцевые сиениты, граносиениты, щелочные граниты	P	Пермь
10	Жарминский	γεP1	Граносиениты, кварцевые сиениты, реже граниты	P1	Ранняя пермь
11	Керегетас-эспинский	γP2	Крупнозернистые аляскитовые граниты	P2	Поздняя пермь
12	Кандыгатайский	γPz3-III	Биотитовые и аляскитовые граниты	Pz3	Поздний верхний палеозой
13	Триасовый субвулканический	γεT	Гранит-сиенитовые породы, граносиенит-порфиры, гранит-порфиры	T	Триас
14	Карагайлинский	γMz1	Порфировидные граниты и гранит-порфиры	Mz1	Ранний мезозой

В пределах исследуемой территории, согласно современному геологическому разрезу, выделяется четырнадцать интрузивных комплексов, отражающих сложную геологическую историю региона. Основную массу интрузивных пород составляют гранитоидные серии, которые свидетельствуют о продолжительном магматическом процессе с преобладанием кислых и среднещелочных магм. Породы среднего и основного состава представлены значительно меньше, что указывает на ограниченное распространение базальтовых и диоритовых интрузий внутри полигона. Ультрамафитовые породы при этом в основном располагаются за пределами зоны испытаний, что подчеркивает геотектоническую специфику и границы магматической активности в данном регионе.

2.2 Природно-климатические условия Семипалатинского испытательного полигона

Основной район исследования — территория, расположенная в пределах условно обозначенных границ одного из радиоактивных следов Семипалатинского испытательного полигона «Восточный след», включая малый населенный пункт Долонь Бескарагайского района (Долоньский сельский округ) области Абай Республики Казахстан. Карта-схема данного района обследования представлена на рисунке (Рисунок 2.2)

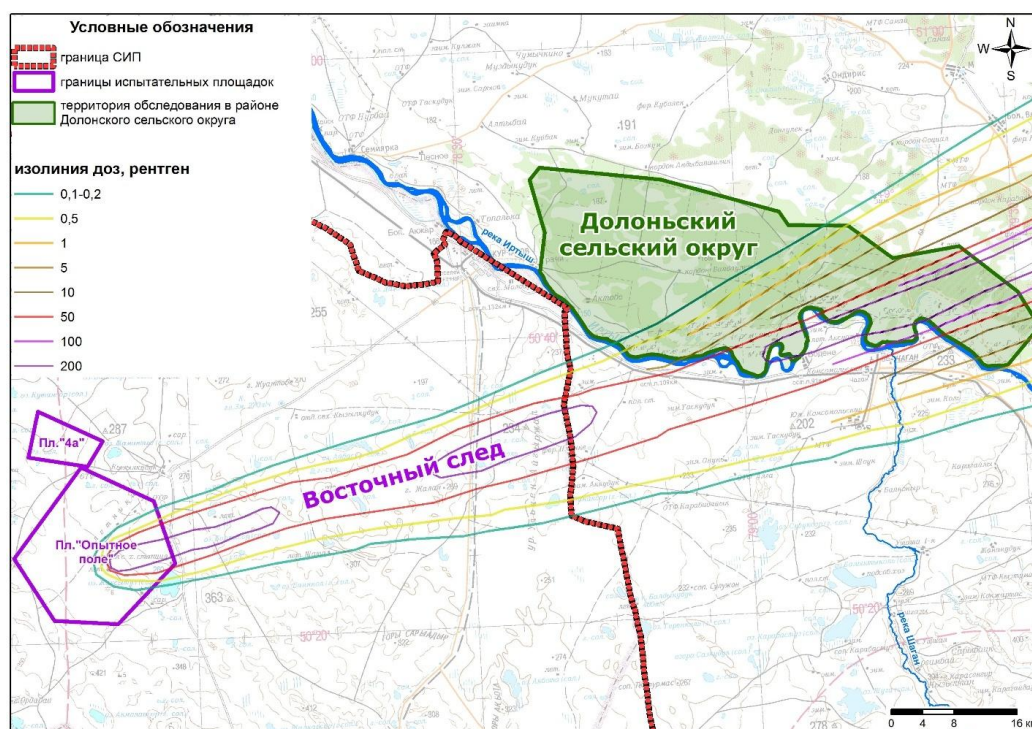


Рисунок 2.2 - Карта – схема расположения основных объектов исследования

Температурный режим. Климатические условия на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) обусловлены его расположением в глубине Евразийского континента, что формирует резко континентальный и засушливый климат. Термальный режим региона определяется мощным воздействием солнечной радиации, а также динамикой атмосферной циркуляции, выражающейся в смене холодных и теплых воздушных масс и взаимодействии при различных барических конфигурациях. Для СИП характерен выраженный материковый температурный режим с большими суточными и годовыми амплитудами, затрагивающими как экстремальные значения, так и климатические процессы. По климатическим данным (метеостанция Семей/Семипалатинск) (http://ecodata.kz:3838/app_dm_ms_map_ru/):

январь — средняя температура: $-15,5^{\circ}\text{C}$ (минимум $-20,6^{\circ}\text{C}$, максимум $-11,4^{\circ}\text{C}$);

июль — средняя $+22,7^{\circ}\text{C}$ (минимум $+16,4^{\circ}\text{C}$, максимум $+27,9^{\circ}\text{C}$)

Таким образом, разница между средними температурами января и июля составляет около 38°C , что подтверждает наличие резко континентальных условий. Информация подтверждает наличие существенных внутрисуточных колебаний: среднегодовая амплитуда (разница между январскими и июльскими средними) действительно может превышать $40\text{--}45^{\circ}\text{C}$, что соответствует специфике климата Восточного Казахстана.

Ветровой режим. Семипалатинский испытательный полигон, расположенный в восточной части Казахстана на обширных равнинных и степных территориях, находится в зоне резко континентального климата, где характерны большие суточные и сезонные колебания температуры, а также засушливые условия и четко выраженная смена времен года. В таких климатических условиях ветровой режим играет важную роль в формировании погодных процессов региона. В течение года здесь преобладают ветры юго-западного, западного и северо-западного направлений, причем весной и летом наиболее устойчивыми оказываются именно юго-западные потоки, тогда как зимой чаще дуют северо-восточные ветры. Средняя скорость ветра на протяжении года составляет от трех до пяти метров в секунду, однако в периоды усиленной циркуляции воздуха, особенно весной, возможны порывы до пятнадцати-двадцати метров в секунду. Весенние месяцы нередко сопровождаются сильными сухими ветрами, которые поднимают пыль и способствуют возникновению бурь. Лето приносит теплые и сухие воздушные потоки, в основном южного и юго-западного происхождения, осень характеризуется постепенным ослаблением ветровой активности, при этом сохраняется доминирование западных и северо-западных направлений. Зимой ветра становятся менее интенсивными, но заметно усиливается доля северо-восточных и восточных направлений. Ветронаправление в этом

районе можно изобразить в виде классической розы ветров, в которой отчетливо выделяются сектора западных и юго-западных потоков, при этом в холодное время года наблюдается больше дней со штилем. Таким образом, ветровой режим полигона имеет выраженную сезонную динамику и представляет собой устойчивую систему с преобладанием западной компоненты и резкими, но закономерными колебаниями в зависимости от времени года.

Осадки. На Семипалатинском испытательном полигоне осадки распределяются неравномерно в течение года и оказываются под сильным влиянием континентального климата региона. Как правило, количество выпадающих осадков сравнительно невелико, что связано с засушливым характером местности. Большая часть осадков приходится на теплые месяцы — весну и лето, когда проходят периодические грозовые ливни, хоть и нечасто, но они приносят значительную часть годового объема осадков. Зимой же количество осадков уменьшается, они чаще выпадают в виде снега, но его количество обычно невелико из-за сухого воздуха и низкой влажности. Весенний и летний периоды характеризуются непостоянностью осадков — чередуются как дождливые дни, так и продолжительные засушливые промежутки, что создает переменчивость влажностного режима. Осадков в течение года в среднем немного, обычно не превышая нескольких сотен миллиметров, а в некоторые годы они могут быть и ниже нормы, что усиливает выраженность засушливого климата. В целом, сезонная динамика осадков на полигоне отражает резкие перепады в погодных условиях, при этом весна и лето выделяются как основные сезоны выпадения влаги, а осень и зима — как периоды относительной сухости и устойчивости морозных явлений.

Почвенный покров. Почвенный покров Семипалатинского испытательного полигона характеризуется значительным разнообразием, отражающим особенности климатических условий и рельефа территории. В почвенно-географическом плане полигон занимает область, где преобладают два основных типа почв — каштановые и светло-каштановые, относящиеся к разным подзонам степной зоны (Магашева и др., 2001).

Среди зональных почв широко распространены малоразвитые роды, которые формируются на вершинах и склонах сопок на маломощных элювиально-делювиальных отложениях. В межсопочных равнинах преобладают автоморфные нормальные и солонцеватые почвы, а в долинах рек встречаются генетические ряды от гидроморфных луговых до автоморфных зональных почв (Вернер и др., 2001).

На равнинах и мелкосопочниках преобладают легкосуглинистые щебнистые почвы с признаками солонцеватости и засоления, а замкнутые бессточные депрессии

заняты солончаками с характерным наличием легкорастворимых солей. Центральная и восточная часть полигона покрыта светло-каштановыми почвами с отчетливо выраженным профилем, включающим гумусовый, карбонатный и плотный карбонатно-иллювиальный горизонты, отличающимися повышенным содержанием скелетных частиц (Вернер и др., 2001).

Каштановые и светло-каштановые почвы представлены нормальными, карбонатными, солонцеватыми и малоразвитыми родами. Солонцеватые почвы характеризуются наличием плотного иллювиального горизонта с высоким содержанием обменного натрия и повышенной щелочностью (Вернер и др., 2001). Малоразвитые почвы формируются там, где мощность мелкоземистого слоя не превышает 40 см и характеризуются сильной зацебленностью.

Лугово-каштановые почвы занимают пониженные формы рельефа и отличаются большей мощностью гумусового горизонта и повышенным содержанием органического вещества, что связано с увлажнением грунтовыми водами и поверхностным стоком. Луговые почвы широко представлены в поймах ручьев массива Дегелен (Магашева и др., 2013).

Солонцы встречаются в различных гидрологических условиях, их профиль дифференцирован на элювиальный и иллювиальный горизонты с характерной структурой и физико-химическими свойствами — повышенной емкостью обмена и щелочной реакцией (Вернер и др., 2001). Солончаки распространены в бессточных депрессиях, где накапливаются легкорастворимые соли.

Почвенный покров также подвергался воздействию антропогенных факторов, связанных с испытаниями и хозяйственной деятельностью на полигонах «Опытное поле», «Дегелен», «Балапан» и «Сары-Узень». Это привело к частичному разрушению верхнего слоя почвы, ухудшению ее структуры и плодородия на некоторых участках. Тем не менее, в настоящее время отмечается постепенное восстановление почвенных характеристик, сопровождаемое процессами почвообразования и накопления органического вещества, что стимулирует регенерацию растительного покрова.

Испытательная площадка «Опытное поле». Радиоактивное загрязнение поверхностного слоя почвы на территории площадки «Опытное поле» представлено несколькими типами распределения. В первую очередь выделяются эпицентральные зоны — локальные участки с радиоактивным загрязнением, имеющие форму кругов диаметром от десятков метров до нескольких километров, в зависимости от мощности проведенных ядерных испытаний. Кроме того, присутствуют следы радиоактивных выпадений, связанные с наземными и воздушными ядерными взрывами. Отдельно выделяются

участки загрязнения, образованные в ходе неядерных испытаний, таких как гидроядерные и гидродинамические эксперименты, которые характеризуются менее определенной пространственной формой и тоже оставляют радиоактивные следы.

«Опытное поле» было первой зоной Семипалатинского полигона, используемой для атмосферных ядерных испытаний в период с 1949 по 1962 годы. Площадка представляет собой равнину диаметром около 20 км, частично окруженную невысокими горами, общей площадью около 300 км² и периметром в 64 км. Она расположена более чем в 50 км от города Курчатова и примерно в 170 км от Семипалатинска.

На площадке «Опытное поле» было проведено 30 наземных ядерных испытаний, из которых в пяти случаях устройство не сработало, а также 86 воздушных испытаний (Логачев, 1997; Сайбеков, 1994).

Природно-климатические условия Бескарагайского района. Территория района непосредственно примыкает к зоне Семипалатинского ядерного полигона. Согласно Закона Республики Казахстан 1992 года (Закон РК от 18 декабря 1992 года N 1787-XII), четыре населенных пункта (Долонь, Черемушки, Бодене, Мостик) отнесены к чрезвычайной, остальная территория района - к максимальной зоне поражения.

Зона чрезвычайного радиационного риска - часть территории, подвергшейся радиационному загрязнению, с дозой воздействия на население свыше 1 Зв за весь период испытания, входящая в полосу максимального сейсмического воздействия.

Зона максимального радиационного риска - часть территории, подвергшейся радиационному загрязнению, с дозой воздействия на население от 35 до 100 бэр за весь период испытаний.

Бескарагайский район – один из 8 территориальных единиц области Абай, расположен в северной части области. Как административная единица образована в 1928 году в составе Павлодарской области. В нынешних границах район граничит с севера с Угловским районом Алтайского края Российской Федерации, протяженность границы - 89 км, с Запада - Майским районом Павлодарской области, на юго-западе с городом Курчатова и на юго-востоке с городом Семей РК (<http://oskemen.info/7749-beskaragayskiy-rayon.html>). Границы Бескарагайского района с указанием населенных пунктов представлены на рисунке (Рисунок 2.3)



Рисунок 2.3 – Карта-схема территории расположения Бескарагайского района

Район до 1959 года входил в состав Павлодарской области, по 1997 год - в Семипалатинской области, а с 1997 года находится в составе Восточно-Казахстанской области. Район сельскохозяйственного направления, специализируется на производстве зерновых, масличных и бахчевых культур, молочном животноводстве, производстве товаров народного потребления, изделий лесохозяйственных предприятий. На территории района размещены 6 государственных учреждений Государственного лесного природного резервата «Семей орманы», лесопокрытой площадью 390,8 тыс. га.

Рельеф района равнинный. Лишь кое-где встречаются увалы высотой 6-10 метров.

С северо-востока района к востоку пролегает Белагашская возвышенность абсолютной высотой 200-351 м, которая является продолжением Алтайских гор и переходящая в Кулундинскую степь.

На западе район пересекает река Иртыш. Для правобережья Иртыша характерны гряды, разделенные ложбинами. На песчаных массивах прииртышья растут ленточные боры. Таких массивов в районе основных пять. Свое название «Бескарагай» район получил, благодаря этим пяти лесным массивам уникального реликтового ленточного бора (<http://oskemen.info/7749-beskaragayskiy-rayon.html>).

Территория района в большей части расположена в пределах Белагашской степи, восточную часть района занимает Балапанский горный хребет. Климат на всей территории района резко континентальный, что обуславливает довольно продолжительные и

холодные зимы и жаркие, в большей части засушливые летние периоды. На протяжении всего календарного года присутствуют большие колебания, как суточных, так, и сезонных температур.

Зимой преобладает малооблачная и сухая погода. Малоподвижные сибирские циклоны устанавливают морозную погоду. Средние температуры в январе составляют -17...-19 градусов. В ночные часы температуры опускаются до -30 и ниже. В свою очередь теплые воздушные массы, с центральных районов Казахстана, могут вызывать непродолжительные оттепели. Смена температур и резкое потепление, как правило, сопровождается сильными ветрами, что нередко приводит к образованию сильных снежных метелей. Весна повсеместно в начальной стадии пасмурная и очень ветряная, возможны осадки в виде мокрого снега.

Лето на всей территории района теплое, в отдельные продолжительные периоды жаркое и засушливое. Температуры в июле в среднем составляют +23...+24 градуса. В дневные часы воздух прогревается до +30 и выше, ночью температуры опускаются до +12...+14 градусов. По данным прогноза погоды на территорию района выпадает до 250 мм осадков, большей частью осадки представлены в виде дождей и гроз в теплый период времени (<https://www.spr.kz/beskaragay/weather/>).

3 МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

3.1 Фактический материал исследования

При личном участии автора всего отобрано 86 проб твердых частиц аэрозолей воздуха (PM_{2.5}). Места отбора проб – стационарный пост Института радиационной безопасности и экологии, расположенный по адресу ул. 25-летия Октября населенного пункта Долонь и стационарный пост, расположенный в г. Курчатова; передвижные посты в условно фоновом посту населенного пункта Долонь. Методом шурфа в конце марта - начале апреля 2015 г. было отобрано 30 объединенных проб снега с территории населенного пункта Долонь. Летом 2015 года для более детального анализа участков, непосредственно находящихся в зоне воздействия СИП (40 км) с территории населенного пункта Долонь, были отобраны 30 проб почвы. С целью выявления возможного «привноса» некоторых химических элементов и радионуклидов с территории СИП на прилегающие территории по «Восточному следу» были отобраны 14 образцов почвы с поверхностного слоя (0-5 см). С внешних границ испытательной площадки «Опытное поле» отобраны 12 проб твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP), 12 проб мелкодисперсных проб аэрозолей (PM_{2.5}), по 3 пробы TSP и PM_{2.5} с поста 5 (г. Курчатова) и соответственно произведен сопряженный отбор проб почвы (5 объединенных проб). Также были проанализированы пробы угля (10 проб) и золы (10 проб), используемые жителями населенного пункта Долонь в качестве основного топлива для выявления вклада в формировании химического состава твердых частиц аэрозолей воздуха. Общее количество проб представлено в таблице (Таблица 3.1)

Таблица 3.1 - Данные по видам и количеству проб (184 шт.), исследуемых компонентов природной среды

Посты отбора/населенные пункты	Компоненты					
	PM _{2.5}	TSP	Почва	Снег	Уголь	Зола
Опытное поле	12 проб	12 проб	4* пробы	-	-	-
г. Курчатова (пост 5)	3 пробы	3 пробы	1* проба	-		
Региональный профиль	-	-	14 проб	-	-	-
Долонь	56 проб	-	30 проб	30* проб	10 проб	10 проб
Итого	71	15	48	30	10	10

Примечание: * - объединенные пробы

Почва регионального профиля «Восточный след». При оценке источников, путей поступления, миграции радионуклидов, химических элементов в природные компоненты, образцы почвы следует рассматривать как одно из наиболее значимых звеньев. Отбор проб почвы на всех исследуемых участках осуществлялся в соответствии с ГОСТ 28168-89 (ГОСТ 28168-89 Почвы. Отбор проб.).

Для выявления возможного переноса химических элементов и радионуклидов с территории СИП на соседние участки по так называемому «Восточному следу» было взято 14 проб поверхностного слоя почвы (0–5 см). Этот анализ позволил оценить степень загрязнения и определить направление миграции радиоактивных и химических загрязнителей за пределы полигона, что важно для понимания экологической ситуации и планирования мероприятий по рекультивации и контролю состояния окружающей среды.

Почва регионального профиля по «Восточному следу» была отобрана точечным методом на глубине (0-10) см. На рисунке (Рисунок 3.1) представлены точки отбора проб почвы по региональному профилю.

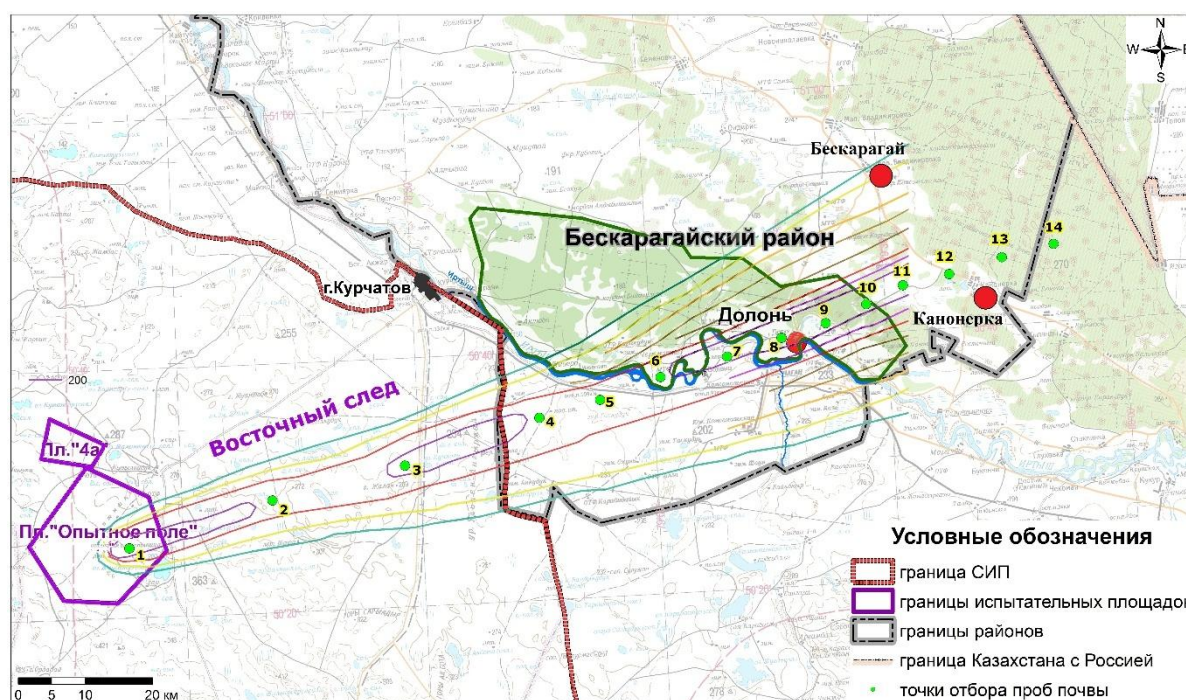


Рисунок 3.1 – Контур «Восточного следа» и точки отбора проб

Почва территории населенного пункта Долонь (площадное). С территории населенного пункта Долонь, расположенного в зоне возможного техногенного влияния Семипалатинского испытательного полигона, было отобрано 30 проб поверхностного слоя почвы (0–5 см) (Рисунок 3.2). Отбор проводился равномерно по всей площади населенного пункта методом укола с использованием ручных пробоотборников, что обеспечивает получение репрезентативных образцов без значительного нарушения почвенного покрова.

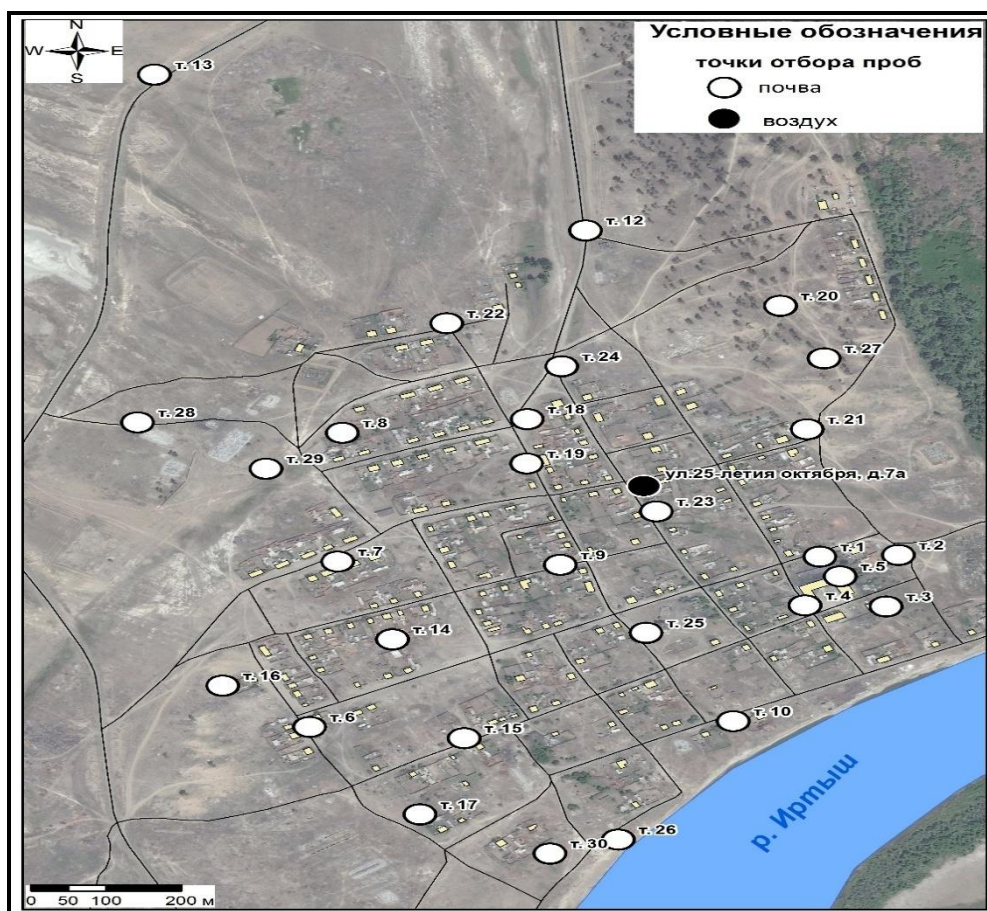


Рисунок 3.2 – Точки отбора проб почвы в н.п. Долонь

Целью работ являлось выявление возможного техногенного привноса химических элементов с территории полигона, в частности в зоне распространения так называемого «Восточный след». Пространственное распределение точек отбора позволило получить обобщенную картину химического состава почв населенного пункта и установить наличие либо отсутствие аномальных концентраций отдельных элементов. Такие данные необходимы для оценки степени техногенной трансформации почвенного покрова, разработки мер по охране окружающей среды и уточнения границ потенциально загрязненных территорий.

Всего было отобрано 49 проб почвы, из них по региональному профилю - 14 проб почвы, с внешних границ испытательной площадки «Опытное поле» - 4 пробы, с территории г. Курчатова 1 проба и с территории н.п. Долонь – 30 проб.

Различные фракции твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP, PM_{2.5}) испытательной площадки «Опытное поле» (разовый отбор). Также в ходе проведения полевых работ на территории СИП за пределами испытательной площадки «Опытное поле» были заложены четыре исследовательских участка, расположенные на следах радиоактивных выпадений («Восточный», «Юго-Западный», «Южный» след), а также

один пост на условно фоновом участке (г. Курчатов) для отбора проб почвы (Рисунок 3.3). В общей сложности отобрано 12 проб твердых частиц взвешенных аэрозолей (TSP — Total Suspended Particles) и 12 проб мелкодисперсных аэрозолей фракции PM_{2.5} (Particulate Matter ≤ 2.5 мкм).

Отбор проб осуществлялся с использованием фильтрационных установок на специализированных пробоотборных пунктах, расположенных вдоль внешней границы площадки. Кроме того, для сравнения фоновых значений были проанализированы по 3 пробы TSP и PM_{2.5}, отобранные на Посту №5 в г. Курчатов, находящемся в относительном удалении от зоны прямого техногенного воздействия.

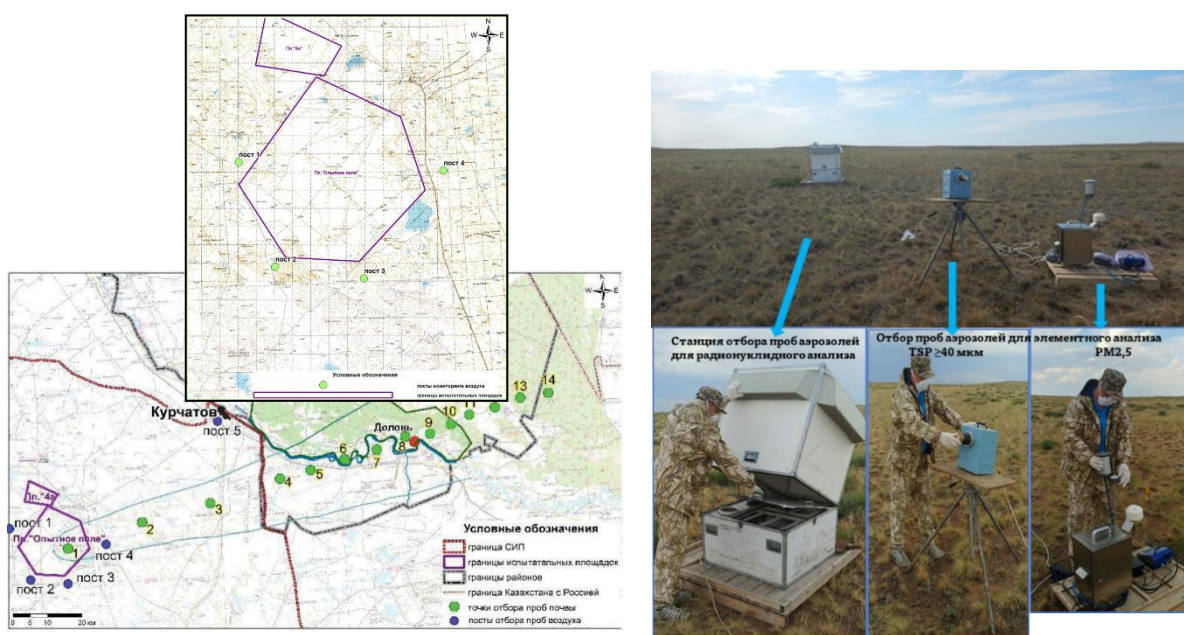


Рисунок 3.3 - Посты отбора проб фракций твердых частиц аэрозолей воздуха испытательной площадки «Опытное поле»

Отбор проб общих взвешенных частиц аэрозолей воздуха (TSP – Total suspended particles) для элементного анализа проводили в течение 12 часов без перерыва переносным пробоотборником воздуха CF-993В с фиксированной скоростью. Использовали стекловолоконные фильтры (GF/F) диаметром 47 мм, представляющие собой многослойный прессованный волокнистый материал из боросиликатной основы. Фильтры из стекловолокна используются для высокоэффективной фильтрации – они задерживают мелкодисперсные частицы при высокой скорости фильтрации, обладают хорошей емкостью. Объем аспирированного воздуха был не менее 100 м³, что является репрезентативным для получения качественных данных.

Для определения **радионуклидов** в воздухе рядом с границами испытательной площадки «Опытное поле» СИП отбор проб воздушных аэрозолей проводился

пробоотборником воздуха Бриз с производительностью 1500 м³/ч. на протяжении 24 ч, средний объем прокачанного воздуха составил около 40000 м³. В качестве фильтра используется синтетическая фильтрующая перхлорвиниловая ткань Петрянова (ФПП-15-1,5).

Среднесуточные пробы твердых частиц аэрозолей воздуха (PM_{2.5} – Particulate matter – твердые частицы аэрозолей воздуха с диаметром менее 2,5 мкм) отбирали переносным пробоотборником воздуха MVS-6, который оснащен впускным трактом, позволяющим отсекаать крупные частицы с размерами более 2,5 мкм, с фиксированной скоростью на заложенных постах мониторинга. Для данного пробоотборника применяли фильтры типа QMA из высокочистых кварцевых

Все пробоотборное оборудование тщательно очищалось при каждой прокачке воздуха. Во избежание скачков в сети электричества (напряжения) к пробоотборнику было подключено бесперебойное оборудование. Перед началом отбора и после отбора проб воздуха проводили измерение массы фильтра на аналитических весах с точностью до ±0,0001 г. Для исключения температурных изменений каждый воздушный фильтр, до и после отбора проб воздуха, отстаивали в эксикаторе на время не менее 12 часов. Всю процедуру проводили в антистатических перчатках (без пудры) с помощью тefлонового пинцета (или любого другого из инертного материала). С целью корректной оценки объема прокачанного воздуха, при установке и снятии фильтрующего элемента, фиксировали в журнале время, дату начала и окончания отбора проб воздуха. Также в журнале указывали метеорологические условия даты отбора проб (температура, относительная влажность, направление ветра, атмосферное давление, осадки). На каждую отобранную пробу воздуха был составлен регистрационный паспорт, с обязательным указанием объема прокачанного воздуха, даты, места и точки отбора. При транспортировке фильтры хранились запечатанными в герметичных специальных упаковках. В каждой партии фильтров было по 1 неэкспонированному образцу (бланк) для определения фонового содержания веществ в фильтре.

В процессе отбора проб на каждом посту мониторинга проводить измерение метеорологических параметров метеостанцией Davis и концентрацию взвешенных частиц PM_{2.5} анализатором DustTrack 8530. Измерения параметров проводить с периодичностью 1 ч.

Фракции твердых частиц аэрозолей воздуха (PM_{2.5}) населенного пункта Долонь (сезонный отбор). В рамках оценки сезонных особенностей атмосферного аэрозольного загрязнения в районе населенного пункта Долонь было отобрано 56 проб мелкодисперсных твердых частиц воздуха фракции PM_{2.5} (диаметром ≤2.5 мкм). Отбор

проводился на стационарном посту наблюдения Института радиационной безопасности и экологии, расположенном по адресу: ул. 25-летия Октября, н.п. Долонь.

Пробоотбор осуществлялся в разные сезоны года, что позволило зафиксировать сезонную динамику содержания химических элементов в аэрозолях. Такой подход дает возможность выявить влияние климатических и метеорологических факторов — таких как температура воздуха, уровень влажности, количество осадков и характер ветров — на концентрации и распределение загрязняющих веществ в атмосфере. Полученные данные позволяют более объективно оценить техногенное воздействие на атмосферу населенного пункта, находящегося в зоне возможного влияния Семипалатинского испытательного полигона.

Размещение точек и отбор проб соответствовали общепринятым стандартам мониторинга воздуха (Санитарные правила 2012 года № 168; РД 52.04.186-89; РД ЕМЕП 1996). Отбор проб проводили с 2014 по 2016 года. Было отобрано более 70 проб. Отбор проб твердых частиц аэрозолей воздуха (PM_{2.5}) осуществлялся в соответствии с процедурой, изложенной в пункте 3.1.3

Снег территории населенного пункта Долонь (площадное). В конце марта — начале апреля 2015 года на территории населенного пункта Долонь был проведен отбор 30 объединенных проб снежного покрова методом шурфования. Метод шурфа предполагает закладку площадки размером 100×100 см на всю мощность снежного покрова, за исключением 5 см слоя над почвой, глубина шурфа в среднем не превышает 50 см. Масса снеговой пробы, отобранной с каждой площадки, составила примерно 10 кг. Также была отобрана «фоновая» проба на расстоянии 1,2 км в северо-западном направлении от населенного пункта (Рисунок 3.4). Пробы формировались путем объединения нескольких элементарных проб, отобранных из вертикальных разрезов снежной толщи (шурфов), что позволило получить репрезентативные характеристики химического состава выпавших осадков.

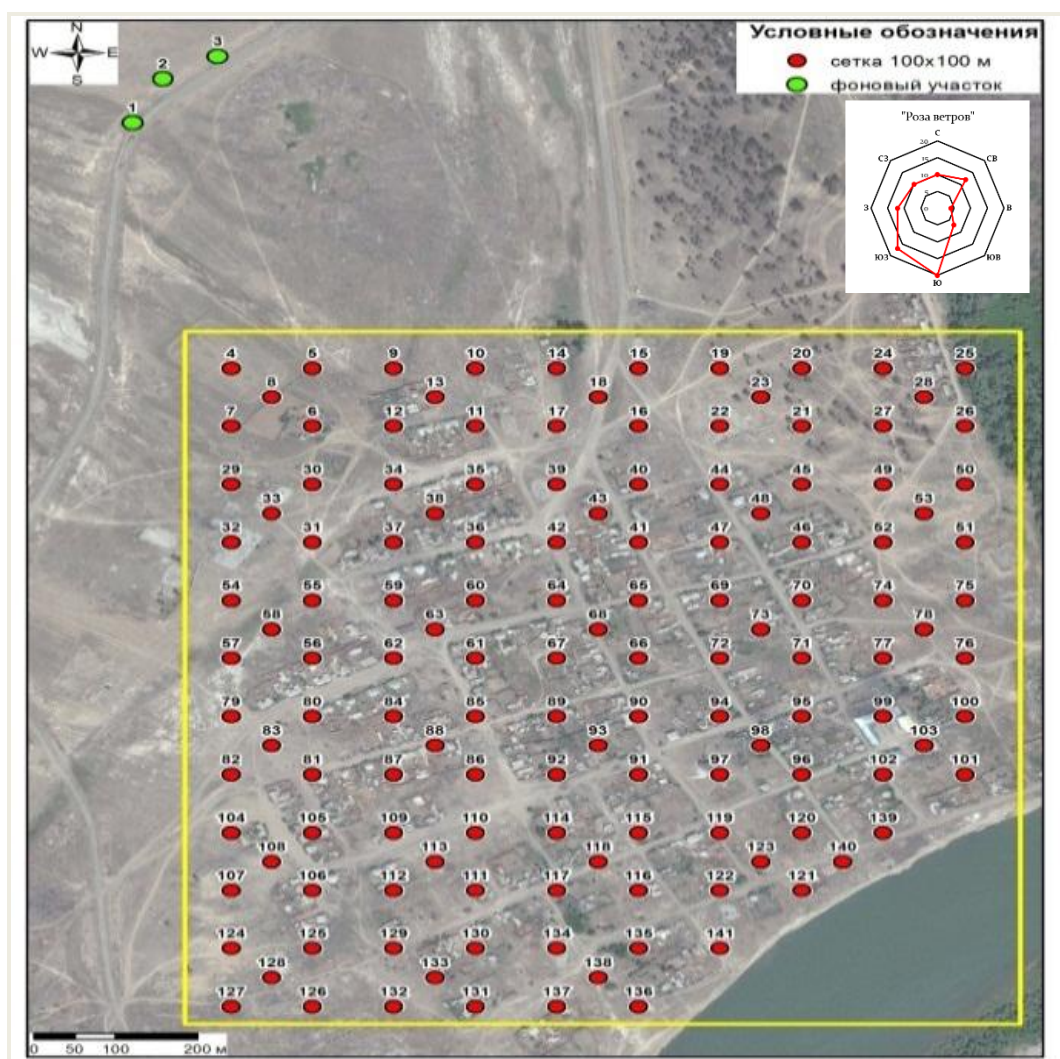


Рисунок 3.4 – Точки отбора проб снега на территории н.п. Долонь

Отбор осуществлялся по всей площади населенного пункта, с охватом различных микроландшафтов и условий формирования снежного покрова. Проведение пробоотбора в указанный период обеспечило фиксацию накопленных за зимний сезон загрязняющих веществ, в том числе потенциально поступающих с территории Семипалатинского испытательного полигона. Полученные образцы были проанализированы на содержание химических элементов, что позволило оценить масштабы и характер возможного техногенного влияния на прилегающую территорию.

Уголь и зола. Отбор проб угля и золы с населенного пункта Долонь провели в середине октября 2015 г. Было отобрано 10 проб угля и 10 проб золы.

3.2 Методика подготовки проб компонентов природной среды к лабораторно-аналитическим исследованиям

Почва. Подготовка проб почвы для элементного анализа. Разложение проб почвы проводилось согласно методическим указаниям (Методическая инструкция ВИМС,

НСАМ 499) и рабочей инструкции «Проведение элементного анализа проб горных пород, почвы, грунтов и донных отложений методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на масс-спектрометре Agilent 7700х» (Рабочая инструкция - №01-08/1072).

Для определения валового состава химических элементов проводят полное кислотное разложение данных образцов в тefлоновых стаканах согласно МВИ (Методическая инструкция ВИМС, НСАМ 499).

Растворение образцов проводят в тefлоновых стаканах партиями по 15-20 образцов. Масса каждого образца составляет 100 мг. В каждой партии вместе с анализируемыми растворами проводят разложение 1 контрольного образца, а также одного стандартного образца (если иное не указано в ТЗ).

В каждый тefлоновый стакан перед началом разложения добавляют по 0,1 см³ растворов, содержащего по 8 мкг/дм³ ¹⁴⁶Nd, 5 мкг/дм³ ¹⁶¹Dy и 3 мкг/дм³ ¹⁷⁴Yb.

Одновременно в чистый тубус также вносят по 0,1 см³ растворов, содержащего по 8 мкг/дм³ ¹⁴⁶Nd, 5 мкг/дм³ ¹⁶¹Dy и 3 мкг/дм³ ¹⁷⁴Yb добавляют по 0,5 см³ HNO₃ и доводят объем полученного раствора деионизованной водой до 20 см³. Этот раствор используют для контроля за стадией растворения по методу «введено-найдено».

В тefлоновых стаканах образцы смачивают несколькими каплями воды для лабораторного анализа и добавляют 0,5 см³ HClO₄, 3 см³ HF и 0,5 см³ HNO₃. Стаканы ставят на плитку, закрывают тefлоновыми крышками типа «часовое стекло» и прогревают в течение 30 минут при температуре 130°C. Затем крышки снимают и растворы упаривают до появления интенсивных белых паров хлорной кислоты при нагревании до 170-180°C. Стаканы охлаждают, их стенки обмывают 2 см³ воды для лабораторного анализа, и полученные растворы снова упаривают до влажных солей. Затем в каждый стакан добавляют по 2 см³ HCl и 0,2 см³ 0,1 М раствор H₃BO₃ и растворы упаривают до объема 0,7 см³. Полученные растворы переносят в полипропиленовые тубусы, добавляют 0,2 см³ раствора, содержащего 1 мкг/дм³ In (внутренний стандарт), и доводят объем полученных растворов деионизованной водой до 20 см³. Растворы, полученные из тefлоновых стаканов без добавления образца, в которых проводят описанные выше процедуры, без образца используют как контрольные.

Подготовка проб почвы для радиохимического и гамма-спектрометрического анализ. Полученные после истирания гомогенные образцы почвы усредняли квартованием до навесок массой 10 г для радиохимического определения изотопов ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и навесок массой 50 г для определения ⁹⁰Sr. Для удаления органического вещества подготовленные навески почвы прокаливали в муфельной печи при 550 °C в

течение 6 часов. Радиохимический анализ по определению $^{239+240}\text{Pu}$ в пробах почвы проводили путем полного кислотного разложения исследуемых образцов почвы и перевода изотопов плутония в растворенное состояние.

Для учета потерь и контроля химического выхода в исследуемые образцы предварительно вносили изотопную метку ^{242}Pu . Радиохимическое выделение и очистку изотопов плутония проводили с использованием сильноосновного анионита АВ 17-8 в нитратной форме.

Для определения содержания ^{90}Sr прокаленные навески почвы количественно переносили в химические стаканы и после внесения носителя Sr несколько раз обрабатывали при нагревании 6М раствором HCl с добавлением небольшого количества H_2O_2 , каждый раз декантируя образующийся после кипячения кислотный выщелат в отдельный химический стакан. Полученный раствор использовали для выделения и очистки изотопов стронция путем последовательного осаждения гидроксидов и карбонатов. Выделенную фракцию стронция выдерживали в течение двух недель для установления радиоактивного равновесия между ^{90}Sr и его дочерним радионуклидом ^{90}Y .

Твердые частицы аэрозолей воздуха. Подготовка проб твердых частиц аэрозолей воздуха для элементного анализа. Подготовку фильтров с пробами твердых частиц аэрозолей воздуха для элементного анализа проводили способом автоклавного разложения, с использованием концентрированных фтористоводородной (HF), соляной (HCl) и азотной (HNO_3) кислот. Автоклавы выдерживали в сушильном шкафу в течение 4 ч., нагретый до температуры 160°C , приливали 7М азотную кислоту и выпаривали раствор до образования сухих солей при температуре $+160^\circ\text{C}$. После охлаждения объем раствора доводили до 15 мл 7 М HNO_3 . Схема разложения образцов представлена ниже (Рисунок 3.5).

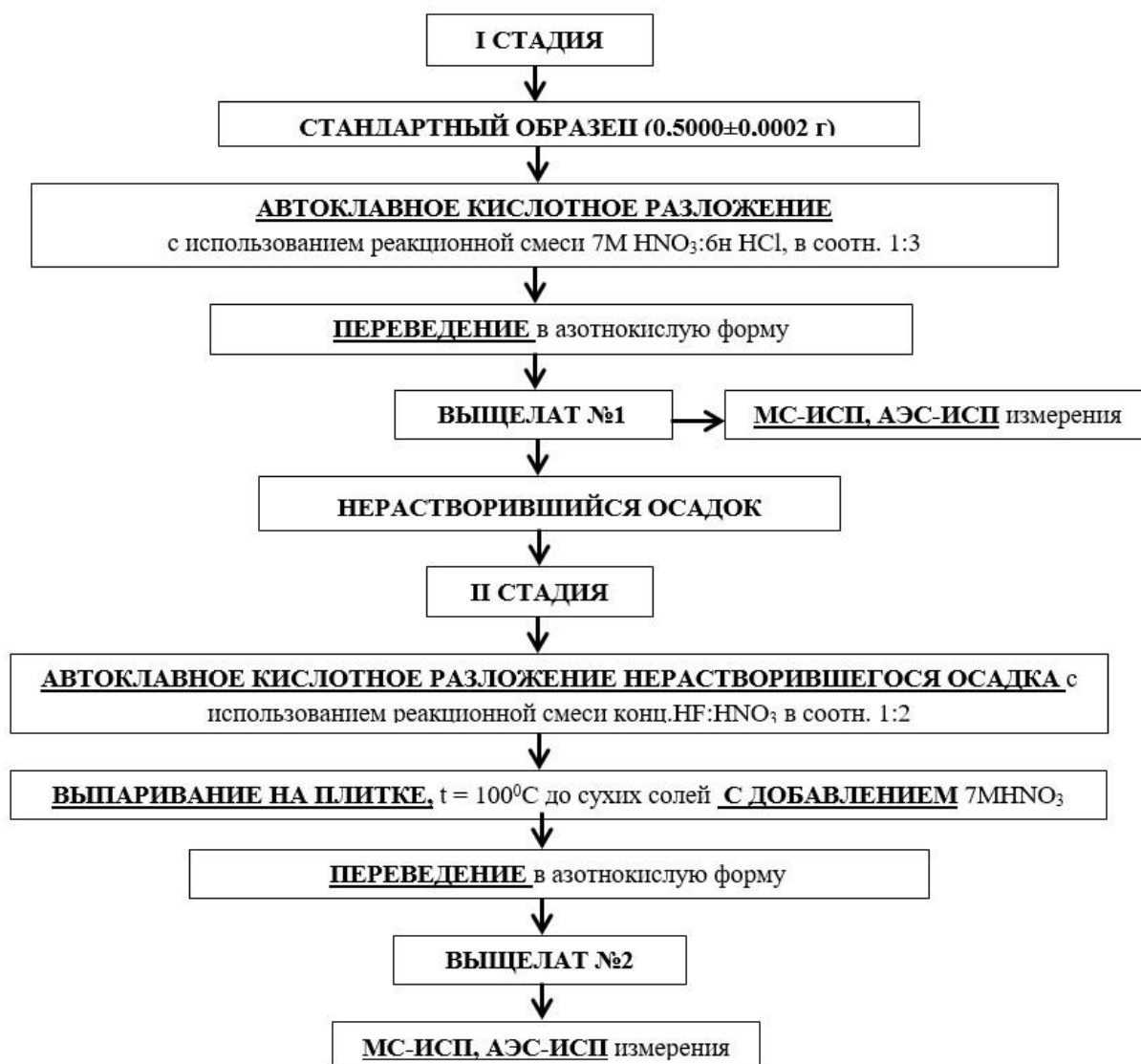


Рисунок 3.5 – Схема пробоподготовки твердых частиц аэрозолей воздуха для элементного анализа

В каждой партии фильтров для отбора твердых частиц аэрозолей воздуха анализировали содержание химических элементов в чистых неэкспонированных фильтрах.

Подготовка проб твердых частиц аэрозолей воздуха для радиохимического анализа. Подготовка фильтров с пробами твердых частиц аэрозолей воздуха для радиохимического анализа осуществлялась в соответствии с рабочей инструкцией «Порядок выполнения совместного радиохимического выделения плутония-(239+240) и стронция из проб окружающей среды».

Снег. Доставленные в лабораторию пробы снега, масса которых варьировала в пределах от 11 кг до 18,5 кг, размещали в пластмассовые емкости для естественного оттаивания (Рисунок 3.6). После оттаивания пробы снега отфильтровывали через бумагу

«синяя лента». Далее в отфильтрованную снеготалую воду добавляли концентрированную азотную кислоту из расчета 3 мл на 1 л воды (в данном случае фильтрат снеговой воды)

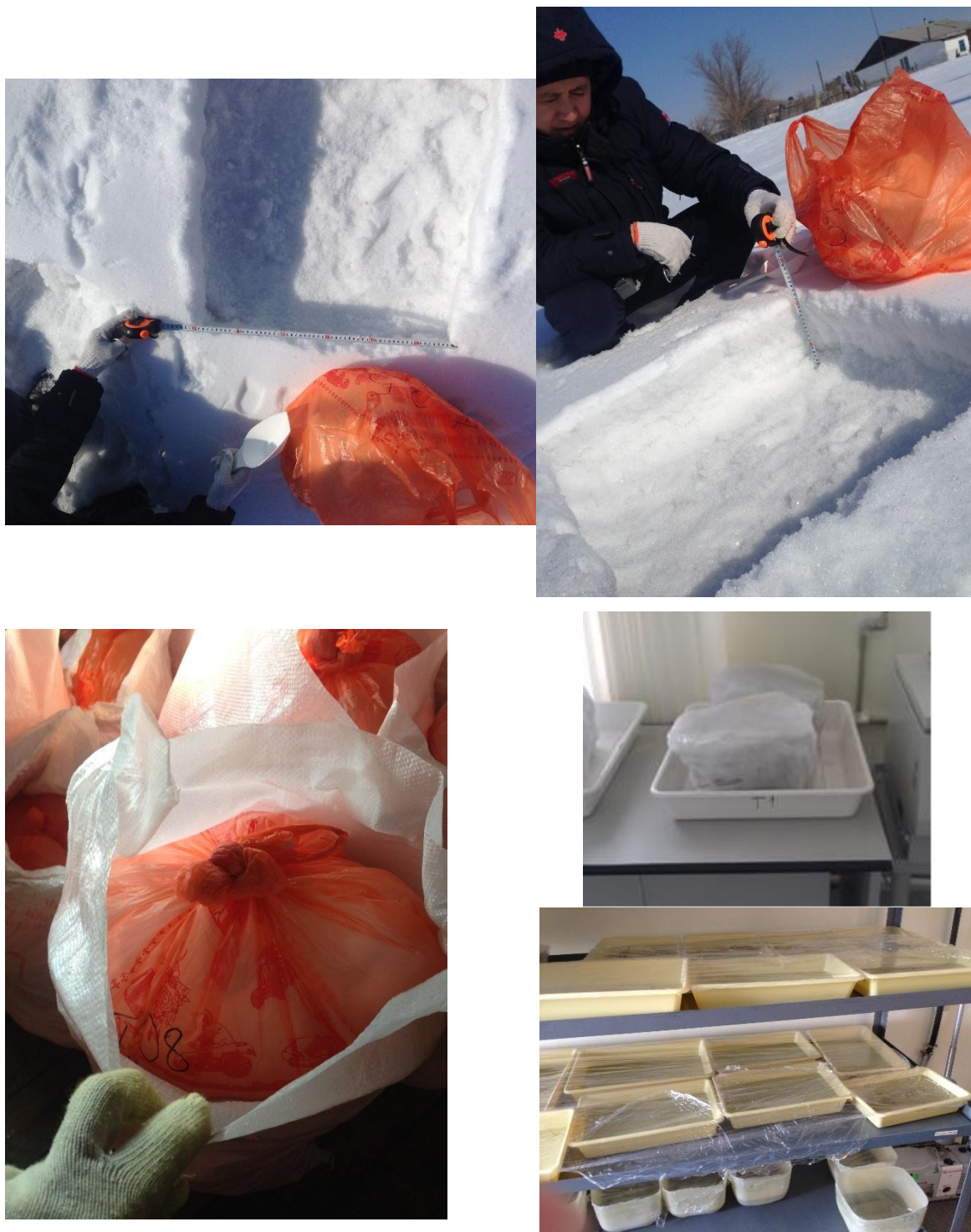


Рисунок 3.6 – Схема отбора и пробоподготовки проб снега.

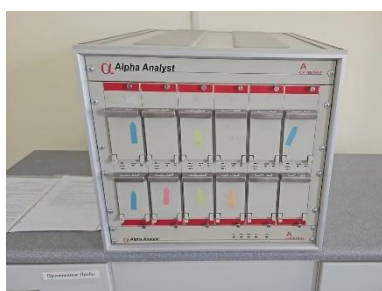
Твердые частицы снега перекладывали в чистую тefлоновую емкость и высушивали до постоянной массы при комнатной температуре. Высушенные образцы твердых частиц снега разлагали способом автоклавной минерализации с использованием концентрированных фтористоводородной (HF) и азотной (HNO_3) кислот в соотношении

1:2. Автоклавы выдерживали в сушильном шкафу в течение 4 ч, нагретом до температуры 160 ± 5 °С, приливали 7М азотную кислоту и выпаривали раствор до образования сухих солей при температуре $+160 \pm 5,0$ °С. После охлаждения объем раствора довели до 15 мл 7 М HNO_3 .

Уголь и зола. Разложение проб угля и золы проводилось согласно рабочей инструкции РИ 03-02-03 (А) (Рабочая инструкция - РИ 03-02-03 (А)) Навески гомогенизированной пробы массой 0,2 г помещали в тefлоновый вкладыш и добавляли небольшими порциями 10 мл 7М HNO_3 . Затем тefлоновый вкладыш вставляли в автоклав и проводили разложение в течение 2,5 ч. при 160 °С. Полученный таким образом раствор разбавляли в соотношении 1:100 и анализировали на содержание интересующих элементов.

3.3 Методы аналитических исследований

Альфа-, бета-, гамма-спектрометрия. Для определения удельной активности естественных и техногенных радионуклидов в исследуемых образцах были применены методы альфа-, бета- и гамма-спектрометрии с использованием спектрометров (Рисунок 3.7) AlphaAnalyst 7200-12 с PIPS детекторами, Quantulus 1220 с фотоэлектронным умножителем, BE3830 коаксиальным ОЧГ (особо чистый германий) детектором на базе лаборатории ядерно-физических методов анализа филиала Института радиационной безопасности и экологии Национального ядерного центра Республики Казахстан.



AlphaAnalyst 7200-12



BE3830



Quantulus 1220

Рисунок 3.7 - Приборы лаборатории ядерно-физических методов анализа

Спектрометр AlphaAnalyst 7200-12, оснащенного кремниевыми детекторами типа PIPS (Passivated Implanted Planar Silicon), обеспечивающего широкий диапазон регистрации энергии (0–10 МэВ) и высокое энергетическое разрешение порядка 18–20

кэВ при энергии 5,5 МэВ (^{99}Am). Бета-спектрометрический анализ осуществлялся на жидкостном сцинтилляционном счетчике Quantulus 1220 с фотоэлектронным умножителем. Прибор характеризуется высокой чувствительностью, низким фоновым уровнем благодаря эффективной экранировке и позволяет регистрировать излучение в диапазоне до 2 МэВ, включая радионуклиды с низкими уровнями активности, такие как ^3H , ^{14}C и ^{90}Sr . Гамма-спектрометрические измерения проводились с использованием высокоразрешающего коаксиального германиевого детектора BE3830 на основе особо чистого германия (ОЧГ). Прибор обеспечивает высокое энергетическое разрешение ($\sim 1,8$ кэВ при 1332 кэВ) и эффективную регистрацию гамма-квантов в диапазоне энергий от 50 до 3000 кэВ. Фоновый уровень снижен за счет многослойной пассивной защиты, включающей свинцовый экран с внутренними вкладышами из меди и олова.

Масс- и атомно-эмиссионная спектрометрия с индуктивно связанной плазмой. Анализ содержания химических элементов в составе твердых частиц аэрозолей воздуха, почвы, твердой фазы снега и образцов угля проводили методами ИСП-МС с использованием квадрупольного масс-спектрометра Agilent 7700x «Agilent Technologies», а также атомно-эмиссионного спектрометра с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-АЭС) ICAP 6300 Duo «Thermo Scientific» (Рисунок 3.8) на базе лаборатории элементного анализа филиала Института радиационной безопасности и экологии Национального ядерного центра Республики Казахстан.



Agilent 7700x



ICAP 6300 Duo

Рисунок 3.8 - Приборы лаборатории элементного анализа

Для построения градуировочных кривых применялись сертифицированные мультиэлементные стандартные образцы производства компании «Perkin Elmer», «Inorganic Ventures», США. При проведении анализа значения относительного стандартного отклонения (RSD – relative standard deviation) измерений составили менее 10 %. Контроль качества анализа осуществлялся путем измерения контрольного раствора через каждые 10 проб. При неудовлетворительном результате калибровки (отклонение

калибровочного графика на 8–10 %) проводили перекалибровку прибора, при которой учитывали новые параметры фона.

Электронная сканирующая микроскопия. Дополнительные исследования морфологии и элементного состава частиц проводились методом растровой сканирующей электронной микроскопии (РЭМ) в сочетании с энергодисперсионным рентгеновским микроанализом (ЭДС). Измерения выполнялись на электронном микроскопе Hitachi S-3400N (Рисунок 3.9), оснащённом ЭДС-приставкой Bruker XFlash 4010, на базе МИНОЦ «Урановая геология» НИ ТПУ. Для обеспечения проводимости поверхности образцов и предотвращения накопления зарядов, перед анализом на поверхность наносилось токопроводящее покрытие (например, углеродное или золото-палладиевое напыление). Метод РЭМ обеспечивал получение детализированных изображений микроструктуры, а ЭДС-анализ — определение качественного и полуколичественного элементного состава. Съёмка проводилась в режиме высокого вакуума при ускоряющем напряжении до 20 кВ, что обеспечивало высокую точность и разрешающую способность при анализе как крупных, так и тонкодисперсных фрагментов.

Рентгенофазовый анализ. Минералогический состав исследуемых природных компонентов определялся методом рентгеновской дифрактометрии также на базе МИНОЦ «Урановая геология» НИ ТПУ. Анализ проводился с использованием дифрактометра Bruker D2 Phaser, оснащённого Cu-анодом и энергодисперсионным детектором (Рисунок 3.9). Съёмка выполнялась в диапазоне углов 2θ от 5° до 70° с шагом $0,02^\circ$ и временем накопления, достаточным для идентификации основных и второстепенных минеральных фаз. Обработка дифрактограмм осуществлялась с использованием программного обеспечения EVA с применением базы данных PDF-2 Международного центра дифракционных данных (ICDD).



Электронный микроскоп Hitachi S-3400N



Дифрактометр Bruker D2 Phaser

Рисунок 3.9 - Приборы базы МИНОЦ «Урановая геология» НИ ТПУ

Комплексные аналитические исследования проводились в аккредитованных лабораториях согласно аттестованным методикам (ISO 17294-2:2003, 2003; ISO 17294-2:2016, 2016, 2016; ГОСТ Р ИСО 15202-3-2008, 2008; KZ.07.00.03351-2016, 2016).

3.4 Методы обработки результатов лабораторно-аналитических исследований

Математико-статистическая обработка результатов исследований. Результаты измерения *массовой концентрации химических элементов в пробах почвы, твердого осадка снега*, X , мг/кг вычисляют по формуле:

$$X = \frac{\left(\frac{C}{1000}\right) \times V}{m} \quad (3.4.1)$$

где, C – значение массовой концентрации химических элементов в анализируемом растворе, рассчитанное ПО масс-спектрометра, мкг/дм³;

V – объем не разбавленной пробы (выщелата), см³

m – масса навески аналитической пробы (горная порода, почва, грунт и донные отложения), г

Результаты измерения *массовой концентрации химических элементов в пробе твердых частиц аэрозолей воздуха*, C , нг/м³ вычисляют по формуле:

$$C \frac{\text{нг}}{\text{м}^3} = \left(C \frac{\text{мкг}}{\text{дм}^3} \times V \text{см}^3 \right) / V \text{м}^3, \quad (3.4.2)$$

где, $C \text{мкг/дм}^3$ – значение массовой концентрации химических элементов в анализируемом растворе, рассчитанное ПО масс-спектрометра, $V \text{см}^3$ – объем не разбавленной пробы (выщелата), см³, $V \text{м}^3$ – объем прокачанного воздуха, м³.

Статистическая обработка полученных данных осуществлялась с использованием программ Microsoft Excel и Statistica.

Эколого-геохимическая обработка результатов исследований. По полученным результатам производился расчет эколого-геохимических показателей, таких как:

- коэффициент концентрации (K_c);
- кларк концентрации (K_K); (Григорьев, 2009);

- суммарный показатель загрязнения (Z_c) согласно опубликованным работам (Сае́т и др., 1990);
- индекс геоаккумуляции (Igeo) (Müller, 1969);
- коэффициент запыленности (C_z)
- коэффициент обогащения (EF - Enrichment Factor) (Soto-Jiménez, et al., 2003; Das et. al., 2015);
- показатель пылевой нагрузки (P_n) (Сае́т и др., 1990);
- кларк концентрации в углях (K_{k_y}) (Dai et al., 2015);
- индекс сродства к углю (CAI - Coal Affinity Index) (Yudovich and Ketris, 2015).

Коэффициент концентрации (K_c)

$$K_c = \text{Спроба} / \text{Сфон}, \quad (3.4.3)$$

где, Спроба - концентрация элемента в исследуемом образце (мг/кг);

Сфон - фоновая (естественная) концентрация этого элемента в той же среде (часто местного фона).

Кларк концентрации (KK)

$$KK = \text{Спроба} / \text{Скларк}, \quad (3.4.5)$$

где, Спроба - концентрация элемента в исследуемом образце (мг/кг);

Скларк - средняя концентрация этого элемента в земной коре (мг/кг) (Григорьев, 2009).

Оценка суммарного загрязнения почвы с использованием показателя Сае́та

В рамках данной работы анализ загрязнения почвенного покрова проводился с использованием методики, основанной на расчете коэффициентов концентрации (K_c) отдельных химических элементов. Данный коэффициент отражает степень превышения содержания определенного элемента в пробе относительно его природного (фонового) уровня и определяется как отношение фактической концентрации к фоновому значению. Применение коэффициентов концентрации позволяет выявить техногенное обогащение почвы теми или иными веществами.

Для оценки совокупного загрязнения несколькими химическими элементами использовался интегральный показатель — индекс загрязненности почвы по Сае́ту (Z_c), предложенный Сае́том Ю.Е. и соавторами (Сае́т и др., 1990). Этот показатель учитывает одновременно как степень превышения фоновых значений, так и количество анализируемых поллютантов. Расчет Z_c производится по следующей формуле:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_{c_i} - (n - 1), \quad (3.4.6.)$$

где, K_{ci} - коэффициент концентрации i -го элемента; n — общее количество исследуемых элементов.

Корректирующий вычет $(n - 1)$ из суммы коэффициентов концентрации необходим для нивелирования вклада самих фоновых значений и позволяет фокусироваться на антропогенном компоненте загрязнения. Таким образом, при условии, что концентрации всех элементов соответствуют фоновым (т.е. $K_{ci}=1$ для всех i), значение Z_c будет равно единице, что интерпретируется как отсутствие загрязнения.

Критерии оценки уровня суммарного загрязнения почв по показателю Z_c были заимствованы из классификации, представленной в работе (Кузнецов, 1992.), и предусматривают следующую градацию:

$Z_c < 16$ — допустимый уровень загрязнения; $16-32$ — умеренное загрязнение; $32-128$ — опасное загрязнение; $Z_c \geq 128$ — чрезвычайно опасное загрязнение.

Для снега уровень загрязнения: $Z_c < 64$ — низкий уровень загрязнения; $64-128$ — средний уровень загрязнения; $128-256$ — высокий уровень загрязнения; $Z_c \geq 256$ — очень высокий уровень загрязнения.

Индекс геоаккумуляции (I_{geo})

С целью оценки степени вклада отдельных химических элементов в общее загрязнение почвенной среды на территории населенного пункта был проведен расчет индексов геоаккумуляции (I_{geo}), согласно методике, предложенной Г. Мюллером (Müller, 1969). Расчетные значения были получены по формуле:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1.5BE_n}, \quad (3.4.7)$$

где, C_n — измеренная концентрация химических элементов в образце почвы; BE_n — соответствующее среднее геохимическое фоновое значение. Множитель 1,5 введен в формулу для учета возможных колебаний фоновых значений, обусловленных природными геохимическими вариациями.

Интерпретация индекса I_{geo} осуществляется на основе следующей шкалы градации степени загрязнения: $I_{geo} \leq 0$ - почвы практически не загрязнены; $0 \leq 1,0$ - от незагрязненных до умеренно загрязненных; $1 \leq 2$ — умеренно загрязненные; $2 \leq 3$ - средне загрязненные; $3 \leq 4$ - сильно загрязненные; $4 \leq 5$ - от сильно до чрезвычайно загрязненных; $I_{geo} > 5$ - чрезвычайно загрязненные.

Применение данного индекса позволяет количественно оценить степень техногенной нагрузки на почвы и выделить элементы, оказывающие наибольшее влияние на экологическое состояние исследуемой территории.

Коэффициент запыленности (Cз)

Определение запыленности (массовой концентрации пыли) воздуха производили путем расчета:

$$C_z = \frac{M}{V} \times 1000 \quad (3.4.8)$$

где, Cз - коэффициент запыленности, мг/м³; M - масса пыли, г; V - объем прокаченного воздуха, м³.

Коэффициент обогащения (EF)

Также был рассчитан коэффициент обогащения (EF) твердых частиц аэрозолей воздуха отдельными элементами (Ci) по отношению к их почвенным содержаниям с использованием железа (Fe) в качестве эталонных элементов, которые являются одними из наиболее распространенных элементов в почве. Данный коэффициент отражает степень антропогенного влияния на воздушную среду и расчет производится по формуле:

$$EF = (C_{i\text{аэр}}/Fe_{\text{аэр}}) / (C_{i\text{почва}}/Fe_{\text{почва}}), \quad (3.4.9)$$

Согласно общепринятой классификации (Chester et al., 1999): EF ≤10 - указывает на то, что элемент преимущественно имеет литогенное (природное) происхождение и считается небогащенным; EF 10 - 100 - отражает смешанный вклад природных и антропогенных источников и рассматривается как умеренное обогащение; EF ≥100, это свидетельствует о преимущественно антропогенном происхождении элемента, и он считается аномально обогащенным.

Оценка степени относительного обогащения угля микроэлементами

Согласно методу, предложенному Dai и соавт. для оценки степени относительного обогащения угля микроэлементами был рассчитан коэффициент кларка по углю (Kky), и его расчет основан на сравнении концентрации элемента в пробе с его средним содержанием в мировом твердом топливе (угле).

$$K_{ky} = C_{\text{проба}}/C_{\text{WHC}}, \quad (3.4.10)$$

где, Cпроба - концентрация элемента в исследуемой пробе угля (мг/кг)

CWHC - средняя концентрация этого элемента в мировом каменном угле, по справочным данным (WHC- World Hard Coal - мировое твердое топливо) (мг/кг), установленным (Yudovich and Ketris, 2015).

Кларк концентрации по углю этих элементов классифицируются на шесть категорий: $Kk_y < 0.5$ – обедненные; $0.5 \leq Kk_y < 2$ – нормальные; $2 \leq Kk_y < 5$ – слабо обогащенные; $5 \leq Kk_y < 10$ – обогащенные; $Kk_y \geq 100$ – высокообогащенные; $10 \leq Kk_y < 100$ – значительно обогащенные

Этот показатель позволяет определить, являются ли элементы обогащенными или обедненными. Он рассчитывается путем сравнения концентрации микроэлемента в пробе угля с соответствующим средним значением для мирового угля.

Индекс сродства к углю (CAI - Coal Affinity Index)

Юдович предложил использовать для таких расчетов кларки золы угля (а не обогащенной золы) и кларки осадочных пород. Полученные значения, отражающие степень обогащения, получили название типоморфных коэффициентов и широко использовались в российской литературе. В дальнейшем данный показатель был заменен на более точный термин — коаллофильный коэффициент (или индекс сродства к углю, Coal Affinity Index, CAI)

Индекс CAI рассчитывается по формуле:

$$CAI = C_{\text{зола}} / C_{\text{кларк}}, \quad (3.4.11)$$

где, $C_{\text{зола}}$ - средняя концентрация элемента в золе угля, (мг/кг);

- $C_{\text{кларк}}$ – среднее содержание элемента в земной коре (Григорьев, 2009) (мг/кг).

На основе значений CAI осуществляется следующая классификация элементов: $CAI < 1$ - элементы, не проявляющие сродства с углем; CAI от 1 до 2 - элементы со слабым или умеренным сродством к углю; CAI от 2 до 5 - элементы, характеризующиеся выраженным сродством к углю. $CAI > 5$ - элементы, характеризующиеся высоким сродством к углю

Статистическая обработка результатов производилась с использованием программ Microsoft Excel и ПО «Statistica» по учебному пособию (Михальчук и Языков, 2015). Построение карта-схем осуществлялось в ПО «ArcGIS» с дополнительными модулями Geostatistical Analyst и инструментами Xtools (ArcGIS 10.8 for Desktop).

4 ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ ЗОНЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПО ДАННЫМ ИЗУЧЕНИЯ ПОЧВ РЕГИОНАЛЬНОГО ПРОФИЛЯ «ВОСТОЧНЫЙ СЛЕД»

4.1 Характеристика радионуклидного состава почвы

Третий радиоактивный след, известный как «Восточный след», был выявлен в ходе радиоэкологического обследования территорий, прилегающих к СИП, в районах населенных пунктов Мостик, Черемушки, Бодене и Долонь. Проведенный анализ показал, что на основной территории полигона данный след либо полностью отсутствует, либо проявляется крайне слабо и фрагментарно. Подобная ситуация, по всей видимости, обусловлена неблагоприятными метеорологическими условиями, сложившимися в момент проведения ядерного испытания. В частности, сильный порывистый ветер и осадки в виде дождя могли существенно повлиять на распределение и осаждение радионуклидов, способствуя их выносу за пределы СИП (Логачев, 1997).

В данной работе представлены результаты содержания естественных и техногенных радионуклидов - ^{40}K , ^{232}Th , ^{210}Pb , ^{238}U , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{60}Co , ^{152}Eu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в образцах почвы, отобранных по основной оси «Восточного» следа.

Естественная радиоактивность на местах радиоактивного следа в большей степени определяется присутствием в почвенном профиле ^{40}K , ^{232}Th , ^{210}Pb , ^{238}U , что согласуется в целом с результатами других авторов (Królak et al., 2010; Baeza, A., et. al, 1992; Kekelidze et al., 2017; Tulashvili et. al, 2021; Kayakökü, 2024; Iglovsky et al., 2025) и наглядно представлено в таблице (Таблица 4.1)

Таблица 4.1 - Содержание естественных радионуклидов в образцах почв по профилю «Восточного следа» СИП, Бк/кг (14 проб)

Расстояние, км	^{40}K	^{232}Th	^{210}Pb	^{238}U
0	550 ±110	22,0 ±4,0	58 ±12	17,0 ±2,6
22	520 ±100	17,0 ±3,0	50 ±10	18,0 ±2,9
42	580 ±120	28,0 ±6,0	36 ±7	20,0 ±3,2
62	600 ±120	21,0 ±4,0	69 ±14	17,0 ±2,7
72	610 ±120	23,0 ±5,0	35 ±7	18,0 ±2,8
82	750 ±150	13,0 ±3,0	51 ±10	9,7 ±1,5
92	780 ±160	27,0 ±5,0	28 ±6	17,0 ±2,6
98	770 ±150	16,0 ±3,0	33 ±7	13,0 ±2,1
104	560 ±110	9,0 ±1,8	56 ±11	11,0 ±1,8
110	680 ±140	28,0 ±6,0	43 ±9	15,2 ±2,4
116	530 ±110	18,0 ±4,0	81 ±16	13,2 ±2,1
122	730 ±150	49,0 ±10,0	50 ±10	34,0 ±5,4
130	530 ±110	24,0 ±5,0	58 ±12	12,0 ±1,9
140	790 ±160	22,0 ±4,0	44 ±9	18,0 ±2,9

Выявленная удельная активность ^{40}K находится в диапазоне от 520 до 790 Бк/кг. Максимальное содержание исследуемого естественного радионуклида отмечается на 140 км от испытательной площадки «Опытное поле», минимальное – на 22 км, соответственно. Важно отметить, что содержание стабильного изотопа калия с атомной массой 39 в исследуемых образцах почвы по профилю колеблется от 15000 до 24000 мг/кг, что находится на уровне одного кларка со средним его содержанием в континентальной земной коре.

По всей длине профиля поведение естественного радионуклида ^{232}Th в почве более динамично. Так, наблюдается резкое понижение удельной активности ^{232}Th на отрезке 104 км, однако уже на 122 км его содержание повышается до отметки 49 Бк/кг.

Активность ^{210}Pb в почвах имеет чуть большие значения в сравнении с показателями активности ^{232}Th и ^{238}U и варьирует в пределах от 28 до 81 Бк/кг.

Концентрация ^{238}U в почвах изучаемой территории также была значительно ниже содержания ^{40}K , и максимальное его значение составляет 34 Бк/кг на 122 км. Самое низкое содержание данного изотопа выявлено на 82 км и составило 9,7 Бк/кг.

По «Восточному следу» радиоактивных выпадений в образцах почвы концентрация естественных радионуклидов распределена равномерно. Из этого следует, что состав почвы абсолютно идентичен по содержанию указанных радионуклидов на протяжении всего следа.

Для подтверждения возможного вклада ранее произведенных ядерных испытаний СИП на увеличение содержания природных радионуклидов в почвенном профиле «Восточного следа» необходимо проведение научно-исследовательских работ по изучению активности природных радионуклидов в почвах за пределами следа.

Согласно данным, верхний слой почвы (до 5 см) включает в себя 95–98 % техногенной составляющей и представляет собой ключевой элемент депонирующей природной среды, который сохраняет накопительный эффект многолетнего техногенного воздействия. Результаты данного исследования частично подтверждают тезис, изложенный в предыдущих работах других авторов (Abusini et al., 2008; Perevoshchikov et al., 2022; Rani, A., & Singh, S. 2005; Yang Y.-X, 2005).

Масштабы и уровни радиоактивных загрязнений после ядерных взрывов зависят от многих факторов: типа ядерных боеприпасов, вида взрывов, мощности, топографических и метеорологических условий. Основными долгоживущими радионуклидами при ядерном взрыве являются ^{235}U и ^{239}Pu . Количество долгоживущих радионуклидов сначала нарастает, а затем, достигнув максимума, уменьшается. Часть образовавшихся при наземном взрыве радиоактивных продуктов (деления и активации), поднятых с грунтом,

оседает непосредственно на месте проведения взрыва. Некоторая часть, связанная со сравнительно небольшими частицами грунта или расплавленных пород, может быть отнесена ветром на значительные расстояния от места взрыва. В результате этого, возможно, образуется радиоактивное загрязнение окружающей среды.

Техногенные радионуклиды ^{60}Co , ^{152}Eu (продукты деления и активации), ^{235}U (входит в состав ядерного заряда/ элемент материала ядерного заряда) не обнаружены на протяжении всего «Восточного следа». По данным (Умаров и др., 2016) на площадке «Опытное поле» радионуклиды, продукты деления и активации ^{60}Co , ^{152}Eu , либо полностью отсутствуют, либо их количество незначительно, а сами они привнесены в результате выпадений от других ядерных испытаний. Следует отметить, что оба изотопа - ^{60}Co (период полураспада около 5,27 лет) и ^{152}Eu (период полураспада около 13,5 лет) - обладают относительно короткими периодами полураспада.

Как отмечено в работах и других авторов (Умаров и др., 2001; Паницкий и др., 2013; Panitskiy et al., 2023), максимальные концентрации радионуклидов фиксируются на глубине до 10 см. Однако для большинства светло-каштановых почв, где проходит радиоактивный след, наибольшие значения удельной активности радионуклидов наблюдаются лишь до 5 см.

Радионуклидный состав почв по профилю «Восточного следа» определяется в основном содержанием ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ (Таблица 4.2). По выявленным концентрациям данных радионуклидов наблюдается неоднородное распределение по всему 140 км профилю от испытательной площадки «Опытное поле».

Таблица 4.2 - Содержание техногенных радионуклидов в образцах почв по профилю «Восточного следа» СИП, Бк/кг (14 проб)

Расстояние, км	^{137}Cs	^{90}Sr	^{60}Co	^{152}Eu	^{235}U	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
0	22,0 ±4,0	3,1 ±1,0	<0,5	<0,7	<1,3	110,0 ±6,8	9,5 ±1,9
22	17,0 ±3,0	<0,5	<0,5	<0,7	<1,3	53,0 ±4,8	3,3 ±0,7
42	6,8 ±1,4	<0,5	<0,5	<0,7	<1,3	13,0 ±2,2	<0,4
62	21,0 ±4,0	1,5 ±0,6	<0,5	<0,7	<1,3	12,0 ±2,4	<0,4
72	3,6 ±0,7	<0,5	<0,5	<0,7	<1,3	0,9 ±0,4	<0,4
82	12,0 ±2,0	<0,5	<0,5	<0,7	<1,3	13,0 ±1,8	<0,4
92	1,9 ±0,4	3,2 ±0,7	<0,5	<0,7	<1,3	2,3 ±0,8	<0,4
98	9,1 ±1,8	<0,5	<0,5	<0,7	<1,3	25,0 ±2,7	<0,4
104	4,1 ±0,8	2,0 ±0,7	<0,5	<0,7	<1,3	1,5 ±0,6	<0,4
110	5,8 ±1,2	<0,5	<0,5	<0,7	<1,3	4,2 ±1,0	<0,4
116	3,4 ±0,7	3,3 ±0,9	<0,5	<0,7	<1,3	1,4 ±0,6	<0,4
122	6,7 ±1,3	5,7 ±0,9	<0,5	<0,7	<1,3	2,1 ±0,8	<0,4
130	31,0 ±6,0	<0,5	<0,5	<0,7	<1,3	43,0 ±2,8	<0,4
140	35,0 ±7,0	3,4 ±0,8	<0,5	<0,7	<1,3	49,0 ±3,5	2,6 ±0,5

По представленным данным распределение содержания ^{90}Sr в исследуемых образцах почвы основного радиоактивного следа имеет эпизодичный характер в сравнении с распределением техногенного радионуклида ^{137}Cs . Так, не выявлены удельные активности ^{90}Sr на отметках 22, 42, 72, 82, 98, 110, 130 км от границ площадки «Опытное поле» СИП. При этом следует отметить, что выявленные значимые показатели удельной активности данного техногенного изотопа на протяжении всей траектории не имеют пиковых значений. Данные варьируют в пределах от 1,5 до 5,7 Бк/кг.

Для содержания изотопа ^{137}Cs в образцах почвы характерно более динамичное распределение. Так, в начале отрезка на отметках 0 и 22 км выявлены значения удельной активности, равные 22 и 15 Бк/кг соответственно. На отрезках от 72 до 122 км включительно показатели удельной активности ^{137}Cs падают до 1,9 Бк/кг. Далее на отрезках 130–140 км наблюдается резкое повышение значений удельной активности. Также следует отметить, что на протяжении всего профиля были получены значимые содержания данного радионуклида в образцах почвы.

Такое распределение объясняется легким механическим составом почвы, влиянием человеческой деятельности, а также высокой подвижностью и растворимостью самого радионуклида ^{90}Sr . Надо принять во внимание эти факторы для понимания поведения ^{90}Sr и его воздействия на экосистемы, которые были изучены Паницким А.В. в соавторстве с другими авторами (Паницкий и др., 2013) на «Южном» и «Юго – Восточном» следах радиоактивных выпадений. В некоторых исследованиях обсуждается влияние органических компонентов почвы на формирование физико-химических связей радионуклидов. В частности, ^{90}Sr в основном взаимодействует с мобильными частями гумуса, такими как фульвокислоты и неспецифические соединения. Напротив, ^{137}Cs связывается с гуминовыми кислотами, которые имеют гораздо более низкую подвижность в почвенной среде (Вирченко, Агапкина, 1993; Агапкина и др., 2023), что также объясняет поведение данных радионуклидов.

Несмотря на ограниченность данных, характеризующих радиационную составляющую «восточного» следа в пределах СИП, в частности по таким показателям, как средние и максимальные уровни удельной активности радионуклидов в почвах, для оценки можно использовать и ориентироваться на изотопные отношения, которые были получены ранее (Лукашенко и др., 2015) для участка следа, расположенного за пределами СИП. Так, в районе населенного пункта Долонь были зафиксированы следующие значения: соотношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ составляет 0,4, а отношение $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ — 28,0. С высокой долей вероятности можно предположить, что аналогичные изотопные соотношения справедливы для всей протяженности «Восточного следа».

По результатам данной работы на сегодняшний день установлены следующие $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ отношения для: эпицентральной зоны – 0,14 (условно «0» км); ближней зоны – 0,13 (12-62 км); средней зоны – 0,17 (82-110 км); дальней зоны – 0,16 (120-140 км).

Величина удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в почвенном покрове исследуемой зоны изменяется от 0,9 до 110,0 Бк/кг. Максимальные значения удельной активности изотопов плутония были обнаружены в образцах почвы, отобранных непосредственно с территории испытательной площадки «Опытное поле» СИП. При этом следует отметить, что данное значение не превышает показателя минимальной удельной значимой активности (МЗУА). Распределение содержания $^{239+240}\text{Pu}$ имеет нестабильный характер. В начале и на 130–140 км профиля обнаружены значения удельных активностей 53, 43 и 49 Бк/кг, соответственно. В условно обозначенной «середине» профиля величина удельной активности изотопов плутония составила от 0,9 до 25 Бк/кг. Значимые показатели ^{241}Am в почвах «Восточного следа» были обнаружены на 0, 22 и 140 км. Практически на протяжении всей траектории радиоактивного следа в исследуемых образцах почвы не обнаружен данный радиоактивный изотоп.

Распределение содержания $^{239+240}\text{Pu}$ (элемент материала ядерного заряда) имеет нестабильный характер, в связи с чем обследованный профиль следа можно разделить на условные зоны. В начале на отрезке от 0 до 22 км и на 130–140 км профиля обнаружены значения удельных активностей, равные 110, 53, 43 и 49 Бк/кг, соответственно с превышением в десятки раз уровня фона глобальных выпадений, равный 4 Бк/кг. На отрезках от 42 до 62 км, а также на участке 98 км, превышение составило до 10 раз (от 3 до 6).

Практически на протяжении всей траектории радиоактивного следа в исследуемых образцах почвы не был обнаружен ^{241}Am (элемент материала ядерного заряда), за исключением отдельных точек с превышением фона глобальных выпадений от 3 до 12 раз. А индикаторные отношения $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ составляют для: эпицентральной зоны – 11,6 (условно «0» км); ближней зоны – 6,1 (12-62 км); средней зоны – нет (82-110 км); дальней зоны – 9,2 (120-140 км).

В целом по профилю значение $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ отношений совпадает с ранее проведенными исследованиями, где данное значение равно 28 единицам (Лукашенко и др., 2015). При этом следует отметить, что не установлены отношения между $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в н.п. Долонь, в связи с их значениями меньше предела обнаружения прибора. Это свидетельствует об отсутствии значительных изменений в перераспределении $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am за исследуемый период, обусловленное в первую очередь их большими периодами полураспада более 30 тысяч и 400 лет соответственно.

Таким образом, радионуклидный состав почв по профилю «Восточного следа» определяется в основном содержанием ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$. По выявленным концентрациям данных радионуклидов наблюдается неоднородное распределение по всему 130 км профилю от внешних границ площадки «Опытное поле», что в первую очередь обусловлено неблагоприятными метеорологическими условиями в момент испытания (Логачев, 1997). Это в свою очередь привело к формированию локальных участков радиоактивного загрязнения на отметках от 0 до 20 км, от 35 до 50 км, а также на расстоянии 140 км и далее по профилю «Восточного» следа.

4.2 Характеристика элементного и минералогического составов почвы

По результатам элементного анализа состава почвенных образцов, отобранных по траектории «Восточного следа», наблюдается стабильность динамики распределения содержания большинства исследуемых химических элементов на протяжении всего профиля (Приложение А, Рисунок 4.1).

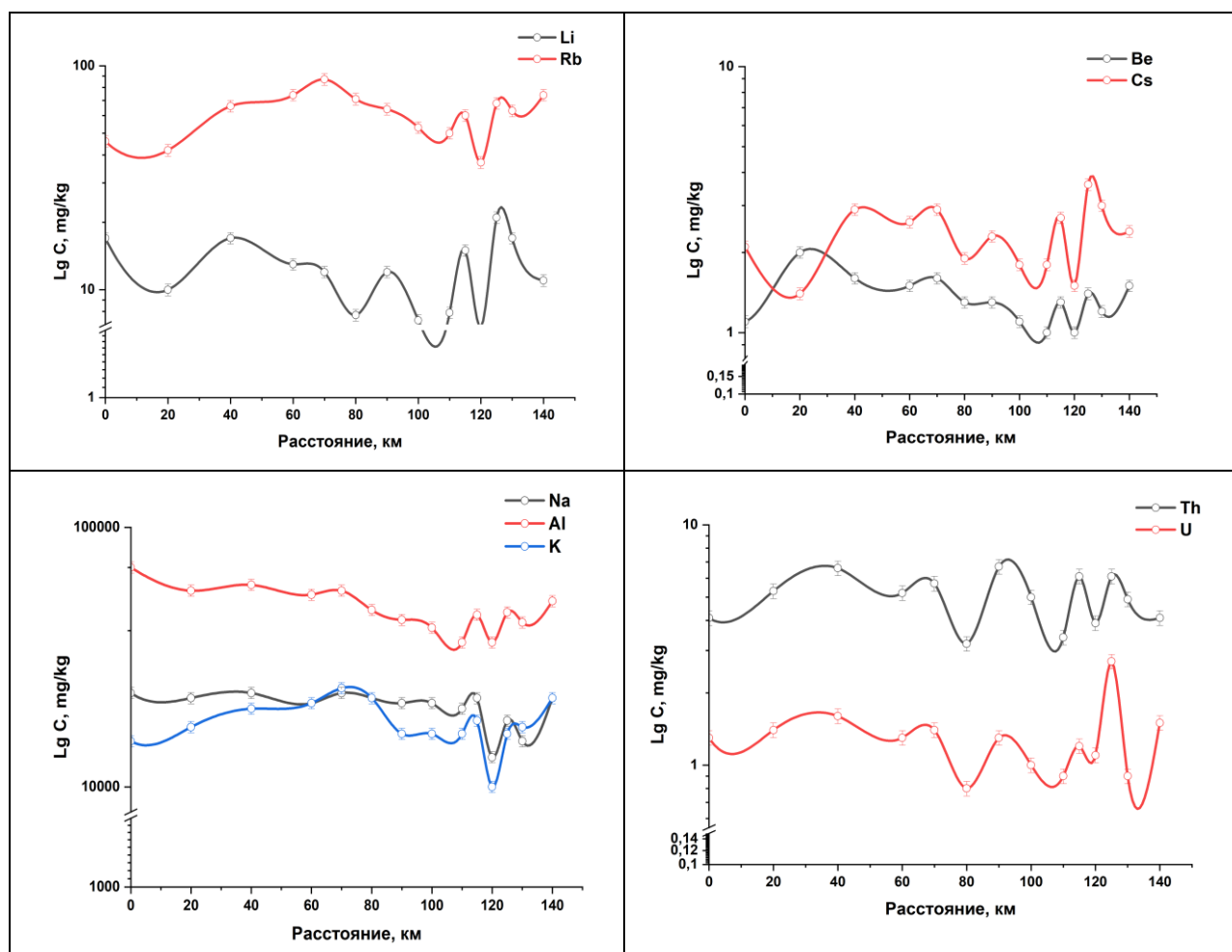


Рисунок 4.1 - Пространственная динамика распределения содержания химических элементов в образцах почвы территории зоны воздействия «Восточного следа»

Как видно из представленных графических материалов, иллюстрирующих пространственное распределение содержания элементов в исследуемых почвенных образцах, группы рассматриваемых химических элементов демонстрируют в целом стабильную динамику распределения вдоль профиля «Восточного следа», что может указывать на однородность геохимических условий формирования почвенного покрова в пределах большей части исследуемой территории. В то же время локальные аномалии, зафиксированные на отдельных участках, свидетельствуют о влиянии как природных, так и антропогенных факторов.

Так, существенное снижение содержания Li и Rb в районе 116 км от эпицентра (до 5,7 и 37 мг/кг соответственно) может быть связано с нарушением структуры почвенного горизонта в результате пастбищного воздействия и, как следствие, вертикального перемешивания почвы. Максимальные концентрации Li обнаружены на 122 км, тогда как пиковые значения Rb наблюдаются на 62-м и 140-м километрах, что может указывать на локальные геохимические особенности или техногенное обогащение.

Концентрации Be и Cs в почвенных образцах по профилю варьируют в пределах от 1,0 до 2,0 мг/кг и от 1,4 до 3,6 мг/кг соответственно. При этом содержание Be в эпицентре ниже, чем в ближней зоне, тогда как для Cs характерно повышенное содержание в начале профиля, с последующим резким снижением на следующем отрезке профиля следа.

Для Na, Al и K также выявлено снижение концентраций на 116 км (до 13000, 36000 и 10000 мг/кг соответственно) по сравнению со средними значениями по профилю (20400, 49000 и 17900 мг/кг).

По профилю исследуемого следа содержание Th отличается меньшей вариабельностью (23%) по сравнению с U (35%). Содержание Th (валовое содержание) в исследуемых образцах почв по профилю «Восточного следа» изменяется от 3,2 до 6,7 мг/кг, тогда как концентрация U (валовое содержание) в этих же почвах варьирует от 0,8 до 2,7 мг/кг. При этом в эпицентре взрыва (Опытное поле) среднее содержание Th составляет 4,1 мг/кг, U – 1,3 мг/кг.

Как видно из представленных данных разница между минимальным содержанием Th и U составляет в 4 раза, между максимальными - в 2,5 раза соответственно, что подтверждает миграционную активность U (Евсеева и др., 1974), вследствие чего можно утверждать, что U не накапливается в поверхностном слое почвы (0-5 см). Отношение валовых содержаний тория к урану (Th/U), этот показатель как свидетельствуют ранее проведенные исследования (Рихванов, 2002) и другие исследования (C.J. Allegre et.al.,

1982) является чрезвычайно важным индикатором и находится в чрезвычайно узком интервале величин 2,5-5.

Установлено, что на территории испытательной площадки «Опытное поле» Th/U отношение составляет 3,2, в ближней зоне — 4,0, средней — 4,7 м и дальней — 3,1 (Рисунок 4.2), что практически соответствует кларковому значению для верхней части континентальной коры, равному 3,64 (Григорьев, 2009).

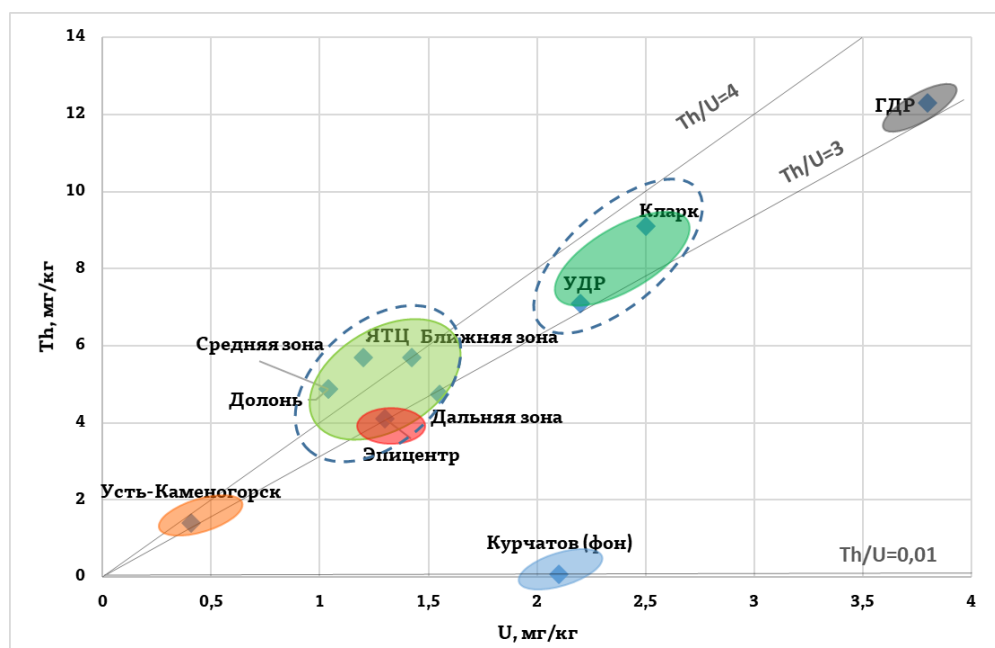


Рисунок 4.2 - Радиогеохимическая типизация почвы территории зоны воздействия «Восточный след»

Примечание: ЯТЦ – Предприятия ядерно-топливного цикла; УДР – угледобывающий район, ГДР – горнодобывающий район (по данным Язикова Е.Г., 2006); Кларк – среднее содержание в верхней континентальной коре (Григорьев Н.А., 2009)

Значения содержания перечисленных групп элементов, кроме Na и Ta (содержание на уровне кларка), в образцах почвы в целом не превышают фоновые для данной почвенно-географической зоны, однако их пространственная изменчивость может быть индикатором локальных процессов выщелачивания, миграции или перераспределения элементов под влиянием климатических и антропогенных факторов. Коэффициенты вариаций для указанных групп элементов составили 15–40%, что соответствует средней степени вариабельности и указывает на относительную устойчивость распределения макро- и микроэлементов в пределах исследуемого профиля.

Для следующих групп элементов характерно несколько иная динамика распределения, со степенью вариабельности от 35 до 110 % (Рисунок 4.3).

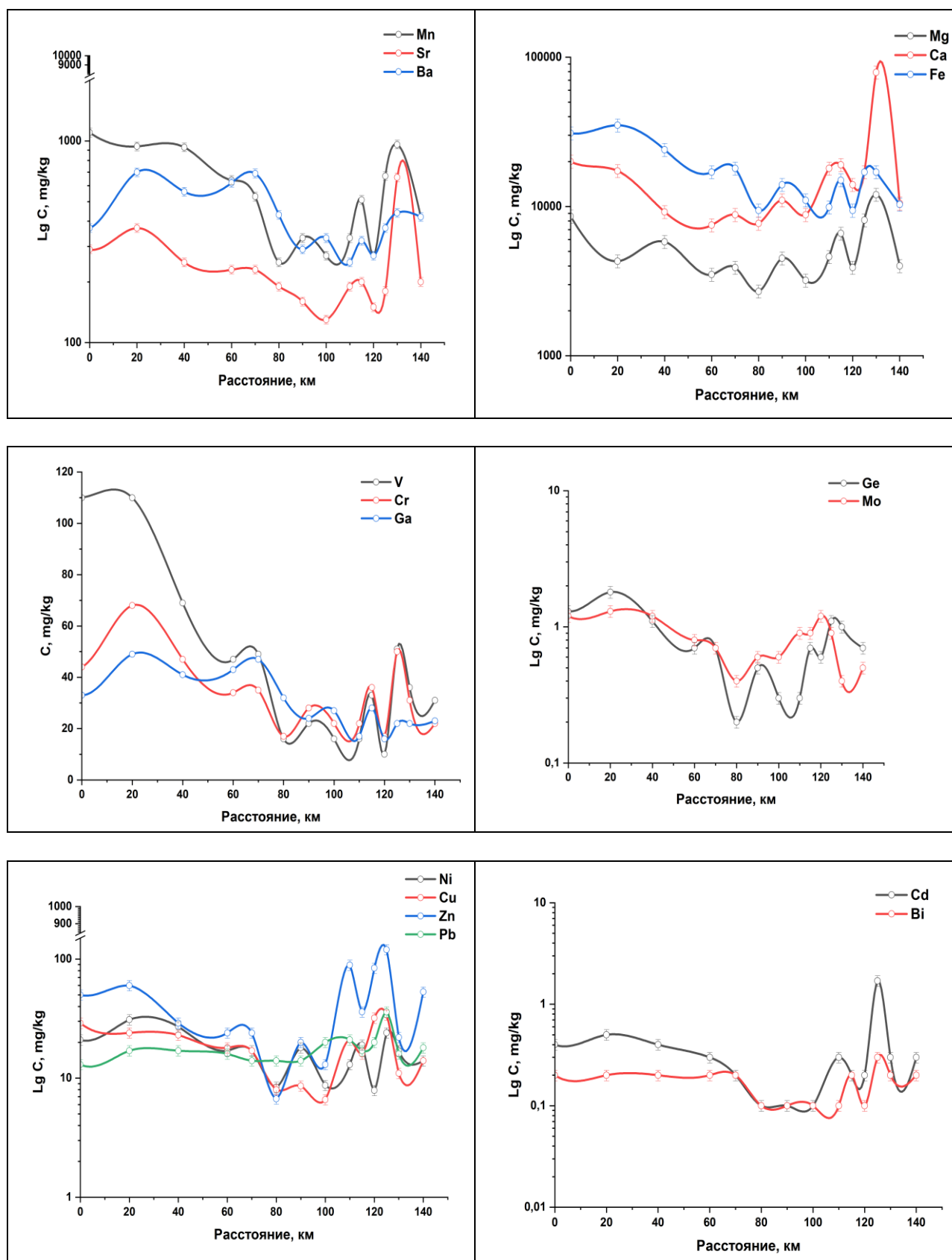


Рисунок 4.3 - Пространственная динамика распределения содержания химических элементов в образцах почвы территории зоны воздействия «Восточного следа»

Из представленных групп элементов Mn, Sr, Ba являются относительно других менее вариабельным с коэффициентами вариации 51, 55 и 35 (%) соответственно. Заметно резкое понижение концентрации Mn и Sr в средней зоне «Восточного следа», с дальнейшим повышением содержания на отрезке дальней зоны от эпицентра. Динамика концентрации Ba начиная от 82 км до конца профиля остается относительно стабильным 430-420 мг/кг, с незначительным понижением 250 мг/кг на 104 км. Максимальное содержание Sr, определенное на отметке 130 км, равное 660 мг/кг превышает среднее содержание в верхней континентальной коре в 2,4 раза.

Разница между минимальным и максимальным содержанием Ca составляет в 10 раз. Отмеченная максимальная концентрация Ca (79000 мг/кг) превышает его содержание в верхней части континентальной коры в 2 раза. Однако по профилю заметных увеличений и превышения кларка не наблюдается. В связи с таким размахом диапазона значений концентрации данного элемента установлен аномально высокий коэффициент вариации, равный 103 %.

У Mg и Fe пространственная динамика распределения содержания зеркальная. Для Mg отмечается пики концентрации к концу отрезка профиля (12000 мг/кг), тогда как для Fe максимальное содержание отмечено в начале профиля 35000 мг/кг. При этом по данным элементам превышения кларка верхней континентальной коры не установлено. Также следует отметить, что динамика распределения содержания Fe относительно других элементов менее динамична, в связи с близкими значениями концентрации элементов по профилю следа, коэффициент вариации находится в диапазоне от 21 до 35%.

В подгруппе элементов (V, Cr, Ga) высоковариабельным является V, с коэффициентом вариации 74 %, тогда как у остальных 2-х меньше 45 %. Однако для этих элементов характерной особенностью является увеличение концентрации в начале профиля включая эпицентральную и ближнюю зоны, с постепенным понижением к средней зоне и заметным увеличением к концу профиля на участке дальней зоны воздействия радиоактивного следа. При этом следует отметить, что разница между минимальным и максимальным содержанием V составляет в 10 раз. Также установлено превышение среднего содержания Ga кларка в 1,5 раза, при этом среднее значение по ближней зоне, равное 45 мг/кг превышает кларк в 2 раза.

В пространственной динамике концентрации Ge наблюдается резкое понижение к средней зоне в сравнении с динамикой содержания Mo. Так, среднее содержание Mo для эпицентра составило 1,2 мг/кг, для ближней зоны – 1,0 мг/кг, средней – 0,7 мг/кг, дальней – 0,8 мг/кг соответственно, тогда как концентрация Ge для эпицентра – 1,3 мг/кг, ближней зоны – 1,1 мг/кг, средней – 0,4 мг/кг, дальней – 0,85 мг/кг соответственно. Возможно,

такого рода распределение Ge связано с хозяйственной деятельностью человека (Приложение Б), поскольку средняя зона как раз расположена по территории населенного пункта Долонь.

Для группы тяжелых металлов Ni, Cu, Zn, Pb отмечены пики возрастания и понижения концентрации на расстоянии от 100 до 140 км. Установлено максимальное содержание Zn на 120 км от эпицентра с превышением кларка в 1,6 раз. Также на этой отметке установлена максимальная концентрация Pb 36 мг/кг, с превышением кларка в 2 раза. Следует отметить, что эти максимальные пики значений расположены в дальней зоне по профилю исследуемого следа.

Как видно из представленных данных, в исследуемых образцах почвы содержание Cd и Bi показало стабильную динамику распределения на отрезке от 0 до 72 км профиля «Восточного следа». Максимальное содержание Cd отмечено также на отрезке 120 км со значением 1,7 мг/кг, что также превышает его содержание в верхней части континентальной коры практически в 3 раза. Следует обратить внимание, что представленные группы элементов Zn, Pb, Cd относятся к группе нормируемых элементов, в связи с чем необходим контроль за их содержанием в почвенном покрове исследуемого региона.

Таким образом, пространственная динамика распределения в верхнем слое почвы по профилю «Восточного следа» весьма разнообразна и на сегодняшний день установлен геохимический ряд по максимальным содержаниям из группы тяжелых металлов (Zn, Pb, Cd, Sr) и Ca, Ga.

На следующих диаграммах представлены группы редкоземельных элементов, содержание которых имеет схожую динамику распределения в исследуемых образцах почвы по всему профилю (Рисунок 4.4), при этом их коэффициент вариации находится в узком диапазоне от 34 до 43 %.

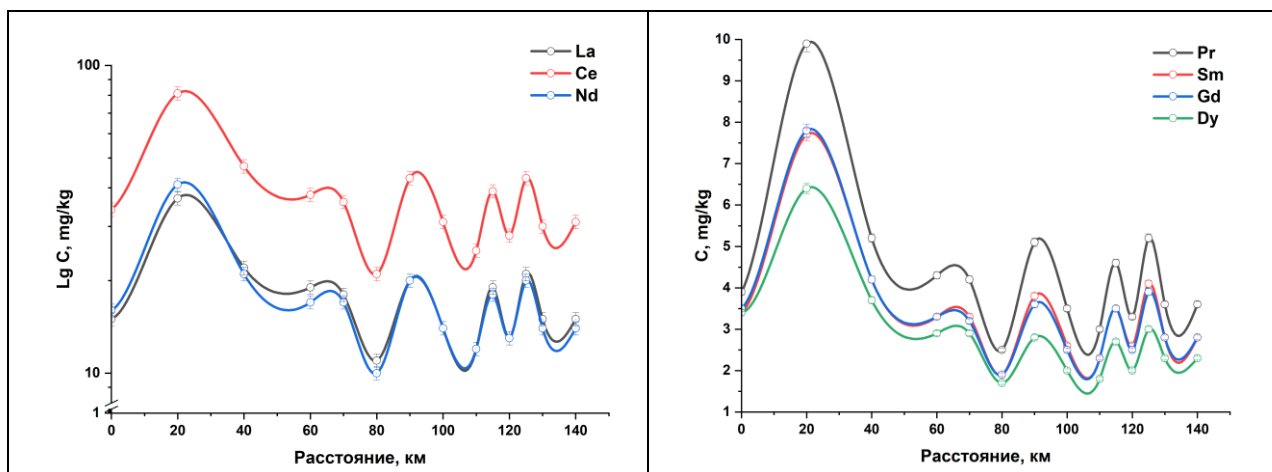


Рисунок 4.4 - Пространственная динамика распределения содержания химических элементов в образцах почвы территории зоны воздействия «Восточного следа»

Продолжение рисунка 4.4 (Окончание)

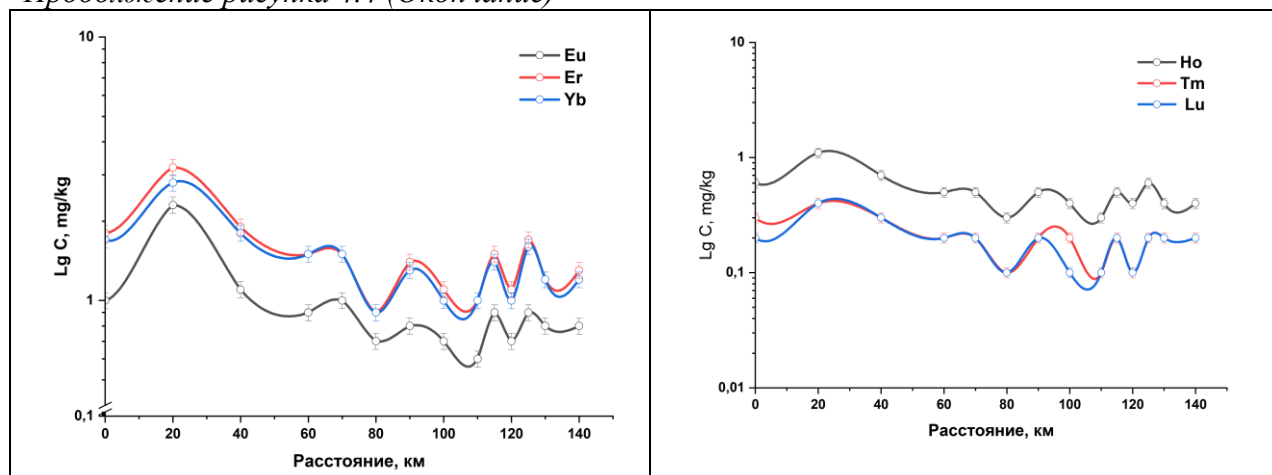


Рисунок 4.4 - Пространственная динамика распределения содержания химических элементов в образцах почвы территории зоны воздействия «Восточного следа»

Для редкоземельных элементов выявлена некоторая особенность распределения элементов в почвах по профилю, которая проявляется максимальными значениями на 22 км от внешних границ площадки «Опытное поле» в восточном направлении. Далее по профилю содержание их понижается до отметки 82 км. От данной отметки содержание редкоземельных элементов приобретает более динамичный скачкообразный характер. При этом следует отметить, что выявленные значения содержания редкоземельных элементов по профилю «Восточного следа» значительно превышают их значения, выявленные в составе почвы условно фоновой территории (г. Курчатов). Так, для эпицентра по легким лантаноидам (La, Ce, Pr, Nd, Sm) разница составляет от 5 до 17 раз, по тяжелым (Eu, Gd, Dy, Tm, Yb, Lu) от 2 до 12 раз; для ближней зоны по легким лантаноидам от 8 до 24 раз, по тяжелым – от 2 до 16 раз; для средней по легким лантаноидам от 6 до 15 раз, по тяжелым – от 1,3 до 9 раз; для дальней по легким лантаноидам от 6 до 16 раз, по тяжелым – от 1,5 до 10 раз.

Индикаторными отношениями элементов для почвы профиля «Восточного следа» являются отношения La/Yb и $La+Ce/Yb+Lu$, которые отражают специфические геохимические особенности распределения лантаноидов. Эти отношения иллюстрируются на рисунке (Рисунок 4.5).

Для образцов с площадки «Опытное поле» величина отношения La/Yb составляет 8,8, в то время как отношение $La+Ce/Yb+Lu$ равно 25,8. В случае ближней зоны наблюдается увеличение этих показателей: значение La/Yb равно 12,8, а отношение $La+Ce/Yb+Lu$ достигает 33,8. Для образцов средней зоны данные показатели составляют 13,8 для отношения La/Yb и 47,0 для отношения $La+Ce/Yb+Lu$, дальней зоны 13,3 (La/Yb) и 35,5 ($La+Ce/Yb+Lu$).

В данном контексте такие соотношения могут быть использованы для выявления геохимических различий между различными географическими зонами и оценки степени влияния геологических процессов на состав лантаноидов в исследуемых образцах. Высокие значения этих отношений, как в случае с н.п. Долонью и «Восточным следом», могут указывать на наличие специфических процессов, связанных с концентрацией легких лантаноидов относительно тяжелых, что характерно для определенных типов геохимических и геологических процессов.

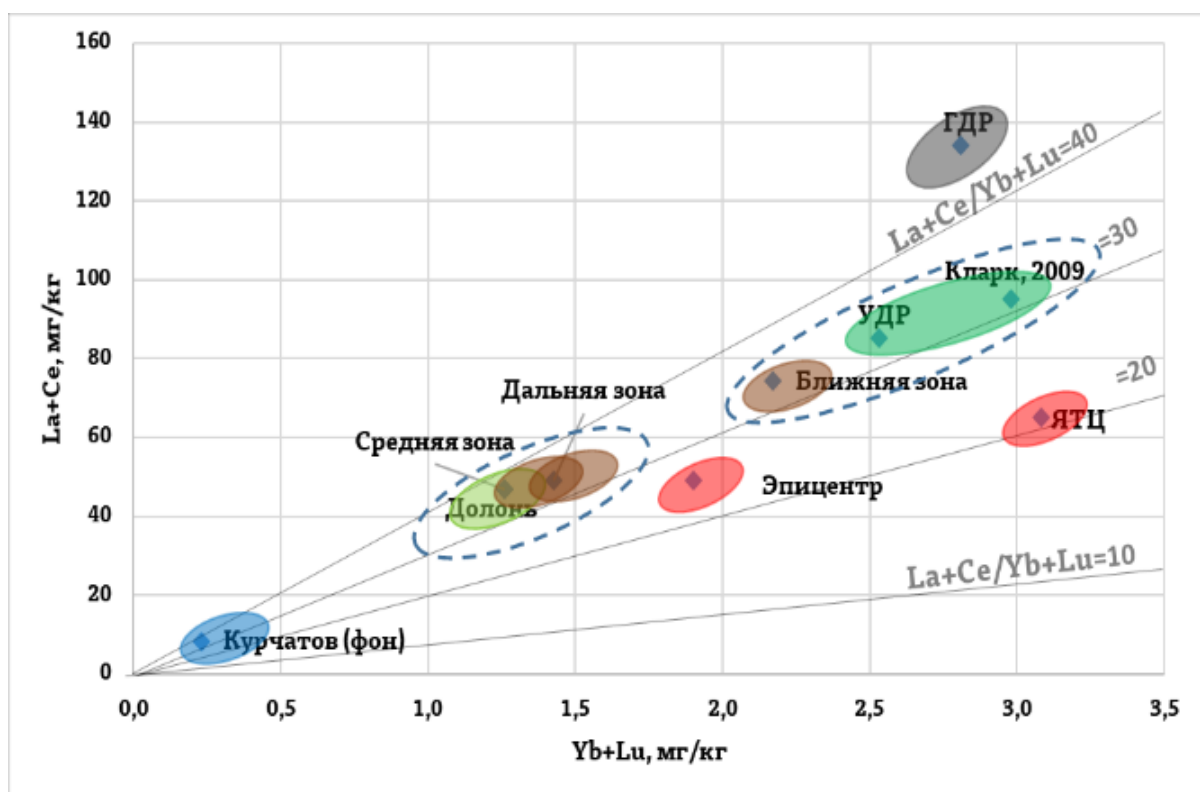


Рисунок 4.5 - Геохимическая типизация почвы территории зоны воздействия «Восточный след», площадки «Опытное поле», населенного пункта Долонья в сравнении с урбанизированными территориями разнопрофильного производства юга Западной Сибири и г.Усть-Каменогорск

Примечание: ЯТЦ – Предприятия ядерно-топливного цикла; УДР – угледобывающий район, ГДР – горнодобывающий район (по данным Язикова Е.Г., 2006); Кларк – среднее содержание в верхней континентальной коре (Григорьев Н.А., 2009)

Таким образом, особенностью почв испытательной площадки «Опытное поле» являются повышенные концентрации лантана, которые значительно понижают величину La/Yb отношения (8,8 единиц), что ниже значения отношений кларка в верхней части континентальной коры (12,8) и других зон – ближняя (12,8), средняя (13,8), дальняя (13,3) и формируют поле (выделенное красным цветом) на диаграмме.

В образцах почвы с внешних границ площадки «Опытное поле» обнаружены сравнительно невысокие концентрации Sr, U и Pb, значения которых на уровне одного кларка в почве (Григорьев, 2009).

Также при сравнении средних значений элементов по профилю «Восточного следа» без разделения на зоны с содержанием элементов в пробах почвы г. Курчатова были выявлены следующие особенности (Рисунок 4.6). По исследуемому профилю «Восточного следа» в почве выявлены высокие содержания Be, Mn, Fe, Cs, La, Ce, Pr, Nd, Eu и U (рис. 6) в сравнении со средним содержанием в составе почвы г. Курчатова, взятого, как условно-фоновая территория, расположенная вне границ следа. Это может свидетельствовать о возможном воздействии почвенно-эрозионного процесса (ветровой перенос с территории полигона) на состав почвы исследуемого профиля следа.

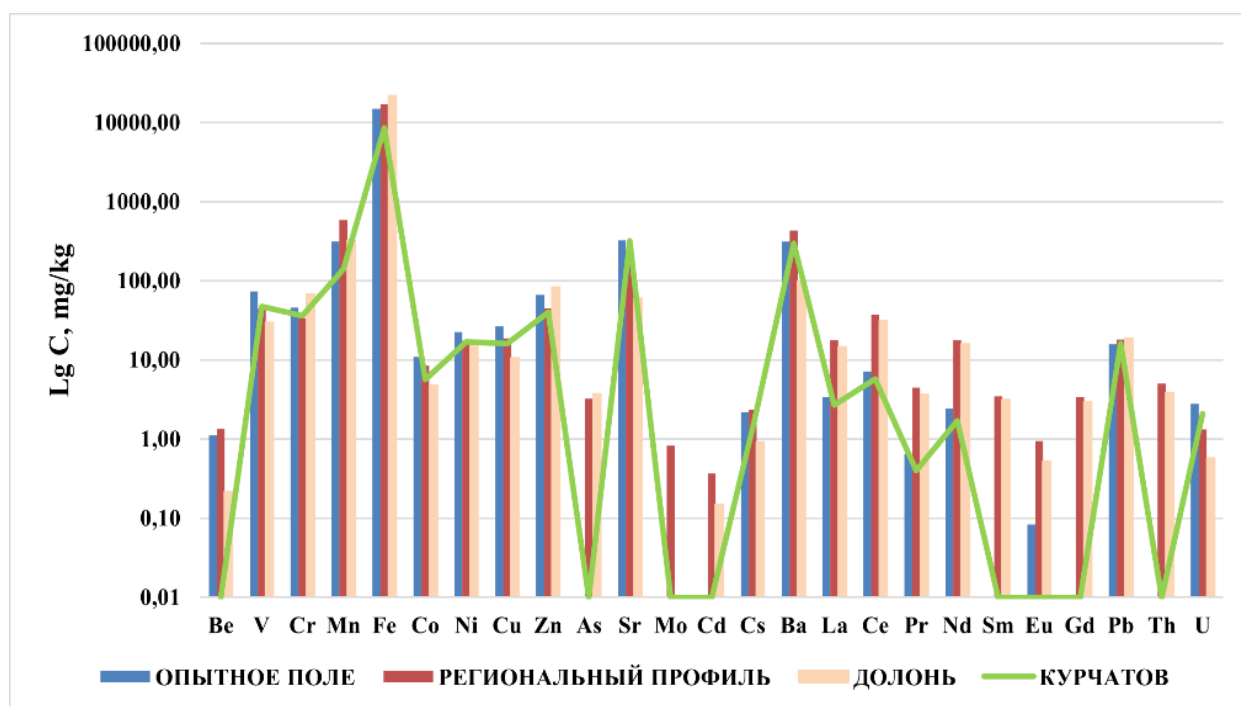


Рисунок 4.6 - Сравнение среднего содержания элементов в составе почв площадки «Опытное поле», регионального профиля «Восточный след», н.п. Долонь и г.Курчатова.

Однако, при нормировании содержания элементов в почве территории зоны воздействия относительно континентальной земной коры и хондрита прослеживается природное происхождение группы редкоземельных элементов (Рисунок 4.7)

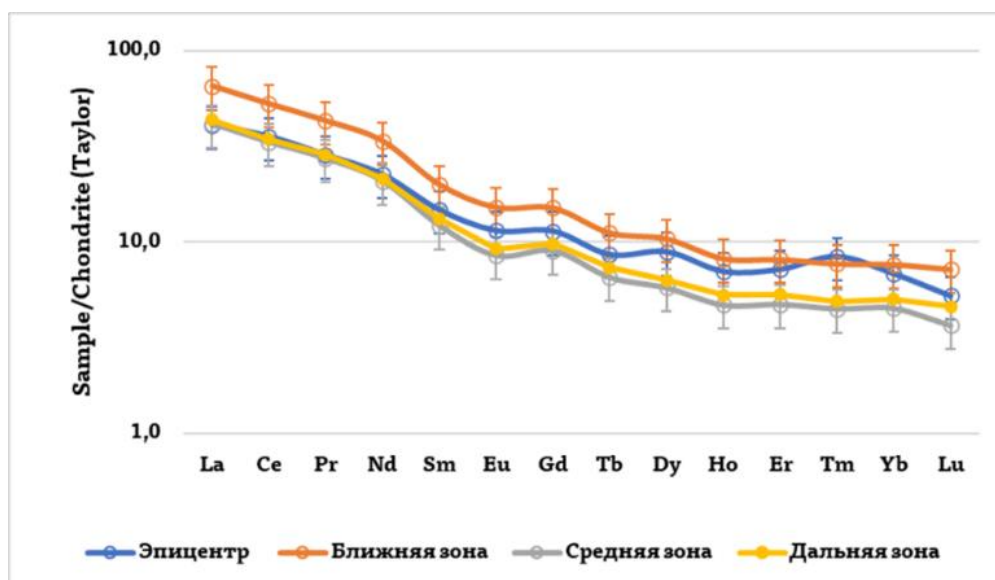


Рисунок 4.7 - Нормирование содержания элементов в почве территории зоны воздействия «Восточного следа», площадки «Опытное поле», населенного пункта Долонь к хондриту

Далее приведены результаты электронной микроскопии образцов почвы, отобранных по профилю «Восточного следа» (Рисунок 4.8 а, б).

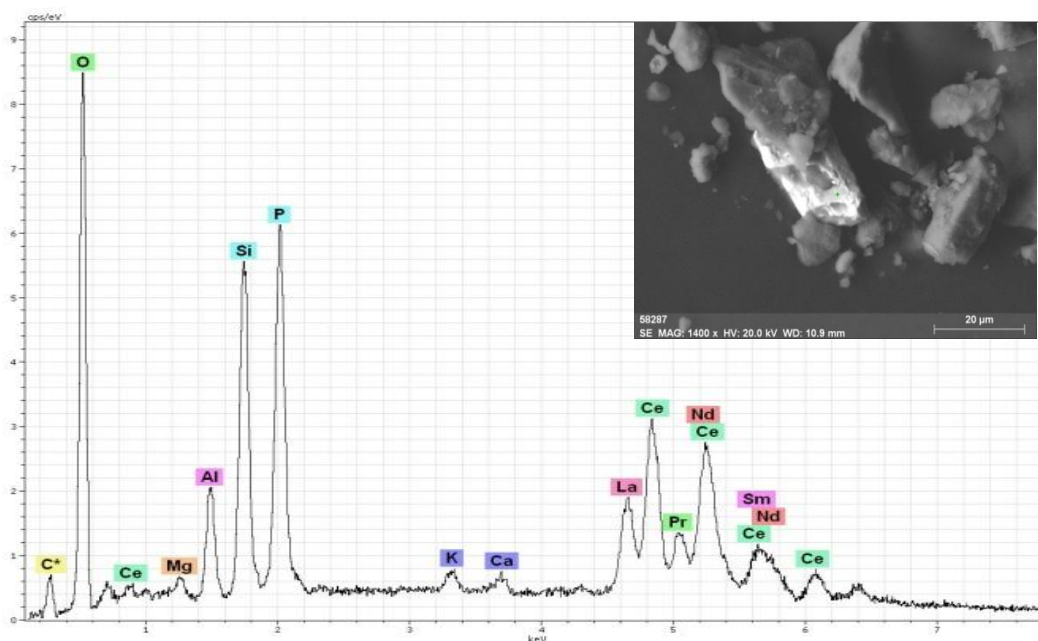


Рисунок 4.8 (а) - Образец почвы профиля «Восточного следа», 42 км (частица редкоземельного состава)

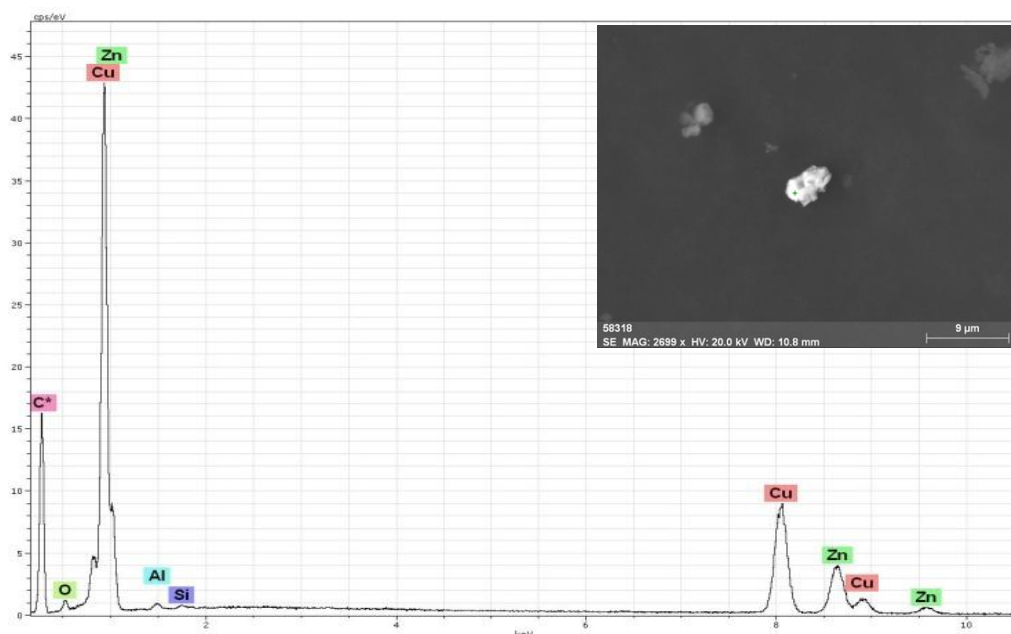


Рисунок 4.8 (б) - Образец почвы профиля «Восточного следа», 42 км (Cu-Zn- частица)

В ниже проведенных исследованиях по определению содержания химических элементов в образцах почвы, отобранных с территории малого населенного пункта Долонь, непосредственно находящегося в зоне «Восточного следа» радиоактивных выпадений, выявлено схожее распределение концентрации изучаемых химических элементов (Темиржанова и др., 2021). В связи с чем можно предположить, что есть привнесения некоторых химических элементов с территории СИП на прилегающие территории по профилю «Восточного следа».

Выводы. На территории зоны воздействия «Восточного следа» СИП по региональному профилю выявлены в образцах почв высокие значения удельной активности техногенных радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am относительно фона глобальных выпадений.

По величине индикаторных отношений радионуклидов ($^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$), определены зоны воздействия радиоактивного следа: эпицентр, ближняя, средняя и дальняя зоны. На условно выделенных участках с повышенной радиоактивностью установлены нарушенные $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ индикаторные отношения, которые в эпицентре взрыва равны – 11,6 единицам, в ближней зоне – 6,1, в дальней – 9,2, при величине фона глобальных выпадений - 5,0. Также установлены максимальные содержания редкоземельных элементов в ближней зоне исследуемого профиля «Восточный след», которые превышают их содержание в образцах почвы с условно фонового поста, расположенного вне зоны воздействия.

Материалы раздела опубликованы в [280].

5 ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ ЗОНЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПО ДАННЫМ ИЗУЧЕНИЯ ТВЕРДЫХ ЧАСТИЦ АЭРОЗОЛЕЙ ВОЗДУХА ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКИ «ОПЫТНОЕ ПОЛЕ»

5.1 Характеристика радионуклидного состава твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP)

Радионуклиды в атмосферном воздухе могут находиться в различных агрегатных состояниях: в газообразной форме (например, изотопы радона, криптона, ксенона) или в виде аэрозольных частиц, содержащих продукты распада природных и техногенных источников. Выделение этих радионуклидов в атмосферу зависит от геологических, климатических и почвенных факторов: состава и пористости горных пород, влажности, температуры, времени суток, сезона и метеоусловий (Mentes, 2018). Природные источники атмосферного радиоактивного загрязнения включают уран-ториевые месторождения, природные воды с высоким содержанием радона, геотермальные выбросы, а также сжигание органических топлив (угля, сланцев) на теплоэлектростанциях, в результате чего в атмосферу поступают аэрозольные формы радионуклидов (Warr et al., 2018).

Существенный вклад в радиоактивное загрязнение атмосферы вносит и антропогенная деятельность. Основными техногенными источниками поступления радионуклидов являются объекты ядерного топливного цикла (ЯТЦ), в том числе предприятия по переработке отработанного ядерного топлива, аварии на атомных электростанциях, ядерные испытания, а также производство и использование радиофармацевтических препаратов. Наиболее значимыми в этом контексте являются искусственные радионуклиды с высокой радиотоксичностью и длительным периодом полураспада: ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{235}U , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am . Эти элементы могут длительное время сохраняться в приземном слое атмосферы, активно участвуя в биогеохимических циклах и представляя потенциальную угрозу для здоровья человека и окружающей среды.

Мелкодисперсная аэрозоль является в основном сложной гетерогенной смесью многих компонентов, причем их свойства (спектр распределения по размерам, радионуклидный и химический составы) широко изменяются во времени и пространстве. Аэрозоль, выпадая на земную поверхность, принимает участие в формировании почв, содержит практически все элементы литосферы, в том числе радиоактивные изотопы естественного и техногенного происхождения. Также в данном аспекте особо остро стоит вопрос о дальности распространения взвешенных частиц аэрозолей воздуха. Вещества

техногенного происхождения, принесенные воздушными потоками на удаленные от мест источников загрязнения, накапливаются в почве, растительности и негативно сказываются на здоровье людей.

В рамках исследований на точках отбора проб атмосферных аэрозолей были выполнены измерения мощности эквивалентной дозы (МЭД), плотности потока β -излучения, содержания взвешенных частиц (PM_{2.5}), а также метеорологических параметров, включая скорость и направление ветра, относительную влажность и температуру воздуха. Для оценки уровня радиационного фона использовался радиометр-дозиметр МКС-АТ6130, размещенный на высоте 1 метр. Зафиксированные значения МЭД варьировались в диапазоне от 0,12 до 0,17 мкЗв/ч. Плотность потока β -частиц на всех обследованных участках не превышала 10 частиц/см²·мин.

Дополнительно были выполнены статистические обработки данных по направлению ветра. Сырые данные были отсортированы и сгруппированы по числу повторений каждого направления, что позволило выделить доминирующее направление воздушных потоков. Результаты визуализированы на рисунке (Рисунок 5.1), иллюстрирующем преобладающее направление ветра на участке «Опытное поле».

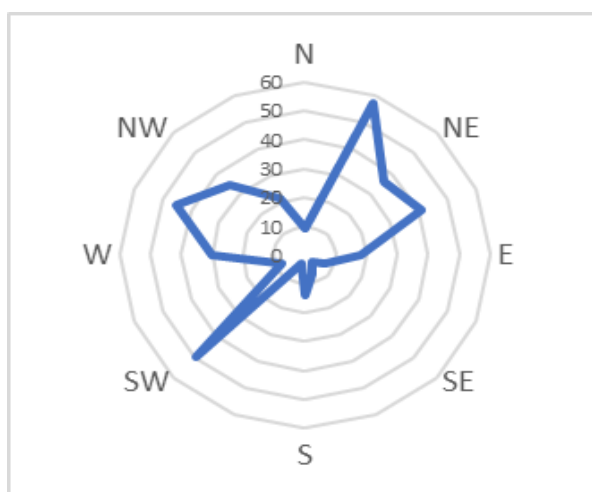


Рисунок 5.1 - Преимущественное направление ветра (роза ветров) на площадке «Опытное поле»

Исследуемая территория расположена в зоне резко-континентального климата с холодной зимой и жарким летом. В этой местности преобладает ровный рельеф, коренные породы которых подвержены воздействию ветряной и водной эрозии.

Анализ метеорологических условий показал, что в среднем скорость ветра на момент проведения исследований составляла 2,58 м/с. Температура воздуха удерживалась на уровне 18,4 °С, при этом средняя относительная влажность составляла 48,6%.

Атмосферное давление в исследуемый период находилось в пределах 738,9 мм рт. ст. Величины запыленности атмосферного воздуха исследуемых участков сравнены с критериями оценки состояния атмосферного воздуха – ПДК взвешенных частиц – TSP и PM2.5, выраженных в $\text{мг}/\text{м}^3$. Выявлено, что величина среднесуточной пылевой нагрузки общих взвешенных частиц составляет $0,02 \text{ мг}/\text{м}^3$, что ниже величины ПДК $0,15 \text{ мг}/\text{м}^3$, а по PM2.5 – $0,01 \text{ мг}/\text{м}^3$ (ПДК – $0,035 \text{ мг}/\text{м}^3$), установленных для равнинных континентальных территорий умеренных широт (Гигиенические нормативы к атмосферному воздуху в городских и сельских населенных пунктах, на территориях промышленных организаций от 2 августа 2022 года № КР ДСМ-70). Преимущественное направление ветра в период отбора проб вблизи границ площадки «Опытное поле» – северное-северо-восточное и юго-западное (Рисунок 5.2).

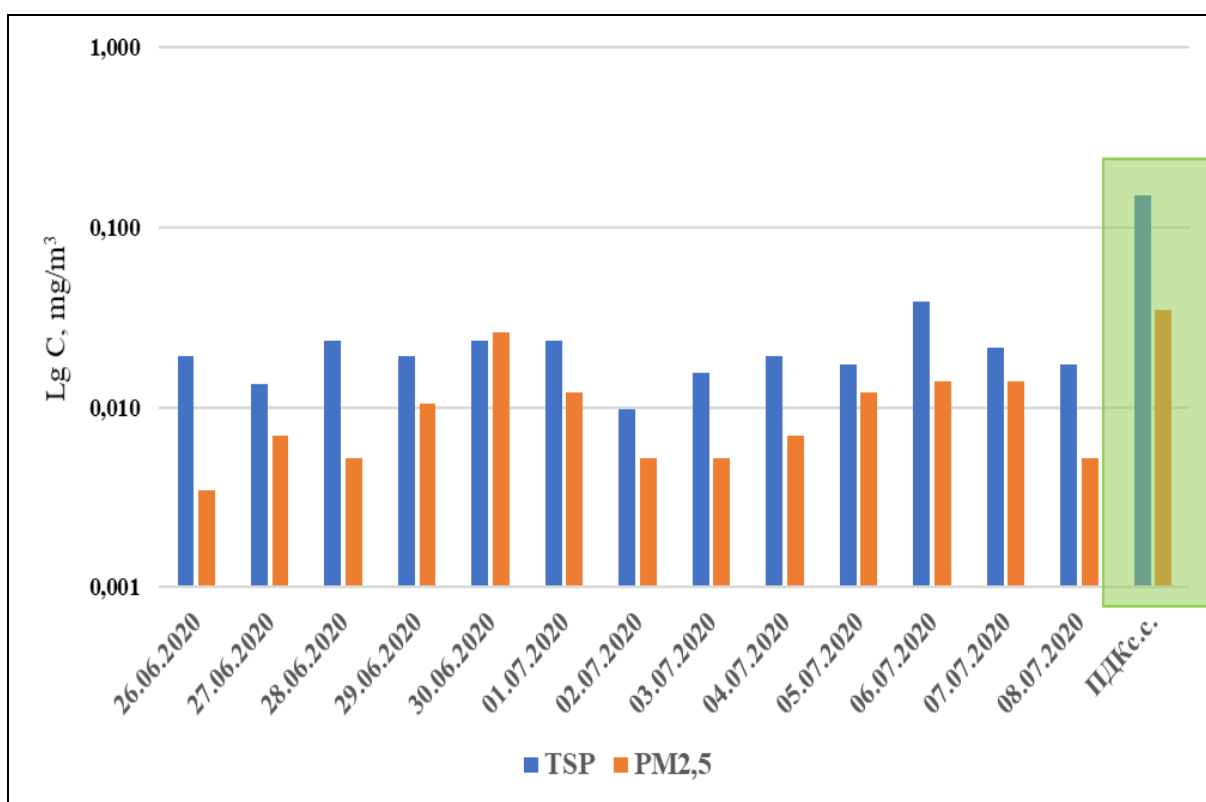


Рисунок 5.2 - Среднесуточное содержание фракций аэрозолей воздуха PM2.5, TSP испытательной площадки «Опытное поле» СИП

Отобранные 13 проб воздушных аэрозолей проанализированы гамма-спектрометрическим методом на содержание естественных (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) и техногенных (^{241}Am , ^{137}Cs) радионуклидов. Результаты объемной активности естественных и техногенных радионуклидов на исследованных участках площадки «Опытное поле» представлены в таблице (Таблице 5.1)

Таблица 5.1 – Объемная активность радионуклидов в составе твердых частиц аэрозолей воздуха испытательной площадки «Опытное поле»

Точка отбора	$^{40}\text{K}^*$	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{241}Am	^{235}U	^{238}U	$^{238}\text{U}/^{235}\text{U}, \%$
Пост 1	$< 4,2 \times 10^{-6}$	$< 2,4 \times 10^{-7}$	$< 6,7 \times 10^{-7}$	$< 1,1 \times 10^{-6}$	$< 3,3 \times 10^{-7}$	$5,3 \times 10^{-6} \pm 0,84$	$5,3 \times 10^{-5} \pm 0,84$	10
Пост 1	$1,3 \times 10^{-5} \pm 0,01$	$< 2,1 \times 10^{-7}$	$< 8,3 \times 10^{-7}$	$< 1,2 \times 10^{-6}$	$< 3,3 \times 10^{-7}$	$7,0 \times 10^{-6} \pm 0,11$	$9,5 \times 10^{-5} \pm 0,15$	13
Пост 1	$7,4 \times 10^{-6} \pm 0,07$	$< 2,7 \times 10^{-7}$	$< 7,4 \times 10^{-7}$	$< 1,2 \times 10^{-6}$	$< 1,8 \times 10^{-7}$	$< 1,1 \times 10^{-9}$	$< 2,1 \times 10^{-10}$	-
Пост 2	$8,3 \times 10^{-6} \pm 0,08$	$< 3,7 \times 10^{-7}$	$< 6,9 \times 10^{-7}$	$< 1,5 \times 10^{-6}$	$< 2,2 \times 10^{-7}$	$< 1,1 \times 10^{-9}$	$< 2,1 \times 10^{-10}$	-
Пост 2	$< 4,1 \times 10^{-6}$	$< 2,2 \times 10^{-7}$	$< 5,8 \times 10^{-7}$	$< 1,2 \times 10^{-6}$	$< 1,8 \times 10^{-7}$	$3,0 \times 10^{-6} \pm 0,48$	$5,1 \times 10^{-6} \pm 0,82$	1,7
Пост 2	$< 4,2 \times 10^{-6}$	$< 2,4 \times 10^{-7}$	$< 8,9 \times 10^{-7}$	$< 1,1 \times 10^{-6}$	$< 2,2 \times 10^{-7}$	$3,3 \times 10^{-6} \pm 0,53$	$1,2 \times 10^{-5} \pm 0,19$	3,7
Пост 3	$< 3,9 \times 10^{-6}$	$< 2,3 \times 10^{-7}$	$< 5,5 \times 10^{-7}$	$< 1,2 \times 10^{-6}$	$< 1,9 \times 10^{-7}$	$2,9 \times 10^{-6} \pm 0,46$	$3,2 \times 10^{-5} \pm 0,50$	1,1
Пост 3	$< 3,9 \times 10^{-6}$	$< 5,3 \times 10^{-7}$	$< 6,1 \times 10^{-7}$	$< 1,4 \times 10^{-6}$	$< 2,6 \times 10^{-7}$	$4,2 \times 10^{-6} \pm 0,67$	$6,4 \times 10^{-5} \pm 0,60$	15
Пост 3	$< 4,2 \times 10^{-6}$	$< 5,1 \times 10^{-7}$	$< 6,1 \times 10^{-7}$	$< 1,0 \times 10^{-6}$	$< 2,6 \times 10^{-7}$	$5,9 \times 10^{-6} \pm 0,93$	$6,2 \times 10^{-5} \pm 0,10$	11
Пост 4	$< 4,1 \times 10^{-6}$	$< 2,7 \times 10^{-7}$	$< 5,1 \times 10^{-7}$	$< 1,3 \times 10^{-6}$	$< 2,0 \times 10^{-7}$	$5,7 \times 10^{-6} \pm 0,91$	$6,2 \times 10^{-5} \pm 0,9$	11
Пост 4	$< 3,9 \times 10^{-6}$	$< 2,0 \times 10^{-7}$	$< 6,1 \times 10^{-7}$	$< 1,2 \times 10^{-6}$	$< 2,5 \times 10^{-7}$	$4,6 \times 10^{-6} \pm 0,74$	$3,7 \times 10^{-5} \pm 0,6$	8,1
Пост 4	$< 4,4 \times 10^{-6}$	$< 3,0 \times 10^{-7}$	$< 8,3 \times 10^{-7}$	$< 1,1 \times 10^{-6}$	$< 2,1 \times 10^{-7}$	$5,9 \times 10^{-6} \pm 0,94$	$6,0 \times 10^{-5} \pm 0,95$	10,1
Опытное поле	-	-	-	-	-	$4,0 \times 10^{-6} \pm 0,63$	$3,8 \times 10^{-6} \pm 0,27$	9,5
Пост 5 (г. Курчатов)	$< 3,9 \times 10^{-6}$	$< 2,4 \times 10^{-7}$	$< 5,5 \times 10^{-7}$	$< 1,1 \times 10^{-6}$	$< 2,6 \times 10^{-7}$	$3,9 \times 10^{-6} \pm 0,62$	$2,9 \times 10^{-5} \pm 0,45$	7,3
ДОА _(нас) **	31	27	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$4,9 \cdot 10^{-3}$	$2,9 \cdot 10^{-3}$	11	2,4	0,21

Примечание: * - Техническая справка о результатах работ по этапу 04.01.01: «Выбор и обоснование методов определения искусственных (естественных) радионуклидов и химических токсикантов в воздушной среде на примере загрязненных территорий» тема 04.01 «Разработка методологии комплексной оценки состояния воздушного бассейна в зоне влияния объектов ЯТЦ». Научно-техническая программа «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан». – Курчатов: МРНТИ 58.01.94; 87.17.81, 2021. – 43 с.

**«Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» №155 от 27.02.2015 г.)

По результатам гамма-спектрометрического анализа проб атмосферного воздуха, отобранных на внешних границах территории «Опытное поле», установлено, что объемная активность радионуклидов составила: для ^{40}K – от $< 3,9 \times 10^{-6}$ до $1,3 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³,

^{232}Th – $<1,5 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³, ^{226}Ra – $<8,9 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, для ^{137}Cs – $<5,3 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, ^{241}Am – $<3,3 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³ (Техническая справка о результатах работ по этапу 04.01.01, 2021).

Полученные значения не превышают пределов обнаружения метода и находятся значительно ниже допустимых объемных активностей (ДОА) для населения, установленных в нормативных документах Российской Федерации — СП 2.6.1.2612–10 «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» — и Республики Казахстан — ГН №155 от 27 февраля 2015 года «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности».

Обнаруженные концентрации природных радионуклидов (^{40}K – от $<3,9 \cdot 10^{-6}$ до $1,3 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³, ^{232}Th – $<1,5 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³, ^{226}Ra – $<8,9 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³) соответствуют уровням, характерным для естественного радиационного фона. Техногенные радионуклиды (^{137}Cs – $<5,3 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³, ^{241}Am – $<3,3 \cdot 10^{-7}$ Бк/м³) зафиксированы в следовых количествах, что свидетельствует об отсутствии на исследуемом участке активных источников загрязнения.

Таким образом, установленные значения объемной активности радионуклидов подтверждают стабильную радиационную обстановку на объекте и соответствие условий санитарно-гигиеническим требованиям как национальных, так и межгосударственных регламентов.

5.2 Характеристика элементного состава твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP, PM2.5)

Изучение аэрозольных взвешенных частиц атмосферного воздуха представляет собой приоритетное направление в экологическом мониторинге, учитывая их важную роль в переносе и трансформации загрязняющих веществ. Аэрозоли являются гетерогенной системой, свойства которой — включая размерный, химический и радионуклидный состав — подвержены значительным пространственно-временным изменениям. Осаждаясь на подстилающую поверхность, они участвуют в почвообразовательных процессах и аккумулируют элементы литосферы, включая радионуклиды природного и техногенного происхождения. Наиболее опасны мелкодисперсные фракции (менее 10 мкм), способные к дальнему переносу — до нескольких тысяч километров — от источников эмиссии (Zhang et al., 2022; Meng et al., 2018; Cho et al., 2019; Furu et al., 2022; Gubanov et al., 2022;). Эти частицы переносят токсичные элементы, тяжелые металлы и радионуклиды, осаждаются в удаленных регионах, где накапливаются в почве, растительности и могут оказывать негативное воздействие на здоровье населения.

По полученным результатам определено, что состав крупнодисперсных твердых частиц аэрозолей воздуха испытательной площадки «Опытное поле» (Таблица 5.2) и г. Курчатова (пост 5) (Таблица 5.3) более обогащено содержанием исследуемых химических элементов, чем их тонкодисперсная фракция.

Таблица 5.2 - Вариационно-статистический анализ тонкодисперсных фракций аэрозолей воздуха (PM_{2.5}) испытательной площадки «Опытное поле» и условно фоновой поста (г.Курчатова)

Элемент	X±SEM	Me	σ	Min	Max	Cv, %	X±SEM (г. Курчатова)
Be	0,40±0,20	0,005	0,6	0,005	1,9	160	1,4±0,2
V	6,0±2,7	0,37	9,3	0,09	28	150	19±3,0
Cr	15,0±4,5	6,3	16	4,3	55	110	35±6
Mn	77±30	3,8	120	0,4	350	150	290±45
Fe	1900±590	1030	2000	2,0	5300	110	5900±930
Co	1,5±0,7	0,16	2,3	0,05	7,3	160	4,4±0,7
Ni	1,2±0,8	0,05	3,0	0,05	10	240	1,9±0,3
Cu	7,2±2,3	4,5	8,0	0,05	26	110	12,0±2,0
Zn	39,0±8,6	42	30	2,5	84	78	18,0±3,0
Sr	890±410	12,5	1400	0,05	4100	160	4400±690
Cd	1,50±0,70	0,05	2,4	0,03	7,7	170	3,5±0,6
Cs	5,0±2,3	0,05	8,0	0,05	23	160	9,0±1,4
Ba	470±210	14	720	2,5	1900	150	1900±300
La	11,0±5,2	0,01	18	0,01	54	160	55±9
Ce	20,0±9,1	0,15	30	0,03	94	160	85±13
Pr	1,7±0,8	0,025	2,7	0,025	8,2	160	6,8±1,1
Nd	6,6±3,0	0,1	10,0	0,015	31	160	24±4
Sm	1,0±0,4	0,02	1,6	0,02	4,7	160	3,2±0,5
Eu	0,30±0,10	0,015	0,5	0,015	1,4	150	1,1±0,2
Gd	1,1±0,5	0,015	1,7	0,015	5,2	160	3,6±0,6
Pb	35±19	1,25	70	0,4	190	200	17±3
Th	1,1±0,5	0,025	1,7	0,025	5	150	5,9±0,9
U	4,4±2,1	0,025	7,2	0,025	22	160	16±3

Таблица 5.3 - Вариационно-статистический анализ крупнодисперсных фракций аэрозолей воздуха (TSP) испытательной площадки «Опытное поле» и условно фоновой поста (г.Курчатова)

Элемент	X±SEM	Me	σ	Min	Max	Cv, %	X±SEM (г. Курчатова)
Be	0,9±0,2	0,6	0,7	0,05	2,80	81	1,9±0,3
V	17,0±3,5	12,0	12,0	0,9	50	73	30±4,7
Cr	32,0±5,4	26,0	19,0	3,4	73	59	51±8,1
Mn	160±37	100,0	127	14,0	490	80	370±58
Fe	2200±390	1600,0	1400,0	590	4400	62	6800±1100
Co	5,1±1,0	3,7	3,5	0,16	14	69	7,8±1,2
Ni	3,7±1,8	1,7	6,2	0,05	22	170	8,1±1,3
Cu	180±52	110,0	180	0,44	430	97	330±52
Zn	22600±2700	22000,0	9300	2100	45000	41	21000±3300

Продолжение таблицы 5.3 (Окончание)

Элемент	X±SEM	Me	σ	Min	Max	Cv, %	X±SEM (г. Курчатов)
Sr	1200±280	730,0	970	500	3700	79	4800±760
Cd	2,6±0,5	2,0	1,8	0,25	7,50	68	4,9±0,8
Cs	5,0±2,1	0,6	7,2	0,22	22	140	9,7±1,5
Ba	26500±5000	35000	17500,0	2600	45000	66	4700±740
La	15,0±3,2	10,0	11,0	6,90	44	74	60±9,5
Ce	31,0±6,3	22,0	22,0	15,0	86	69	100±16
Pr	2,6±0,4	2,0	1,6	1,30	6,6	61	7,5±1,2
Nd	10,0±1,7	8,6	5,8	5,50	26	56	26±4,1
Sm	2,0±0,2	1,9	0,7	1,30	4,0	35	3,5±0,6
Eu	7,7±1,4	10,0	4,8	1,10	13	62	1,7±0,3
Gd	2,7±0,3	2,5	1,0	1,70	5,40	36	4,3±0,7
Pb	31,0±8,7	15,5	30,0	1,60	100	97	35±5,5
Th	2,7±0,3	2,5	1,0	2,10	5,6	35	6,7±1,1
U	4,7±1,6	1,3	5,7	0,05	18,0	120	19±3,0

Также установлено, что концентрации большинства исследуемых элементов в составе общих взвешенных частиц (TSP) г. Курчатов (пост 5) в 1,5–4 раза выше за исключением Ba и Eu, чем в составе TSP «Опытное поле», тогда как в составе PM_{2.5} превышение составляет 1,5–5,5 раз за исключением Zn и Pb (Рисунок 5.3).

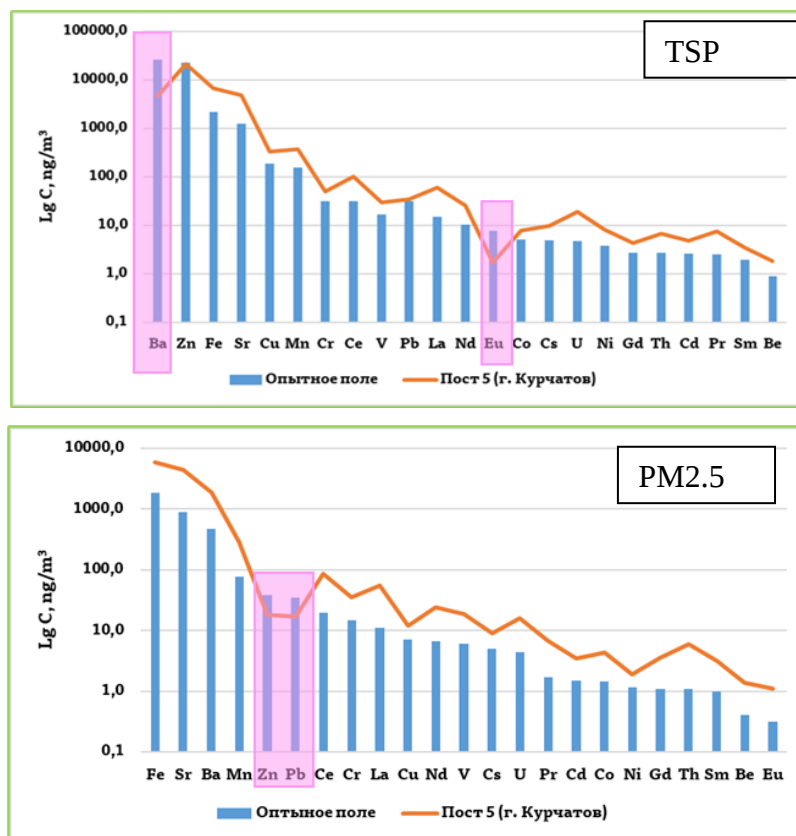
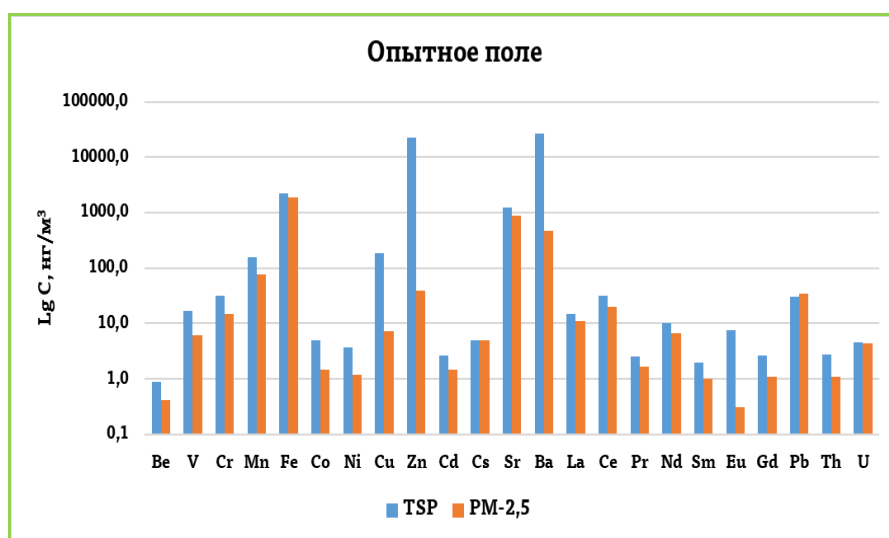


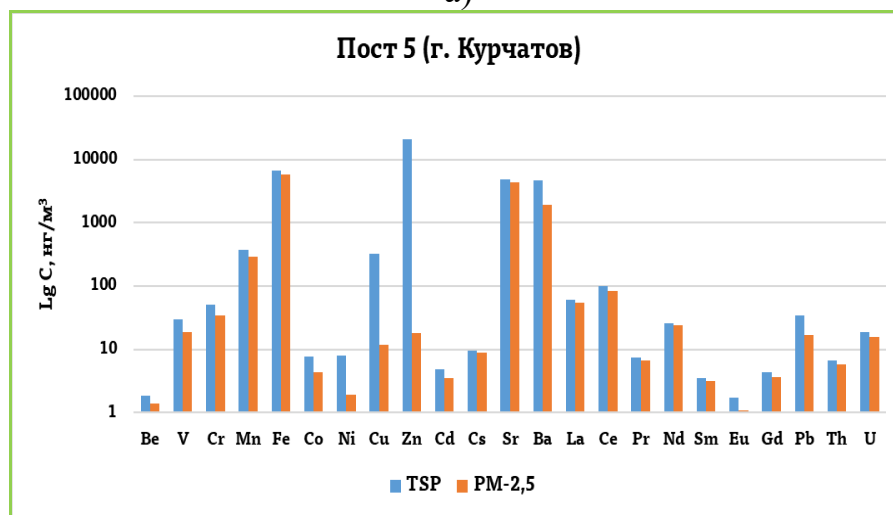
Рисунок 5.3 - Сравнение содержания элементов в составе TSP, PM_{2.5} площадки «Опытное поле» с Постом 5 (г. Курчатов, условно-фоновая территория)

Так, концентрация изучаемых химических элементов в воздушных аэрозолях TSP на площадке «Опытное поле» превышает значения концентрации в воздушных аэрозолях PM_{2.5} от 1,5 до 100 раз, при этом исключение составили Fe, Cs, Sr, La, Pb и U, т.е. исследуемые фракции одинаково обогащены перечисленными элементами.

По посту 5 (г. Курчатов) превышение содержания в составе TSP наблюдается для меньшего количества элементов, а именно V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Ba, Eu, Pb. Превышение составляет от 1,5 до 1000 раз (Рисунок 5.4 а, б).



а)



б)

Рисунок 5.4 - Среднее содержание элементов в составе TSP и PM_{2.5} площадки «Опытное поле» (а) и поста 5 (г. Курчатов, условно-фоновой территории) (б)

Пространственное распределение содержания химических элементов в составе TSP, отобранных за пределами границ испытательной площадки «Опытное поле», более стабильно относительно характера их распределения в составе более мелких частиц аэрозолей воздуха. При этом следует отметить, что за пределами границы западной части

исследуемой площадки и на условно фоновом участке (территория г. Курчатова) накопление содержания большинства химических элементов, включая некоторые редкоземельные элементы, в различных фракциях твердых частиц аэрозолей воздуха происходит одинаково, за исключением некоторых тяжелых металлов. Концентрация V, Co, Ni, Cu, Zn, Mo в составе общей взвеси пыли с западного поста превышает их содержание в составе частиц PM_{2.5} от 2 до 100 раз. На обследуемом участке территории г. Курчатова, помимо перечисленных элементов, отмечено превышение содержания Cr и Pb в составе TSP в 2 раза в сравнении с их концентрацией в PM_{2.5}. Данного рода распределение перечисленных элементов в различных фракциях пыли указывает на разнородность их содержания и различные источники поступления. Известно, что более мелкие частицы в большинстве своем «странствуют» и источники их формирования могут быть расположены за 100 км от места отбора проб (Amann et al., 2006).

Однако в данном случае относительно высокие концентрации перечисленных групп элементов обнаружены в крупных частицах, в связи с чем можно предположить, что источником их формирования является почвенный покров исследуемой местности. Далее в результатах по обследованию почв авторами выявлено стабильное распределение этих групп элементов по всему профилю «Восточного следа». Что касается равномерно распределенных элементов в крупно- и тонкодисперсных фракциях пыли, то отмечены относительно высокие концентрации максимальных значений группы редкоземельных элементов, таких как La, Ce, Pr, Nd, в составе образцов воздушных аэрозолей, отобранных с постов № 1 (рядом с границей западной части площадки «Опытное поле») и № 5 (фоновый участок г. Курчатова) в сравнении с их содержанием в составе TSP, отобранных с постов № 2 (рядом с границей южной части площадки «Опытное поле»), № 3 (рядом с границей юго-восточной части площадки «Опытное поле») и № 4 (рядом с границей восточной части площадки «Опытное поле»). Превышение по La, Ce, Pr составило от 2 до 3 раз, Nd – в 2 раза соответственно. Содержание остальной группы редкоземельных элементов (Sm, Gd) в составе TSP на всех исследуемых постах распределено равномерно. Исключение составил Eu, концентрация данного элемента в составе TSP, отобранных с постов № 2, 3, 4, превышает в 10 раз его содержание в частицах пыли, собранных с участков № 1 и 5.

Содержание Th в образцах пыли условно фонового поста № 5 превышает в 2 раза его концентрацию в основных постах исследования вблизи границ площадки «Опытное поле» СИП, что, возможно, свидетельствует о дополнительном источнике поступления данного элемента.

Также по полученным результатам можно выделить специфичное поведение Zn в составе общей пыли. В целом концентрация данного элемента в составе общей пыли со всех исследуемых постов абсолютно идентична, в среднем около 22000 нг/м³, что, возможно, свидетельствует об однородности источника поступления (почва) по содержанию данного элемента.

Проведен корреляционный анализ полученных результатов (Приложение В, Г). По представленным данным выявлены высокие (0,7-0,9) положительные корреляционные зависимости между содержанием большинства исследуемых элементов в составе крупных частиц аэрозолей воздуха. Очень высокая положительная зависимость (0,9-1,0) выстроена у Sr, La, Ce с большинством анализируемых элементов. Содержание Cr из всех представленных групп элементов зависит от наличия содержания Co и Ni в образцах пыли. Увеличение концентрации в составе пыли Zn и Cd зависит от содержания Ni. Также выявлена высокая зависимость Be с большинством химических элементов, что свидетельствует об их одном источнике поступления.

Следует отметить про поведение Ba. Его содержание в крупных частицах аэрозолей воздуха полностью не зависит от концентрации большинства исследуемых элементов. В большинстве случаев выстроена обратная корреляционная зависимость между содержанием бария и остальных элементов. Данное распределение свидетельствует об отдельных источниках поступления исследуемых групп элементов и бария. Возможно, в крупных частицах аэрозолей воздуха дополнительным источником формирования содержания бария является фактор привнесения со стороны.

Идентичное поведение как у Ba выявлено также у Eu. Положительная корреляционная связь данного элемента построена только с Ba. Вероятно, что источниками их образования в твердых частицах аэрозолей воздуха исследуемых участков является один и тот же фактор.

Проведенный корреляционный анализ между содержанием химических элементов в составе частиц воздуха размером менее 2,5 мкм выявил схожую динамику зависимости концентрации ряда элементов, как и в TSP. Так, в составе PM2.5 концентрация Pr, Nd, Sm коррелирует с содержанием Ce и U.

По результатам проведенного элементного анализа установлено, что содержание исследуемых групп элементов не превышает его допустимые уровни (ПДК - предельно допустимые концентрации, ОБУВ – ориентировочно-безопасные уровни воздействия), за исключением бария в общей взвеси пыли (TSP). Выявлено высокое содержание бария относительно его ОБУВ населенных мест (4000 нг/м³) в аэрозолях воздуха, отобранных с постов 2, 3 и 4. Превышение в данных постах наблюдения составило в 10 раз. В данном

случае следует отметить, что формы соединений бария не рассматривались, в связи с техническими возможностями метода анализа. Сравнение с допустимым уровнем содержания бария было проведено с выявленной концентрацией данного химического элемента.

Также отмечены определенные различия в накоплении химических элементов в твердых частицах аэрозолей воздуха различных диаметров (TSP, PM_{2.5}). В постах отбора № 2, 3 и 4 концентрация исследуемых элементов от 2 до 10000 раз превышает содержание их в PM_{2.5}. В постах № 1 и 5 содержание большинства химических элементов в составе TSP и PM_{2.5} идентично, за исключением V, Co, Ni, Mo и Pb.

По стабильному содержанию V, Cr, Mn, Fe, Co, Zn, Cd, Sm, Gd и Th в крупных частицах аэрозолей воздуха можно предположить, что источником их формирования является почвенный покров. Источником поступления редкоземельных элементов в аэрозоли воздуха можно предположить почвы, поскольку в вышеприведенных результатах (Рисунок 4.7) отмечается увеличение содержания элементов редкоземельной группы от внешних границ площадки «Опытное поле» в восточном направлении в составе почвы. Относительно высокие содержания данной группы элементов в образцах пыли, отобранной с территории г. Курчатова, в сравнении с их концентрацией в образцах с «Опытного поля», возможно, связано с наличием отходов (зола) котельной и их локальным распространением по почвенному покрову города.

Таким образом, по выявленным концентрациям можно сделать вывод о том, что исследуемые группы химических элементов, в том числе тяжелые металлы в составе твердых частиц аэрозолей воздуха распределены равномерно в разных частях испытательной площадки «Опытное поле» за исключением Ba.

Проведенные исследования элементного состава аэрозолей позволили выявить общую закономерность их пространственного распределения. А именно были выявлены ассоциации-элементов для твердых частиц аэрозолей воздуха, с относительно одинаковым содержанием в различных фракциях пыли (TSP, PM_{2.5}) в постах отбора № 1 и 5 – Mn, Fe, Sr, Cd, Cs, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, Pb, Th и U.

В целом, привнесение твердых частиц аэрозолей воздуха (PM_{2.5} и TSP) в г. Курчатова с ближайшей к нему испытательной площадки «Опытное поле» не выявлено. Однако отмечаются факты сходства химического состава частиц аэрозолей в воздухе в районе прохождения «Восточного» следа радиоактивных выпадений 1949 г., а также в районе малого населенного пункта Долонь с химическим составом почв вблизи площадки «Опытное поле» и условно фонового поста (г. Курчатова), что может говорить о некоторой

связи этих территорий. Однако механизм такого проявления требует предметного изучения

Существенное внимание в настоящем исследовании уделено определению содержания Th и U в различных фракциях твердых частиц атмосферных аэрозолей, учитывая их радиоактивную природу и потенциал использования в качестве маркеров радиоактивного загрязнения территорий. Содержание Th в образцах пыли вблизи границ испытательной площадки «Опытное поле» СИП: TSP - 2,7 нг/м³ и PM2.5 – 1,1 нг/м³, что, возможно, свидетельствует о дополнительном источнике поступления данного элемента. Аналогично фиксируется содержание U в обеих фракциях пылеаэрозолей «Опытного поля». При этом следует отметить, что в исследуемых фракциях аэрозолей воздуха установлены следующие Th/U отношения – в составе TSP для испытательной площадки «Опытное поле» – 0,6 и PM2.5 – 0,2, тогда как для условно фоновой территории (г. Курчатова) показатели значений составили 0,35 и 0,37 соответственно (Рисунок 5.5)

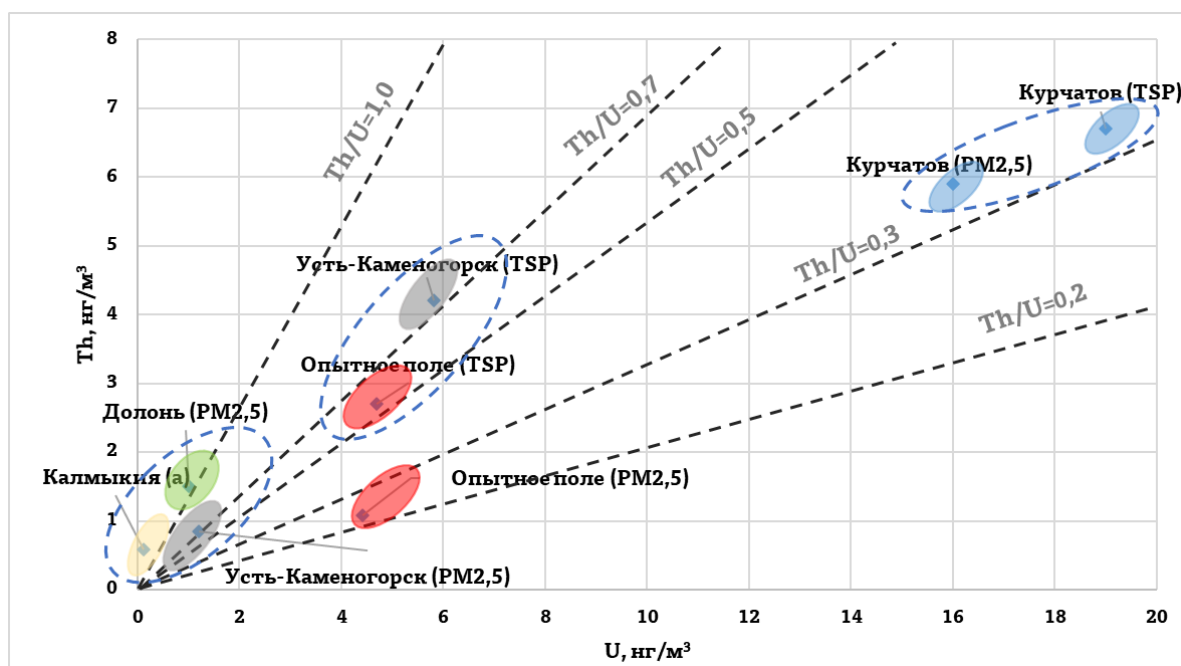


Рисунок 5.5 - Th/U отношения в составе аэрозолей (PM2.5, TSP) испытательной площадки «Опытное поле»

Как видно из представленных данных, были сопоставлены значения отношения Th/U в составе исследуемых фракций аэрозольных частиц, собранных в различных регионах, включая территорию с действующими объектами ядерно-топливного цикла. Так, для тонкодисперсных фракций атмосферных аэрозолей (PM2.5), отобранных на испытательной площадке «Опытное поле» и условно-фоновой территории (г. Курчатова),

установлены значения отношения Th/U , выходящие за пределы диапазона, характерного для регионов Калмыкии, Долони и Усть-Каменогорска.

В случае крупнодисперсных фракций (TSP) наблюдается иная тенденция: значения отношения Th/U для проб, отобранных в Усть-Каменогорске и на «Опытном поле», оказываются близкими и демонстрируют сходство, отчетливо визуализированное на соответствующей диаграмме. Напротив, для условно-фоновой территории и региона Калмыкии отмечены существенно отличающиеся значения, что может указывать на различие в источниках поступления радиоактивных элементов или геохимических особенностях формирования аэрозольного состава в этих зонах.

Таким образом, в рамках исследования проведен анализ содержания Th и U в различных фракциях атмосферных аэрозолей (TSP и $\text{PM}_{2.5}$) на участках с различной степенью техногенной нагрузки. Установлены значительные различия в соотношениях Th/U , особенно в тонкодисперсной фракции, что указывает на влияние локальных источников загрязнения, включая объекты ядерно-топливного цикла. Значения, полученные для территории испытательной площадки «Опытное поле», выходят за пределы фоновых значений, характерных для других исследованных регионов (г. Курчатов, Калмыкия, н.п. Долонь, г. Усть-Каменогорск), что подчеркивает важность использования Th/U отношения как индикатора радиоактивного загрязнения.

Для сопоставления данных по отношениям Th/U были построены диаграммы распределения значений данного показателя в почвах исследуемых участков, включая регионы Казахстана и России, а также справочные геохимические данные (Рисунок 5.6). Анализ полученных результатов показывает, что значения отношения Th/U в почве испытательной площадки «Опытное поле» демонстрируют высокую степень сходства с аналогичными показателями почв в районе Усть-Каменогорска. При этом содержание Th превышает содержание U примерно в 4 и 3 раза соответственно, что указывает на близость геохимических условий формирования этих почв.

В почвах населенного пункта Долонь, а также в верхней части континентальной коры и в гранитах, наблюдаются следующие концентрации элементов: содержание U составляет 0,6; 2,5; 2,8 и 2,0 мг/кг соответственно, тогда как содержание Th - 3,8; 10,7; 9,1 и 10 мг/кг соответственно. Эти данные соответствуют общемировым средним значениям для соответствующих геологических сред и подтверждают преимущественное накопление тория по сравнению с ураном в силикатных субстратах.

В то же время, в почвах г. Курчатова и Калмыкии наблюдается обратная тенденция - резкое преобладание урана над торием, при этом отношение Th/U достигает 30 и 5 соответственно. Подобная аномалия может быть обусловлена как техногенным

влиянием, так и особенностями локальных геохимических условий. Данный факт требует дальнейшего изучения с привлечением дополнительных методов анализа, включая изотопное датирование и минералогические исследования.

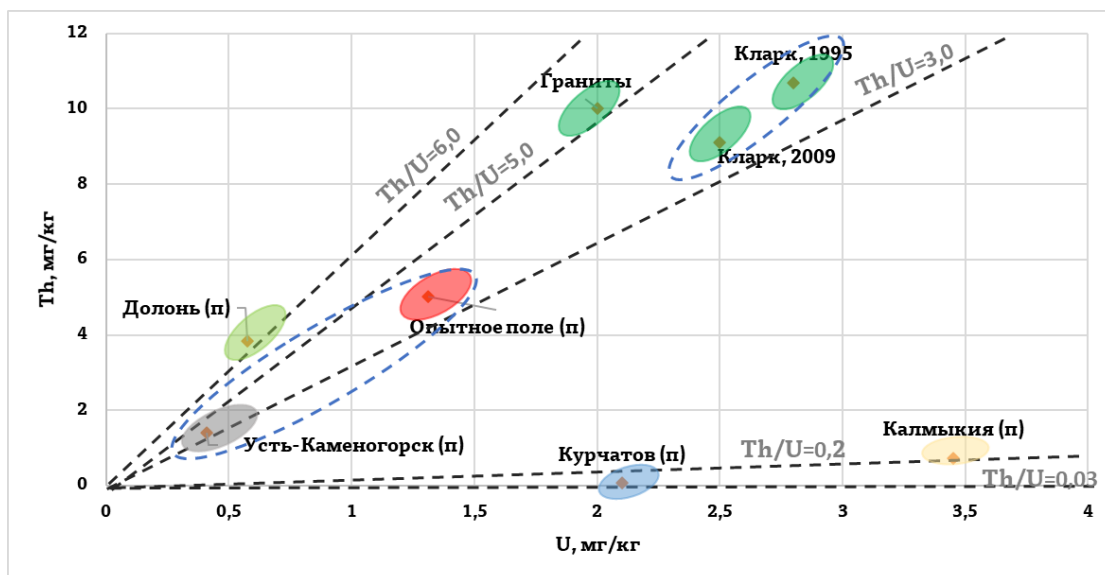


Рисунок 5.6 - Th/U отношения в составе почвы испытательной площадки «Опытное поле»

Таким образом, сопоставление Th/U отношений в различных почвенных и геологических средах позволило выделить как фоновые, так и аномальные участки исследуемого региона, что имеет важное значение при проведении радиогеохимического картирования и экологической оценки территорий.

Проведено сопоставление соотношений Th/U в почвах различных регионов Казахстана и России, включая техногенно нагруженные и фоновые чистые территории. Установлено сходство геохимических характеристик почв испытательной площадки «Опытное поле» и района Усть-Каменогорска, где содержание тория превышает содержание урана в 3–4 раза. Для почв Долони, верхней континентальной коры и гранитов также зафиксировано преобладание Th над U, что отражает типичную геохимическую тенденцию для силикатных сред. В то же время в почвах Курчатова и Калмыкии выявлено атипичное превышение урана над торием (в 30 и 5 раз соответственно), что может указывать на локальные техногенные источники или иные аномальные геохимические условия. Соотношение Th/U в почвах представляется информативным индикатором при оценке степени радиоактивного воздействия и для целей радиогеохимического картирования.

В ходе исследования проведен сопоставительный анализ содержания Th и U, а также их соотношений Th/U в почвах и различных фракциях атмосферных аэрозолей (TSP

и PM2.5) на территориях с различной степенью техногенного воздействия. Результаты показали, что геохимические особенности почв существенно влияют на состав и характеристики аэрозольной фазы, особенно на поведение радионуклидов в тонкодисперсных частицах.

На испытательной площадке «Опытное поле» установлено близкое соотношение Th/U в почвах и в крупнодисперсной аэрозольной фракции (TSP), что может свидетельствовать о прямом переотложении почвенного материала в атмосферу через процессы ветровой эрозии и пылеобразования. При этом в более тонкой фракции PM2.5 соотношение Th/U смещается в сторону U, что указывает на фракционное разделение элементов и возможное участие дополнительных источников, например, промышленных выбросов или вторичного перераспределения в атмосфере.

Для территории г. Курчатова, несмотря на более «фоновые» почвенные значения Th/U, в аэрозолях, особенно PM2.5, также наблюдается повышенное содержание U, что может быть связано с техногенными источниками или повышенной мобильностью U в аэрозольной фазе. В тоже время, в н.п. Долонь и г. Усть-Каменогорск, сохраняется согласованность между почвенными и аэрозольными Th/U-показателями, особенно в TSP.

Таким образом, выявленные взаимосвязи между почвами и аэрозолями подтверждают роль почв как основного резервуара радиоактивных элементов и источника их поступления в атмосферу, а также демонстрируют зависимость состава аэрозольной фазы от степени дисперсности и возможных антропогенных воздействий. Соотношение Th/U в совокупности почвенного и атмосферного материала выступает важным индикатором для оценки происхождения, миграции и характера радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Особый интерес представляют редкоземельные элементы (La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd). Лантаноиды, как типоморфные элементы продуктов ядерного деления, используются для оценки трансформационных процессов в природной среде. В этой связи ряд типоморфных и редкоземельных элементов представляют особый интерес, так как они являются чувствительными индикаторами геологических процессов, по распределению которых можно судить о взаимодействии земной коры с атмосферным воздухом и соответственно о процессах формирования, поступления и путей миграций данных групп элементов. Их распределение отражает особенности миграции в геологических и атмосферных системах, позволяя выявлять пути поступления и накопления техногенных загрязнителей (Артамонова, 2016). Установлено, что накопление содержания некоторых редкоземельных элементов в исследуемых фракциях твердых частиц аэрозолей воздуха происходит одинаково, что свидетельствует об их едином источнике поступления.

Исходя из представленных данных и особенностью накопления РЗЭ в исследуемых фракциях твердых частиц аэрозолей воздуха рассчитаны их индикаторные отношения. Так для состава TSP испытательной площадки «Опытное поле» установлено нарушенное индикаторное отношение: Ce/Eu (4,1) при их кларковом значении 72 единиц, а также при значении 58,8 единиц относительно условно фонового поста г. Курчатова (Рисунок 5.7 а, б).

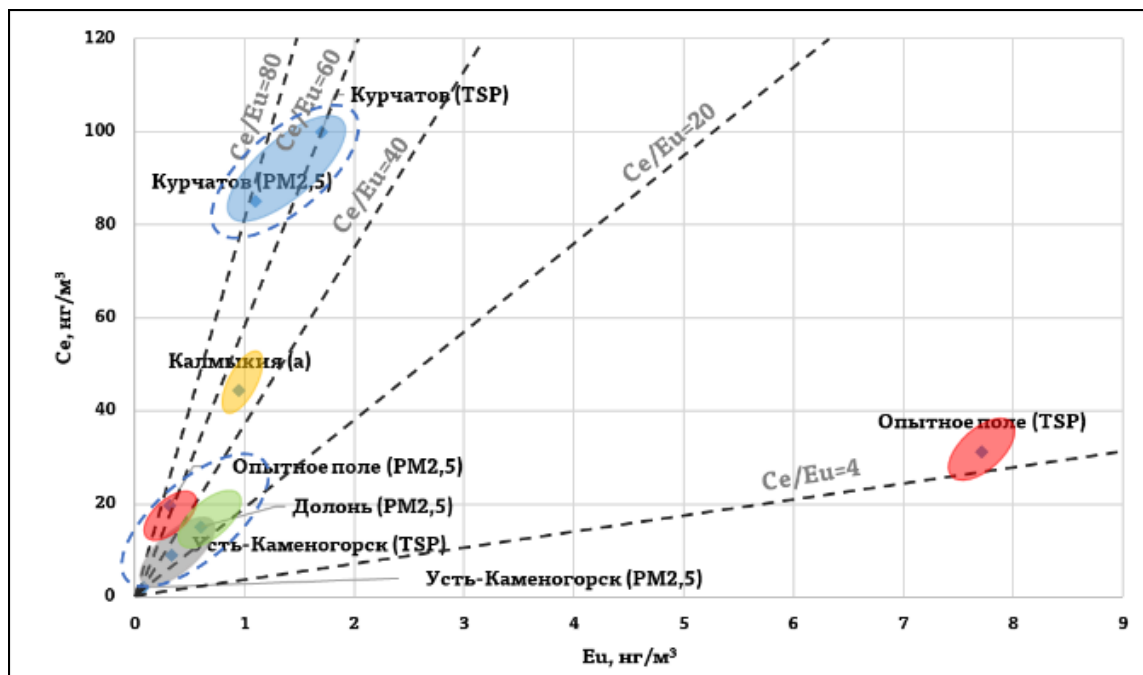


Рисунок 5.7 - Ce/Eu отношения в составе аэрозолей (PM2.5, TSP) испытательной площадки «Опытное поле» (а)

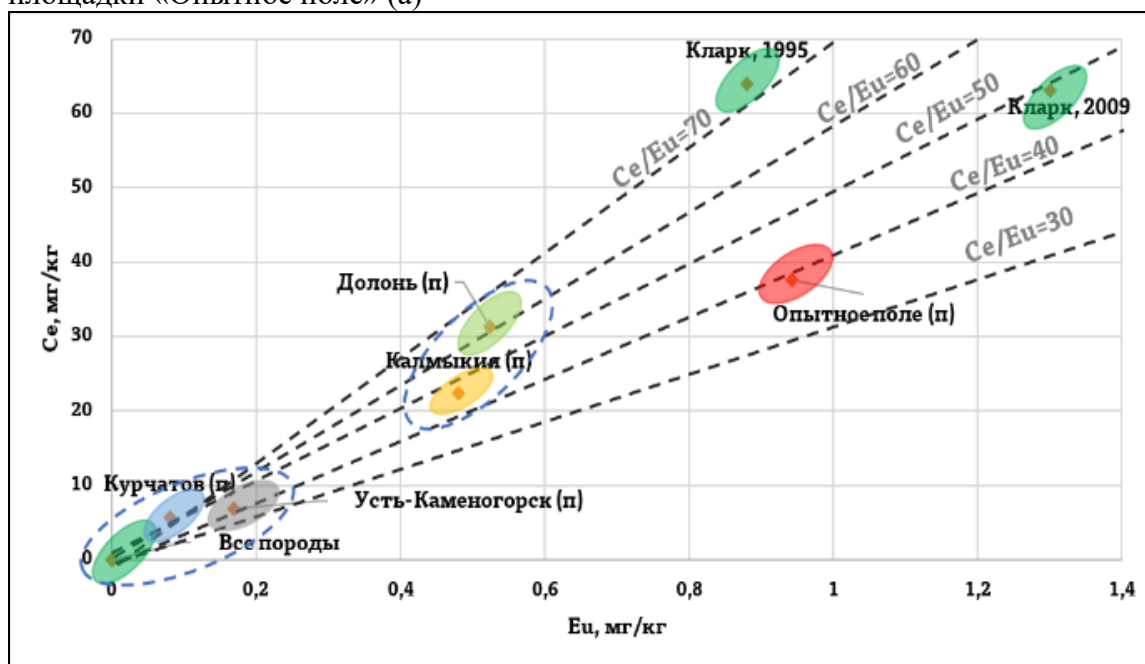
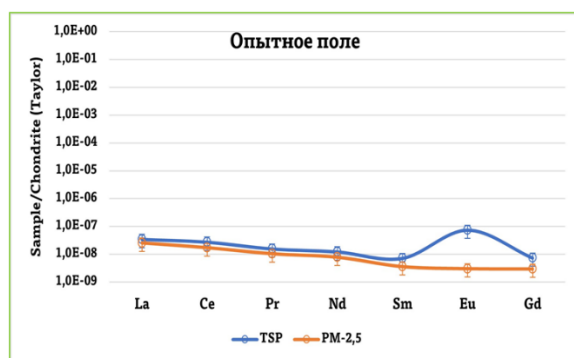


Рисунок 5.7 - Ce/Eu отношения в составе почвы испытательной площадки «Опытное поле» (б)

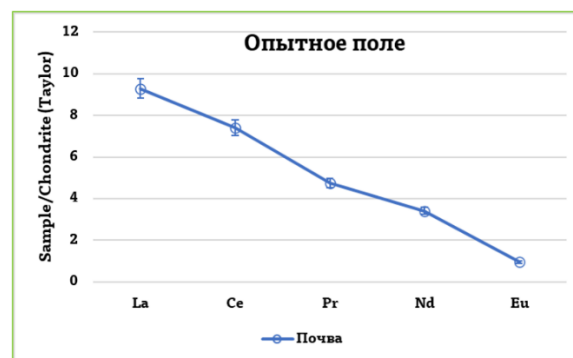
Расчет индикаторных соотношений редкоземельных элементов (РЗЭ) в составе фракции TSP испытательной площадки «Опытное поле» выявил значительное отклонение от кларкового значения отношения $Ce/Eu = 72$. Полученное значение составило 4,1, что указывает на выраженное фракционное обеднение церия или избыточное накопление европия в аэрозольной фазе.

Для сравнения, на условно фоновой территории (г. Курчатова, пост 5) это соотношение составило 58,8, что ближе к естественному уровню, но также свидетельствует о некотором техногенном воздействии. Таким образом, заниженное значение Ce/Eu на территории испытательной площадки «Опытное поле» отражает нарушение природного распределения РЗЭ, обусловленное техногенными процессами — вероятно, связанными с переотложением загрязненных почвенных частиц и поступлением аэрозолей из источников с аномальной РЗЭ-сигнатурой. Индикаторные соотношения, в частности Ce/Eu , могут служить эффективным инструментом оценки степени техногенной трансформации аэрозольного материала.

При нормировании содержания редкоземельных элементов в составе фракций аэрозолей воздуха на испытательной площадке «Опытное поле» относительно хондрита (Taylor, 1995) выявлено превышение содержания Eu (Рисунок 5.8 а, б). Этот факт может указывать на наличие дополнительного источника поступления данного элемента, вероятно связанного с техногенными процессами, происходящими на площадке «Опытное поле». Повышенное содержание Eu может быть обусловлено выбросами в атмосферу при проведении испытаний, разрушением горных пород или использованием специфических материалов, содержащих этот элемент. Дальнейший анализ распределения редкоземельных элементов и их соотношений может помочь более точно определить источник загрязнения



а)



б)

Рисунок 5.8 - Нормирование содержания элементов в составе фракций аэрозолей воздуха испытательной площадки «Опытное поле» к хондриту

Рисунок 5.8 - Нормирование содержания элементов в составе почвы испытательной площадки «Опытное поле» к хондриту

Также был рассчитан коэффициент обогащения (EF) (Soto-Jiménez, 2003; Das 2015) твердых частиц аэрозолей воздуха испытательной площадки «Опытное поле» и условно фонового поста (г. Курчатов) отдельными элементами (Ci) по отношению к их почвенным содержаниям с использованием элементов-эталонов (Рисунок 5.9 а-г). Элемент-эталон выбирается на основе его устойчивости и равномерного присутствия в составе верхней континентальной коры. Такие элементы, как Al, Fe и Ti, широко применяются в качестве эталонных при расчетах обогащения (Tahri et al., 2022; Gao et al, 1992; Das et al., 2015; Liang et al., 2018; Lin et al., 2020). В настоящем исследовании в качестве эталонного элемента был выбран Fe, который является одним из наиболее широко распространенных и отличается относительно стабильной динамикой распределения в почве по профилю «Восточный след» и не превышает его содержание в верхней части континентальной коры.

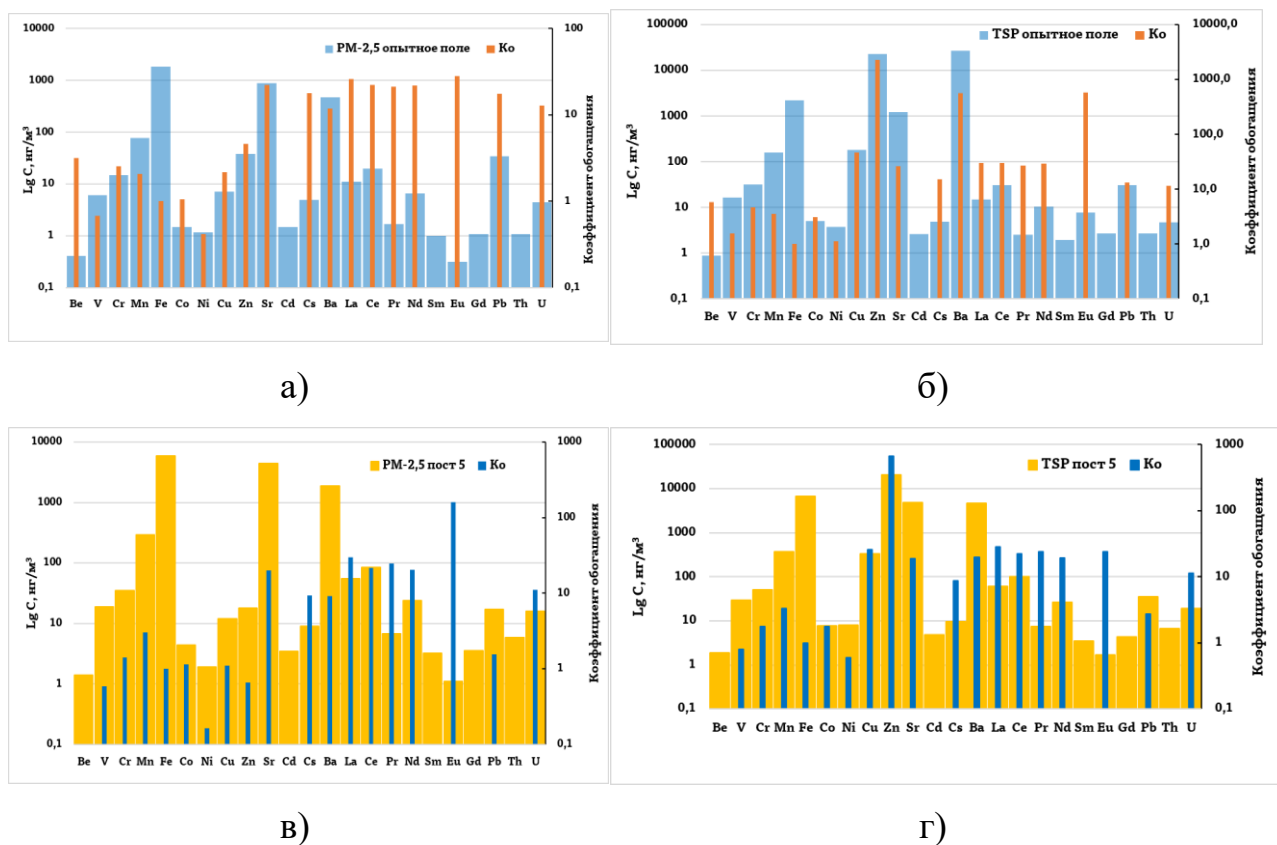


Рисунок 5.9 - Коэффициенты обогащения фракций твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP, PM2.5) испытательной площадки «Опытное поле» (а, б) и условно фонового поста г. Курчатов (в, г)

Как показано на рисунках 5.9 а, б изучаемые фракции твердых частиц аэрозолей воздуха испытательной площадки «Опытное поле» аномально обогащены Zn (значение $EF > 1000$ для TSP), Ba и Eu ($EF > 100$ для TSP), умеренно обогащены Cu ($EF > 10$ для TSP),

для обеих фракции характерно умеренное обогащение рядом представленных элементов - Sr, Cs, La, Ce, Pr, Nd, Pb, U (значение EF >10) и дополнительно Ba для PM_{2.5} (значение EF >10), за ними следуют V, Cr, Mn, Co, Ni со значениями EF около 5 (необогащенный).

На посту 5, условно фоновой территории г. Курчатов (Рисунок 5.9 в, г) исследуемые фракции аэрозолей воздуха в свою очередь аномально обогащены Zn (значение EF >100 для TSP) и Eu (EF =100 для PM_{2.5}), для обеих фракции умеренно обогащены - Sr, Cs, La, Ce, Pr, Nd, U (значение EF >10), тогда как для TSP есть еще умеренное обогащение содержанием Cu с EF>10.

В местах отбора проб испытательной площадки «Опытное поле» наблюдается предельное обогащение TSP содержанием Ba и Eu со значениями EF более 500, а также Zn более 2000 единиц, что указывает на то, что эти элементы происходят из смеси антропогенных и природных источников, включая выветрившиеся почвы и горные породы. Картина обогащения, где редкоземельные элементы накапливаются одинаково в обеих исследуемых фракциях, согласуется с результатами и других исследований (Kulkarni et al., 2006; Wang and Liang, 2014).

Также следует отметить, что значения EF редкоземельных элементов выше в мелких частицах по сравнению с крупными с превышением от 1,2 до 16 раз, это можно объяснить тем, что антропогенные выбросы, вероятно, вносят значительный вклад в образование мелких частиц, содержащих РЗЭ, в то время как природные РЗЭ в основном находятся в более крупных.

Сходство состава и уровней обогащения некоторых элементов на обеих площадках, особенно в части тяжелых и редкоземельных металлов, позволяет предположить возможность дальнего переноса аэрозольных частиц с промышленных территорий, включая Карагандинские месторождения, где ведется активная добыча и переработка металлосодержащего сырья.

Выводы. Как следует из анализа, крупные аэрозольные фракции (TSP), отобранные на испытательной площадке «Опытное поле», характеризуются аномальным уровнем обогащения Zn, Ba, Eu, что свидетельствует о преимущественно антропогенном происхождении этих элементов. Также дополнительно эта фракция умеренно обогащена Cu. Тонкодисперсная фракция (PM_{2.5}) умеренно обогащена - Sr, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Eu, Pb и U, что отражает смешанный вклад природных и антропогенных источников. Полученные значения индикаторного отношения Ce/Eu в аэрозолях TSP испытательной площадки «Опытное поле» свидетельствуют о существенном техногенном воздействии и нарушении природного отношения

редкоземельных элементов. Указанные данные подтверждают присутствие как почвенного, так и техногенного вкладов в формирование аэрозольного состава воздуха.

Материалы раздела опубликованы в [280].

6 ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА МАЛОГО НАСЕЛЕННОГО ПУНКТА ДОЛОНЬ

6.1 Особенности элементного и минералогического составов твердых частиц аэрозолей воздуха (PM_{2.5})

Наряду с исследованием радиоэкологической обстановки малых населенных пунктов, прилегающих к северо-восточной части Семипалатинского испытательного полигона, проведены работы по определению элементного состава твердых частиц аэрозолей воздуха, включая содержание естественных радионуклидов.

Малый населенный пункт Долонь находится в районе прохождения «Восточный след» радиоактивных выпадений и расположен на расстоянии (80 км) от внешних границ испытательной площадки «Опытное поле» СИП. Долонь расположен в южной части Бескарагайского района области Абай Республики Казахстан вдоль ленточного бора Иртышского бассейна. В настоящее время количество проживающих людей в исследуемом населенном пункте составляет чуть более 600 человек по данным переписи за 2010 год. Около 80 % местного населения в зимний период для отопления домов сжигают древесину (сосна, осина), остальные 20 % – уголь с месторождения «Каражыра». Помимо индивидуальных печей на территории населенного пункта функционируют котельная, расположенная возле административных зданий (школа, акимат).

В воздушной среде по профилю «Восточного следа» объемная активность искусственных радионуклидов находилась ниже уровня предела обнаружения. На территории населенного пункта Долонь, количественных данных о содержании искусственных радионуклидов в воздушной среде также обнаружить не удалось. Полученные экспериментальным методом данные объемной активности радионуклидов в воздухе на 2–3 порядка ниже ДОАнас.

Одной из основных задач данной работы было исследование, направленное на непрерывное наблюдение в течение 1 года за динамикой содержания естественных радионуклидов и химических элементов в пылевых частицах аэрозолей воздуха (PM_{2.5}) населенного пункта, наиболее близко расположенного к границам СИП. Данным населенным пунктом является Долонь.

В рамках исследования анализ полученных данных показал, что в пробах PM_{2.5} малого населенного пункта Долонь превышения предельно допустимой концентрации среднесуточного содержания естественного радионуклида (Th, U) и химических

элементов не обнаружено. Проанализированы изотопы ^{235}U , ^{238}U в составе твердых частиц аэрозолей воздуха по сезонам. Данные представлены в таблице (Таблица 6.1).

Таблица 6.1 - Содержание изотопов урана в $\text{PM}_{2.5}$ н.п. Долонь, нг/м^3 ($n=33$)

Параметры	Неотопительный сезон		Отопительный сезон	
	^{235}U	^{238}U	^{235}U	^{238}U
$\text{X} \pm \text{SEM}$	$<0,001$	$0,70 \pm 0,09$	$0,009 \pm 0,001$	$1,70 \pm 0,10$
Me	$<0,001$	0,62	0,01	1,7
σ	-	0,37	0,002	0,4
Min	$<0,001$	0,24	0,007	0,98
Max	$<0,001$	1,3	0,01	2,5
Cv, %	-	53	18	25

В отопительный период наблюдается значительное увеличение содержания изотопа ^{238}U - его концентрация возрастает более чем в два раза по сравнению с межотопительным периодом. Кроме того, в составе твердых частиц аэрозолей воздуха в этот период впервые были зафиксированы следовые количества изотопа ^{235}U . Расчетное соотношение между изотопами ^{235}U и ^{238}U составило 0,72% к 99,27%, что соответствует естественному (природному) изотопному составу урана.

Полученные результаты позволяют предположить, что увеличение содержания урана в атмосферных аэрозолях в отопительный сезон связано с деятельностью стационарных источников выбросов — в первую очередь, теплоэнергетических установок, использующих уголь или другие виды топлива с примесями природного урана.

Комплексные радиоэкологические работы по обследованию населенного пункта Долонь, находящихся в зоне изучаемого радиоактивного следа проводились с 2014 по 2016 гг. Анализ полученных данных показал (Таблица 6.2), что в пробах воздушных аэрозолей села Долонь превышения предельно допустимой концентрации среднесуточного содержания исследуемых групп химических элементов не обнаружено (Гигиенические нормативы к атмосферному воздуху в городских и сельских населенных пунктах, на территориях промышленных организаций. Утверждены приказом Министра здравоохранения Республики Казахстан от 2 августа 2022 года № КР ДСМ-70. Зарегистрирован в Министерстве юстиции Республики Казахстан 3 августа 2022 года № 29011.)

Таблица 6.2 - Вариационно-статистический анализ тонкодисперсных фракций аэрозолей воздуха ($\text{PM}_{2.5}$) в неотопительный сезон н.п. Долонь

Элемент	$\text{X} \pm \text{SEM}$	Me	σ	Min	Max	Cv, %
Mg	8500 ± 1100	9600	5200	82	21000	62
Fe	3690 ± 260	1600	1200	240	5500	33

Продолжение таблицы 6.2 (Окончание)

Элемент	X $\pm$ SEM	Me	σ	Min	Max	Cv, %
V	8,9 $\pm$ 1,2	8,5	4,4	0,5	16	50
Cr	21 $\pm$ 3	20	13	0,5	54	64
Mn	78 $\pm$ 12	68	58	1,2	210	74
Ni	5,8 $\pm$ 0,8	6,5	3,4	0,2	14	58
Cu	180 $\pm$ 20	160	95	5	380	53
Zn	6100 $\pm$ 780	5000	3100	1700	12600	51
As	37 $\pm$ 7	32	30	0,5	87	81
Rb	36 $\pm$ 5	34	20	14	97	56
Sr	270 $\pm$ 58	190	260	32	1200	96
Ba	13300 $\pm$ 2100	10200	7900	2100	28000	60
La	11 $\pm$ 2	8,5	7,7	2	32	70
Ce	13 $\pm$ 2	10	10,0	1,6	46	78
Pr	2,4 $\pm$ 0,4	1,7	1,9	0,2	8	79
Nd	8,6 $\pm$ 1,3	6,6	6,4	0,6	26	74
Sm	1,7 $\pm$ 0,2	1,6	0,9	0,3	3,6	49
Eu	5,6 $\pm$ 1,1	3,9	4,8	0,6	18	87
Gd	3,7 $\pm$ 1,5	2,5	6,5	0,7	31	175
Dy	0,9 $\pm$ 0,2	0,7	0,8	0,1	3,5	84
Ho	0,3 $\pm$ 0,1	0,2	0,2	0,03	1,2	90
Er	0,8 $\pm$ 0,2	0,8	0,7	0,1	3,1	86
Yb	1,0 $\pm$ 0,1	0,9	0,7	0,2	3,3	70
Pb	15 $\pm$ 1,0	15	5,8	4	26	40
Th	2,6 $\pm$ 0,6	1,7	3,0	0,06	14	118
U	0,23 $\pm$ 0,1	0,18	0,3	0,01	0,8	130

Содержание элементов выражены в нг/м³

Содержание Ba в твердых частицах аэрозолей воздуха в неотапительный сезон варьирует в диапазоне от 2100 до 28 000 нг/м³, при среднем значении 13 300 нг/м³. Это существенно превышает установленные значения ориентировочно безопасного уровня воздействия (ОБУВ), равное 4000 нг/м³. Превышение составляет более чем в 3,3 раза, а в ряде случаев достигает четырехкратного уровня. Как уже было отмечено ранее особенно выраженная аномалия зафиксирована в пробах крупнодисперсной фракции аэрозолей (TSP), отобранных в районе испытательной площадки «Опытное поле», где средняя концентрация Ba достигала 26 500 нг/м³, что в 6,6 раза выше предельно допустимого значения. В отличие от этого, в мелкодисперсной фракции (PM2.5) таких экстремальных превышений не наблюдалось, что указывает на локализованный характер загрязнения вблизи источника. Перенос крупнодисперсных частиц воздушным путем с территории испытательной площадки «Опытное поле» может играть роль в частичном обогащении мелкодисперсной фракции аэрозолей, обнаруживаемой в атмосферном воздухе населенного пункта Долонь. Этот вывод подтверждается высокими значениями коэффициента обогащения ряда элементов в фракции PM2.5 в неотапительный сезон.

Так, установлено значительное обогащение данной фракции в населенном пункте Долонь Ва (13300 нг/м^3) и Zn (6100 нг/м^3), с коэффициентами обогащения (EF) 820 и 690 соответственно, что свидетельствует о влиянии антропогенных источников, преимущественно техногенного происхождения. Также зарегистрировано обогащение Cu, Eu и As, значения коэффициентов обогащения которых составляют 100, 63 и 57 единиц соответственно, что может быть связано как с промышленной деятельностью, так и с остаточными последствиями техногенных воздействий прошлых лет.

Дополнительно установлено, что твердые частицы аэрозолей в летний период обогащены такими элементами, как Sr, Mg и Rb, с коэффициентами обогащения 27, 24 и 13 соответственно (Рисунок 6.1). Совокупность полученных данных свидетельствует о сложной структуре источников загрязнения, включая как локальные техногенные очаги, так и региональный перенос загрязняющих веществ. Для более точного определения источников и механизмов миграции элементов требуется проведение дальнейших исследований с использованием изотопного анализа и методов трассировки источников.

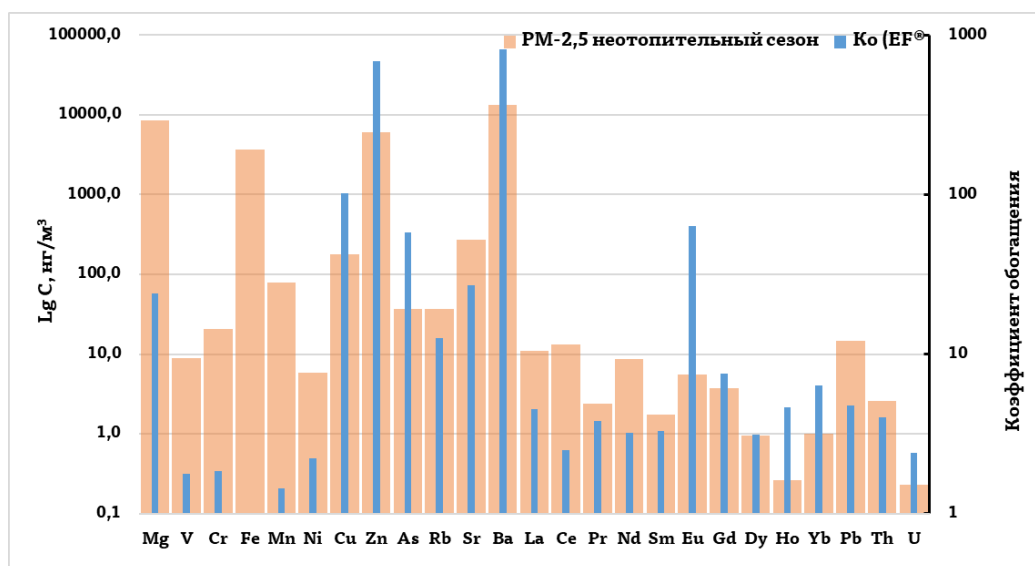


Рисунок 6.1 - Коэффициенты обогащения твердых частиц аэрозолей воздуха (PM2.5) в неотопительный сезон населенного пункта Долонь

Таким образом, значения EF в образцах PM2.5 в неотопительный период для V, Cr, Mn, Ni, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, Dy, Ho, Yb, Pb, Th и U были менее 10, что указывает на их преимущественное происхождение из атмосферной пыли природного (литогенного) происхождения.

Значения EF для Rb, Mg, Sr, As, Eu и Cu находились в диапазоне от 10 до 100, что свидетельствует о смешанном вкладе как природных, так и антропогенных источников.

Однако значения EF для Ba и Zn превышали 100, что указывает на их антропогенное происхождение.

При этом, следует отметить, что при нормировании содержания редкоземельных элементов в составе мелкой фракций аэрозолей воздуха Долонь относительно хондрита (Taylor, 1995) выявлено нарушенное отношение по Eu, что также предполагает дополнительный источник поступления (рис.10). Исходя из представленных данных и особенностью накопления РЗЭ в исследуемых фракциях твердых частиц аэрозолей воздуха рассчитаны их индикаторные отношения. Так для состава PM2.5 населенного пункта Долонь установлено нарушенное индикаторное отношение Ce/Eu (25) при их кларке 72 единиц, а также при значении 77,3 единиц относительно условно фонового поста г. Курчатова в неотапливаемый период (Рисунок 6.2).

Это свидетельствует о нарушении природного распределения редкоземельных элементов, что, по-видимому, связано с воздействием техногенных факторов. Наиболее вероятными механизмами выступают переотложение загрязненных почвенных частиц и поступление аэрозольного материала из внешних источников, характеризующихся измененной (аномальной) РЗЭ-сигнатурой. Таким образом, соотношение Ce/Eu и аналогичные индикаторные параметры представляют собой информативный инструмент для диагностики степени техногенной переработки и трансформации атмосферных частиц.

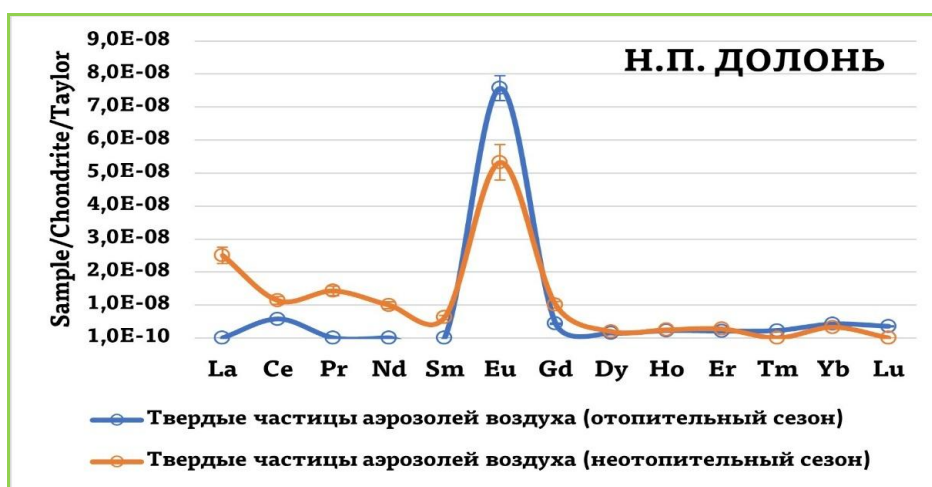


Рисунок 6.2 - Нормирование содержания элементов в составе фракций аэрозолей воздуха PM2.5 н.п. Долонь к хондриту

Повышенное содержание Eu может быть связано с целым рядом факторов техногенного происхождения, включая выбросы в атмосферу в результате проведения испытаний, разрушение поверхностных геологических формаций, а также использование специфических материалов, содержащих редкоземельные элементы. Аномальные уровни Eu в атмосфере могут свидетельствовать о наличии локализованных источников загрязнения, не характерных для фоновых природных условий региона. Дальнейшее

изучение распределения редкоземельных элементов в различных компонентах среды представляется важным для уточнения характера и масштабов техногенного воздействия.

По среднесуточным отборам проб в неотапительный сезон в твердых частицах аэрозолей, содержащихся в приземном слое атмосферы с. Долонь, определено содержание Cr, Mn, Th а также редкоземельных элементов в относительно больших концентрациях, чем в отопительный сезон. (Рисунок 6.3).

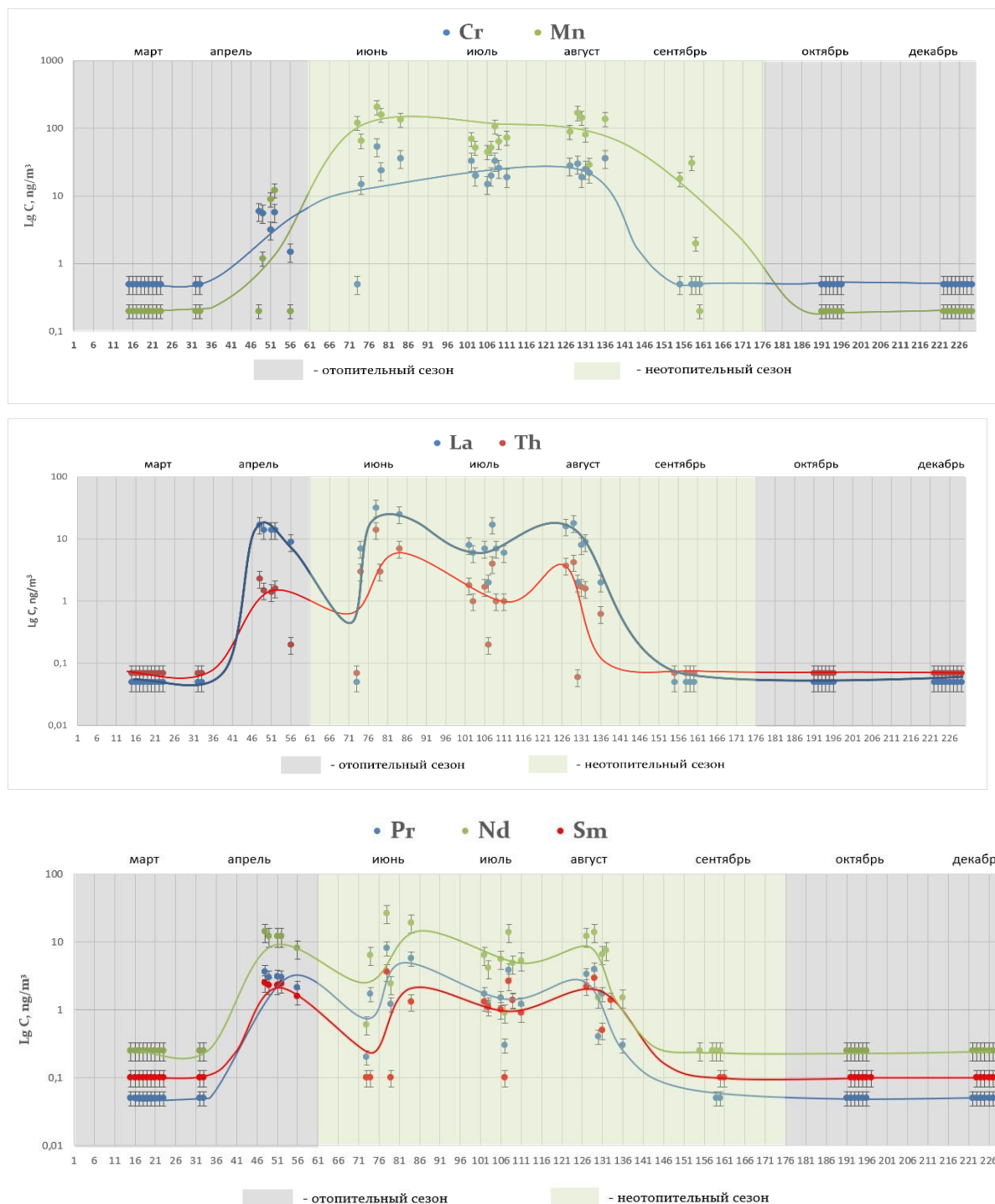


Рисунок 6.3 - Динамика содержания элементов (элементы неотапительного сезона) в составе $\text{PM}_{2.5}$ населенного пункта Долонь

Максимальный пик динамики распределения среднего содержания хрома и марганца приходится на июнь месяц. В данный период времени среднее содержание хрома составило 20 нг/м³, Mn – 78 нг/м³, Th – 5,4 нг/м³. Идентичным характером распределения за неотапительный период обладают концентрации празеодима, неодима и самария. Средние значения за июнь месяц содержаний элементов составили: La -13,4 нг/м³, Pr – 3,7 нг/м³, Nd – 13 нг/м³ и Sm – 0,7 нг/м³. Данная стабильная динамика распределения концентраций хрома, марганца, тория, лантана, празеодима, неодима и самария свидетельствует об их природном источнике поступления, а именно с усилением пылеобразования в сухой и ветряной летний период (почвенно-эрозионный процесс), которое также было подтверждено значениями коэффициента обогащения (<10).

Таким образом, сезонные различия в элементном составе аэрозолей указывают на разнородность источников загрязнения и необходимость комплексного подхода к мониторингу и оценке воздействия на окружающую среду и здоровье населения.

В течение отопительного периода в изучаемых фракциях аэрозолей воздуха были обнаружены высокие содержания следующих элементов: Be, Co, Ge, Cd и Bi относительно их концентрации в неотапительный период (Таблица 6.3).

Таблица 6.3 - Вариационно-статистический анализ тонкодисперсных фракций аэрозолей воздуха (PM2.5) в отопительный сезон н.п. Долонь

Элемент	X±SEM	Me	σ	Min	Max	Cv, %
Be	0,5±0,1	0,5	0,2	0,08	0,7	50
Mg	8700±2050	5900	5400	3980	17700	62
Fe	1280±280	1500	630	360	1860	50
V	4,7±1,1	2,9	5,0	0,03	16	110
Cr	0,6±0,3	6	0,9	0,2	6,6	160
Mn	0,3±0,1	1,2	4,9	0,05	10	150
Co	1,3±0,3	1,0	1,4	0,09	5,0	104
Ni	11±3	7,4	12	0,4	49	112
Cu	240±31	230	150	19	580	65
Zn	4600±1400	2600	5000	83	17000	108
Ge	1,1±0,2	0,8	0,7	0,3	2,4	65
As	52±10	44	50	3,0	220	94
Rb	33±7	17	30	7,0	110	89
Sr	380±110	120	460	20	1300	122
Cd	1,3±0,3	0,8	1,1	0,02	3,8	88
Ba	22100±7800	2200	36300	420	98000	164
Ce	6,7±1,4	5,8	6,5	0,3	24	96
Eu	7,9±2,2	2,7	9,0	0,07	22	113
Pb	21±5,0	23	16,0	0,2	40	77
Bi	4,7±1,1	2,2	4,9	0,05	16	110
Th	0,05±0,01	2,9	1,5	0,6	5,0	150
U	0,5±0,1	0,4	0,4	0,03	1,46	98

Анализ показал, что концентрации этих элементов значительно увеличиваются именно в отопительный сезон, что связано с особенностями источников их поступления и условий окружающей среды в этот период. В неотопительный период уровни содержания данных элементов в аэрозолях были ниже уровня обнаружения прибора, что свидетельствует о минимальном их присутствии или отсутствии значимых источников их выбросов в этот период. Максимальные пики содержания химических элементов приходится на начало отопительного сезона, т.е. на октябрь месяц для Be - $0,5 \text{ нг/м}^3$, Ge $1,5 \text{ нг/м}^3$, Cd – $1,5 \text{ нг/м}^3$ и Bi – 11 нг/м^3 , тогда как максимальные среднемесячные концентрации Co ($1,0 \text{ нг/м}^3$), зафиксированы и в октябре и декабре.

Также следует отметить, что определены группы элементов, уровни содержания которых в отопительный период превышают показатели неотопительного сезона. Так превышение составило для Ni -1,9 раз, Ba -1,7 раз и U – в 2,2 раза. Кроме того, установлена высокая положительная корреляционная зависимость между содержанием Be, Ge, Cs с их концентрацией в составе золы угля месторождения «Каражыра», с коэффициентами корреляции (r) в диапазоне от 0,81 до 0,97.

В отопительный период в населенном пункте Долонь зафиксировано обогащение содержания ряда химических элементов в твердой фазе аэрозольной фракции PM2.5. Основным источником загрязнения в данном районе является сжигание угля, поскольку промышленные предприятия отсутствуют (Рисунок 6.4)

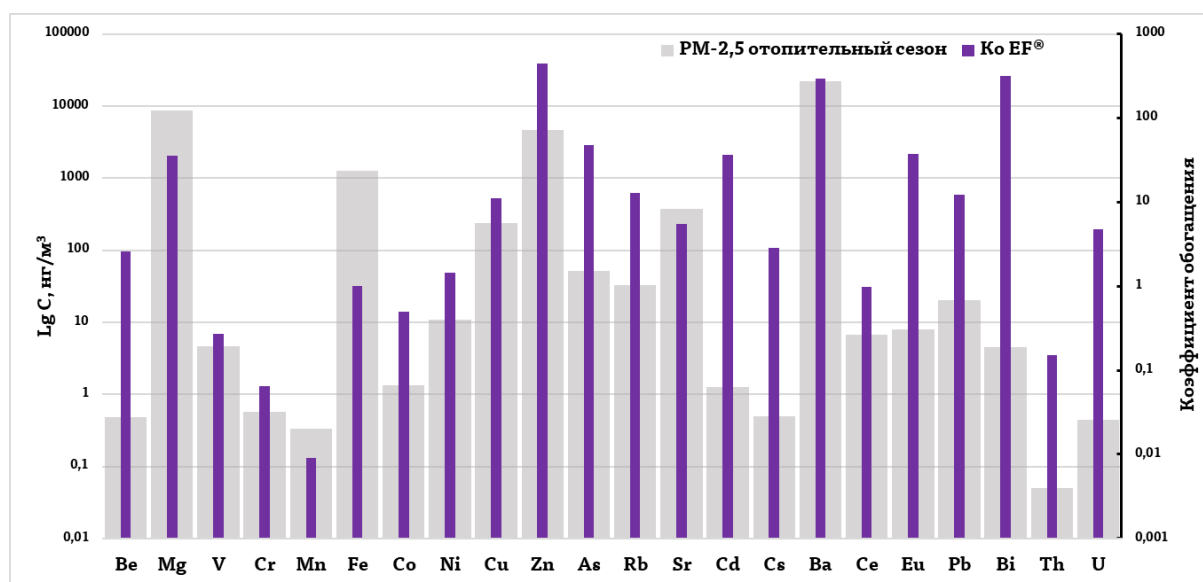


Рисунок 6.4 - Коэффициенты обогащения твердых частиц аэрозолей воздуха (PM2.5) в отопительный сезон населенного пункта Долонь

Максимальные коэффициенты обогащения получены для Zn и Ba, составившие 450 и 290 единиц соответственно, что указывает на их значительное поступление в

атмосферу при сгорании угольного топлива. В зимний период также зафиксировано обогащение Bi с коэффициентом 310 единиц.

Для As, Eu, Cd и Mg коэффициенты обогащения составили 47, 37, 36 и 35 единиц соответственно. Значения для Rb, Pb и Cu составили 13, 12 и 11 единиц. Полученные данные в целом подтверждают, что фракция PM_{2.5} в зимний период формируется преимущественно под влиянием локальных выбросов от сжигания угля, с характерным химическим профилем, отражающим состав используемого топлива и особенности его сгорания.

По среднесуточным отборам проб в отопительный сезон в твердых частицах аэрозолей, содержащихся в приземном слое атмосферы с. Долонь, определено содержание Co, Cd, Bi в относительно больших концентрациях, чем в неотопительный сезон (Рисунок 6.5).

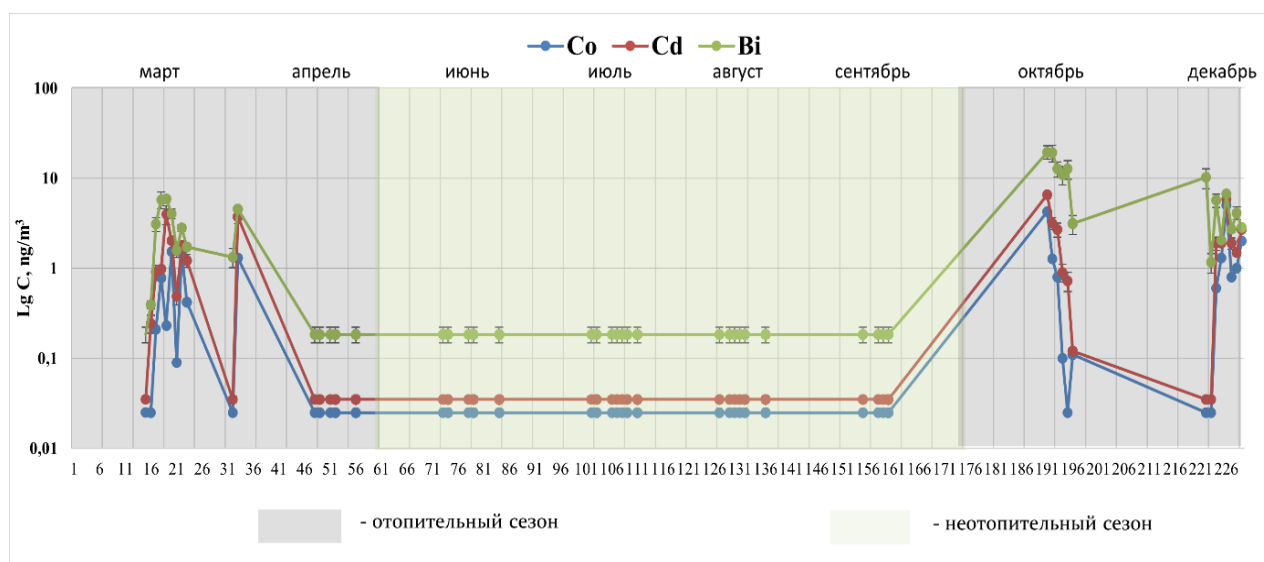


Рисунок 6.5 - Динамика содержания элементов (элементы отопительного сезона) в составе PM_{2.5} населенного пункта Долонь

Содержание Co, Cd и Bi в твердых частицах аэрозолей воздуха в отопительный период была стабильно высокой в составе твердых частиц аэрозолей воздуха были обнаружены их относительно высокие содержания – 1,3; 1,3 и 4,7 нг/м³ соответственно. Указанные значения свидетельствуют о наличии устойчивого источника поступления этих элементов в атмосферу. С учетом отсутствия промышленных объектов и стабильного характера выбросов, наиболее вероятным источником данных загрязнителей является сжигание твердого топлива в бытовом секторе, что типично для малых населенных пунктов в зимний период (Hu et al., 2020; Secrest et al., 2017; Lai et al., 2020).

Также выявлена группа элементов, содержание которых в составе твердых частиц аэрозолей воздуха встречается за весь исследуемый период. Так, к данной группе относятся такие элементы, как Cu, Ba, Eu (Рисунок 6.6).

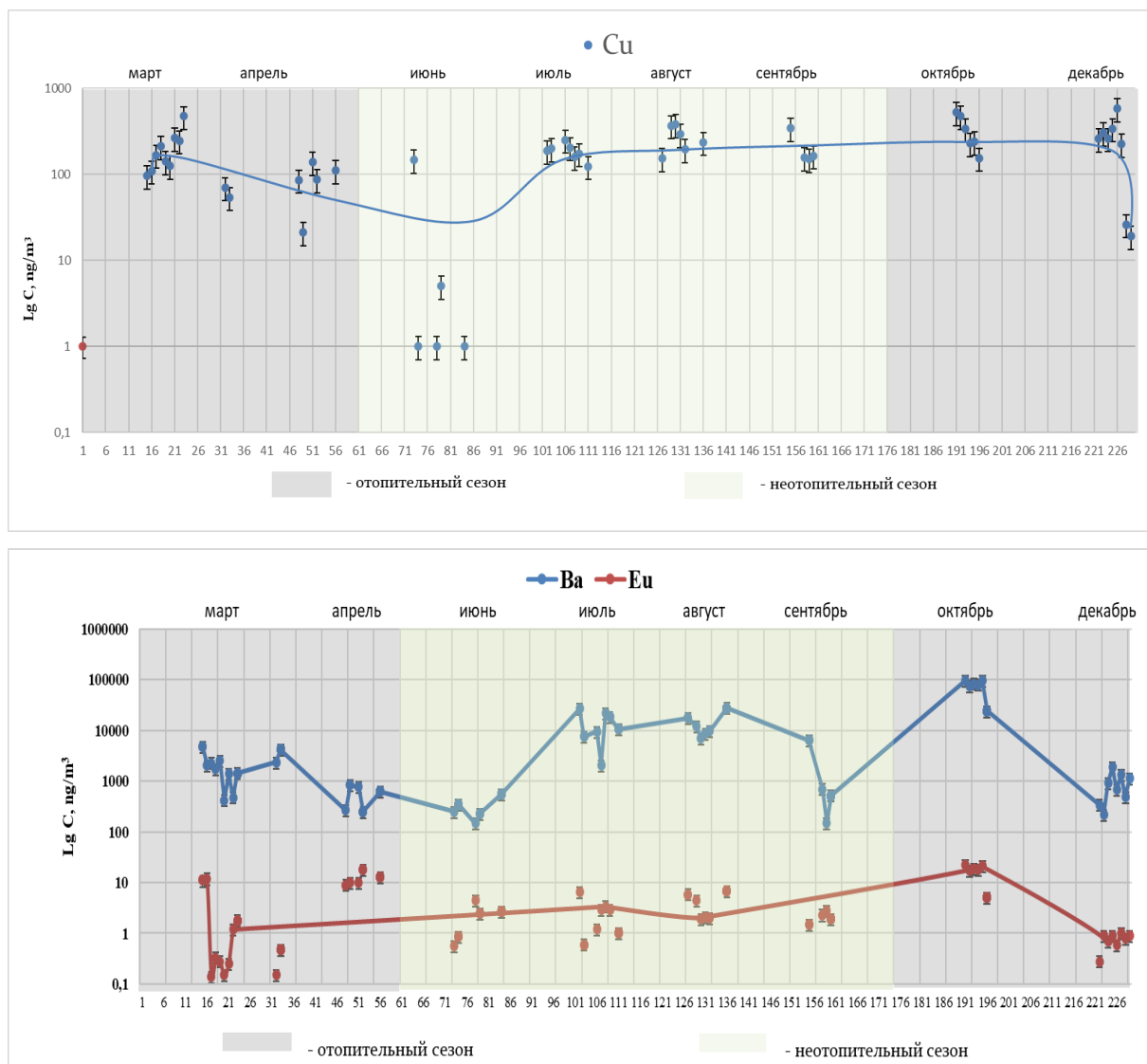
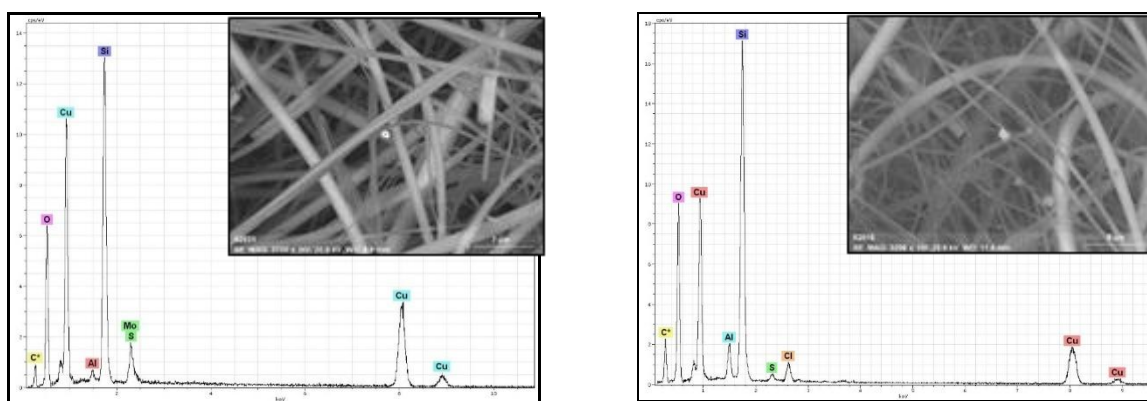


Рисунок 6.6 - Динамика содержания элементов (сквозные элементы) в составе PM2.5 населенного пункта Долонь

Стабильность динамики распределения содержания Cu независимо от периодов свидетельствует о его постоянном источнике поступления в атмосферный воздух исследуемой территории. С помощью растрового сканирующего электронного микроскопа также установлены частицы Cu в твердых частицах аэрозолей воздуха (Рисунок 6.7 а, б)



а) неотопительный сезон

б) отопительный сезон

Рисунок 6.7 - Частицы Cu в образцах PM2.5 населенного пункта Долонь

Таким образом, сезонные изменения оказывают существенное влияние на содержание указанных элементов в воздушных частицах, что важно учитывать при оценке экологической ситуации и возможных рисков для здоровья населения. В летний период доминируют элементы, характерные для пылевого геохимического фона (Cr, Mn, Th, а также редкоземельные элементы — La, Pr, Nd, Sm), что может быть связано с усилением процессов пылеобразования с поверхности земли. На основании среднесуточных отборов проб в отопительный сезон установлено, что содержание Be, Co, Ge, Cd, Bi в твердых частицах аэрозолей приземного слоя атмосферы села Долонь значительно выше, чем в неотопительный период. Также выявлена группа элементов с относительно стабильным распределением содержания в составе твердых частиц аэрозолей воздуха на протяжении всего исследуемого периода. К данной группе относятся такие элементы, как Cu, Ba и Eu.

В неотопительный сезон установлено значительное обогащение фракции твердых частиц аэрозолей в населенном пункте Долонь элементами Ba (13300 нг/м^3) и Zn (6100 нг/м^3), с коэффициентами обогащения 820 и 690 соответственно, что свидетельствует о влиянии антропогенных источников, преимущественно техногенного происхождения. Также зафиксировано обогащение Cu, Eu и As, коэффициенты обогащения которых составляют 100, 63 и 57 единиц соответственно.

Максимальные коэффициенты обогащения в зимний период получены для Zn и Ba, составившие 450 и 290 единиц соответственно, что указывает на их значительное поступление в атмосферу при сгорании угольного топлива. Кроме того, зафиксировано обогащение Bi с коэффициентом 310 единиц, что также может свидетельствовать о влиянии источников техногенного характера.

6.2 Особенности элементного и минералогического составов снегового покрова, а также угля и золы месторождения «Каражыра»

Для изучения динамики содержания и пространственного распределения химических элементов в снеговом покрове исследуемой территории определены их концентрации труднорастворимых форм. Наибольший интерес представляет анализ содержания химических элементов в твердой фазе снегового покрова, поскольку в ней содержится основная часть элементов техногенного происхождения, выбрасываемых в слаборастворимой форме. Труднорастворимые формы исследуемых элементов определены с помощью выщелачивания минеральными кислотами твердого осадка снега способом автоклавного разложения. Среднее содержание и пределы колебаний химических элементов в твердой фазе снегового покрова представлены в таблице (Таблица 6.4). Содержание химических элементов в твердом осадке снега составляет от 0,01 до 61000 мг/кг.

Таблица 6.4 - Среднее содержание химических элементов в снежном покрове (n=30)

Элемент	X±SEM	Me	σ	Min	Max	Cv, %	Фоновый участок
Be	0,23±0,09	0,03	0,5	0,03	1,8	230	<0,01
Na	730±140	500	740	1,0	2900	100	<0,01
Mg	7030±850	6400	4600	1200	24500	65	<0,01
Al	26700±3040	23700	16400	5060	78700	61	26500±9400
K	4960±540	4900	2900	940	16700	59	4200±1500
Ca	8900±1300	8500	7000	660	32200	78	<0,01
V	58,89655	50	35	14	170	59	<0,01
Cr	59,67857	53	48	4,0	240	80	<0,01
Mn	380±46	360	240	88	1100	64	<0,01
Fe	21800±2500	18600	13500	5300	61000	62	310±110
Co	12,4±1,4	12	7,8	2,2	34	63	<0,01
Ni	38±5	40	26	3,0	120	69	<0,01
Cu	140±58	81	310	2,0	1740	230	<0,01
Zn	430±120	260	660	7,0	3500	150	<0,01
Ga	46±6	40	33	4,9	130	72	0,40±0,10
As	24±5	17	27	3,0	130	110	<0,01
Sr	150±25	110	140	17	580	92	<0,01
Cd	3,9±1,0	2,2	5,4	0,01	23	140	<0,01
Cs	2,5±0,3	2,4	1,6	0,50	8,9	64	<0,01
Ba	260±34	250	180	26	690	70	<0,01
La	18,5±1,8	17	9,6	6,0	46	52	<0,01
Ce	39±4	39	21	12	95	54	<0,01
Nd	19,0±2,0	18	11,0	6,1	48	56	<0,01
Sm	4,7±0,7	4,1	3,7	1,3	20	78	<0,01
Eu	1,1±0,1	1,0	0,7	0,3	2,8	63	<0,01

Продолжение таблицы 6.4 (Окончание)

Элемент	$\bar{X} \pm SEM$	Me	σ	Min	Max	Cv, %	Фоновый участок
Tl	0,30±0,04	0,30	0,20	0,04	0,9	65	<0,01
Pb	120±18	120	99	9,0	410	79	<0,01
Th	4,0±0,4	3,9	2,0	1,1	10,0	49	<0,01
U	1,2±0,2	1,0	0,9	0,30	4,3	75	0,04±0,01

Примечание: n – количество проб;

*- пределы обнаружения прибора выражены в мкг/л.

Снеговой покров является важным индикатором состояния окружающей среды, особенно в условиях холодного климата. В зимний период он аккумулирует атмосферные загрязнители, оседающие в процессе сухого и влажного выпадения. Исследование загрязнения снежного покрова позволяет получать интегральную информацию о качестве атмосферного воздуха за определенный период и оценивать техногенную нагрузку на территорию. На сегодняшний день отсутствуют показатели допустимых уровней содержания химических элементов в снежном покрове. Поэтому для оценки предельно допустимых концентраций химических элементов в снежном покрове принято использовать фоновый подход. В данном случае в качестве основного значения принято считать содержание *i*-го элемента в снежном покрове относительно его концентрации в снеге, отобранном с фоновой территории.

Для проб твердых осадков снегового покрова, отобранных в пределах населенного пункта Долонь, был рассчитан суммарный геохимический показатель загрязнения (Z_c). По результатам анализа, значение показателя составило 217 единицы, что соответствует высокому уровню загрязнения, согласно принятой градации, в пределах от 128 до 256 единиц (Саэт, 1990). Полученные данные свидетельствуют о наличии выраженного техногенного влияния на атмосферную среду в зимний период. Установленный уровень загрязнения подчеркивает необходимость организации систематического экологического мониторинга и разработки мер по снижению антропогенной нагрузки на окружающую среду и здоровье населения.

В нашем исследовании при анализе состояния фонового участка выявлено относительно высокое содержание Ga и U в твердой фазе снежного покрова, в сравнении с другими элементами, концентрация которых составила меньше предела обнаружения прибора. Тем не менее, повышенные уровни фонового содержания Ga (0,40 мг/кг) и U (0,04 мг/кг), могут свидетельствовать о том, что выбранная для фона проба могла быть подвержена влиянию антропогенных факторов. Это, вероятно, связано с переносом твердых частиц аэрозолей воздуха диаметром менее 2,5 микрон, которые содержатся в составе сажи, пыли, зольного остатка, на дальние расстояния и метеоусловиями

регионального климата. Наиболее вероятными источниками загрязняющих веществ являются выбросы от местной угольной котельной, а также от индивидуальных печей, широко используемых в частном секторе для отопления.

В снежном покрове содержание элементов определяется размещением и мощностью источников поступления элементов. С помощью картирования снегового покрова исследуемой территории определены «участки» распространения концентраций вышеперечисленных химических элементов и установлены зоны влияния источников их поступления (Рисунок 6.8 а, б).

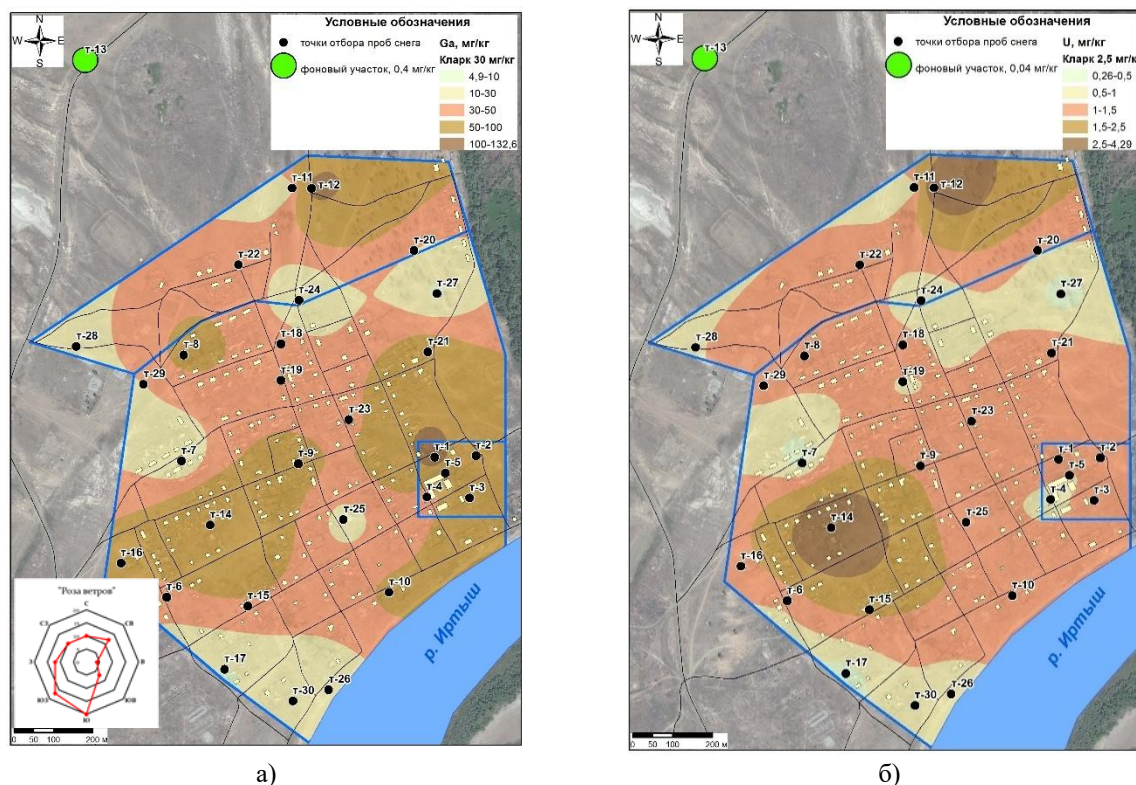


Рисунок 6.8 - Пространственное распределение концентрации Ga (а), U (б) в твердой фазе снегового покрова

Как видно из представленных карт, основным источником поступления Ga в снеговой покров является котельная, расположенная на юго-восточной части Долони, U – частный жилой сектор, который расположен на юго-западе одноименного населенного пункта. Также выявлены локальные участки загрязнения снежного покрова Ga и U по всей площади населенного пункта. Уровни накопления данных элементов в твердых частицах снега снижаются по мере удаления от их источников поступления. В частности, наблюдается снижение концентрации Ga в твердом осадке снега по мере удаления от точек 1 и 12. Также содержание Ga, превышает его кларк в составе земной коры в 2,4 раза. Наблюдается тенденция распространения концентрации загрязняющих элементов по господствующему направлению ветра в отопительный сезон. Таким образом, возможно,

что источниками поступления этих элементов служат котельная и индивидуальные отопительные печи.

Также проведен анализ минералогического состава твердой фазы образцов снега, отобранных с территории населенного пункта Долонь (Рисунок 6.9).

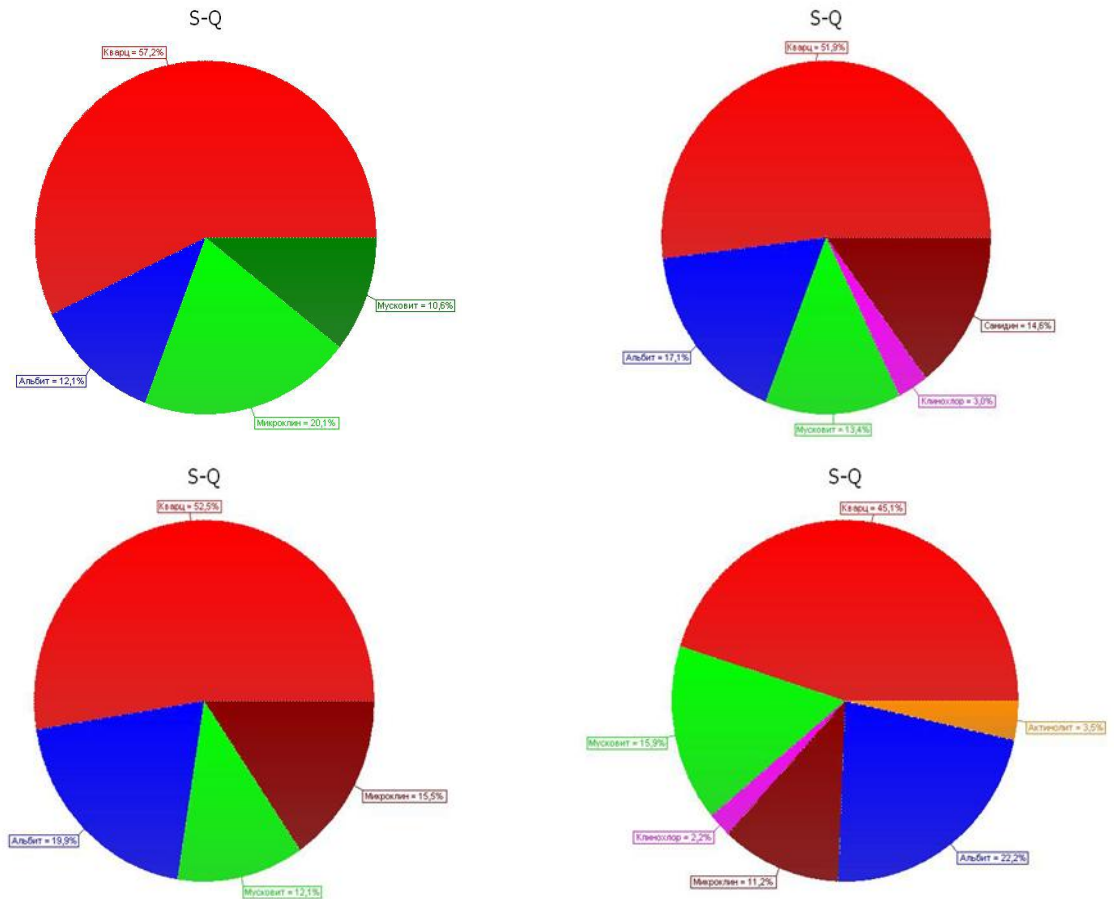


Рисунок 6.9 - Минералогический состав образцов твердой фазы снега н.п. Долонь

Минералогический состав образцов природного происхождения свидетельствует о их принадлежности к кислым породам с преобладанием кварца и полевых шпатов. Наибольшее содержание в общей массе составляет кварц — его доля превышает или составляет около 50 %, что указывает на выраженный кислый характер исходной породы и высокую степень ее силикатизации. Среди полевых шпатов доминирует альбит, содержание которого варьируется в пределах от 12 до 22 %. Микроклин представлен в сопоставимых количествах — от 11 до 20 %, что также характерно для кислых интрузивных или метаморфических пород.

Слюды представлены преимущественно мусковитом, содержание которого колеблется в интервале 11–16 %, что может свидетельствовать о метаморфических преобразованиях исходной породы или участии в процессе вторичной минерализации. Санидин выявлен в единичных образцах, его доля приближается к 15 %, что характерно

для породообразования при высоких температурах, например, в условиях вулканических процессов. В составе также установлены акцессорные минералы — клинохлор и актинолит, содержание которых не превышает 5 %, что может указывать на участие гидротермальных процессов или регионального метаморфизма.

Таким образом, минералогический состав изученных образцов отражает природный характер с выраженным преобладанием кварца и натрий-калиевых полевых шпатов, а также наличие вторичных и акцессорных минералов, формировавшихся в различных геологических условиях.

Уголь и зола. Уголь является одним из наиболее широко используемых видов органического топлива, сжигание которого сопровождается образованием значительного количества твердых продуктов — в первую очередь золы. При этом в атмосферу выделяются различные загрязняющие вещества, включая твердые частицы, содержащие широкий спектр химических элементов, в том числе токсичные и потенциально опасные для здоровья человека тяжелые металлы (например, свинец, кадмий, ртуть, мышьяк и др.).

Одним из косвенных, но информативных показателей уровня загрязнения атмосферного воздуха этими элементами являются данные по выбросам твердых веществ, возникающих в процессе сжигания углеродсодержащего топлива. Жители населенного пункта Долонь в отопительный период используют угли месторождения «Каражыра».

Анализ химического состава золы и твердых осадков, образующихся вблизи источников выбросов, позволяет судить о степени техногенного воздействия и потенциальных экологических рисках. Среднее содержание химических элементов в пробах угля и золы исследуемого населенного пункта представлено в таблица (Таблица 6,5 и 6,6)

Таблица 6.5 - Вариационно-статистический анализ образцов угля месторождения «Каражыра» (10 проб)

Элемент	$\bar{X} \pm SEM$	Me	σ	Min	Max	Cv, %	Кларк угля (Yudovich and Ketris, 2015)
Li	5,3±0,2	5,0	0,50	5,0	6,0	10	14
Be	0,40±0,02	0,4	0,05	0,4	0,5	12	2
Mg	580±7	576	17	570	615	3	-
Al	13500±370	13300	910	12400	15000	7	-
K	800±14	800	34	760	860	4	-
Ti	640±26	630	64	550	750	10	890
V	42±2	42	3,3	37	46	8	28
Cr	25±1	24	2,7	22	30	11	17
Mn	94±7	90	18	75	130	19	71
Fe	4500±420	4200	1030	3700	6500	23	-
Co	6,0±0,4	6,0	1,1	5,0	8,0	18	6

Продолжение таблицы 6.5 (Окончание)

Элемент	X $\pm$ SEM	Me	σ	Min	Max	Cv, %	Кларк угля (Yudovich and Ketris, 2015)
Ni	17,0 $\pm$ 0,7	16	1,6	16	20	9	17
Cu	39 $\pm$ 1	40	3,4	33	42	9	16
Zn	53 $\pm$ 4	53	8,8	44	67	17	28
Ga	10,5 $\pm$ 0,7	10	1,6	9,0	13	16	6
Ge	1,30 $\pm$ 0,07	1,2	0,2	1,2	1,6	12	2,4
As	3,0 $\pm$ 0,3	3,0	0,6	2,0	4,0	21	9
Rb	8,00 $\pm$ 0,02	8,0	0,04	7,9	8,0	1	18
Sr	150 $\pm$ 8	160	21	130	181	13	100
Zr	10 $\pm$ 1	10	2,5	6,0	13	24	36
Nb	0,70 $\pm$ 0,03	0,7	0,08	0,6	0,8	12	4
Mo	0,50 $\pm$ 0,03	0,45	0,08	0,4	0,6	17	2,1
Cd	0,14 $\pm$ 0,01	0,14	0,03	0,1	0,20	18	0,2
Cs	0,50 $\pm$ 0,02	0,50	0,05	0,5	0,6	10	1,1
Ba	140 $\pm$ 17	120	42	100	200	29	150
La	6,7 $\pm$ 0,3	6,5	0,8	6,0	8,0	12	11
Ce	15,5 $\pm$ 0,8	15,5	1,9	13	18	12	23
Pr	2,00 $\pm$ 0,02	2,00	0,04	1,9	2,0	2	3,4
Nd	10,0 $\pm$ 0,4	10	1,0	9,0	12	10	12
Sm	2,2 $\pm$ 0,2	2,0	0,4	2,0	3,0	19	2,2
Eu	0,60 $\pm$ 0,02	0,6	0,04	0,5	0,6	7	0,43
Gd	2,5 $\pm$ 0,2	2,5	0,6	2,0	3,0	22	2,7
Dy	2,00 $\pm$ 0,02	2,0	0,04	1,9	2,0	2	2,1
Ho	0,30 $\pm$ 0,02	0,3	0,05	0,3	0,4	15	0,57
Er	0,95 $\pm$ 0,02	0,95	0,05	0,9	1,0	6	1
Tm	0,10 $\pm$ 0,01	0,13	0,01	0,10	0,14	6	0,3
Yb	0,90 $\pm$ 0,04	0,9	0,09	0,8	1,0	10	1
Lu	0,10 $\pm$ 0,01	0,11	0,004	0,1	0,12	4	0,2
W	0,06 $\pm$ 0,01	0,05	0,02	0,04	0,09	37	0,99
Pb	4,5 $\pm$ 0,5	4,1	1,3	3,1	6,5	30	9
Bi	0,07 $\pm$ 0,01	0,07	0,01	0,05	0,08	14	1,1
Th	0,80 $\pm$ 0,04	0,8	0,10	0,6	0,9	13	3,2
U	0,20 $\pm$ 0,01	0,2	0,02	0,2	0,25	10	1,9

Результаты анализа угольных образцов выявили варьирующий элементный состав, включающий как макро-, так и микроэлементы, отражающие сложную геохимическую природу углей. Образцы угля месторождения «Каражыра» имеют следующие диапазоны содержания основных элементов: Al достигающее 13500 мг/кг (1,35%), что может быть связано с присутствием алюмосиликатов, таких как мусковит (как показали результаты твердой фазы снега). Максимальное содержание Fe 6500 мг/кг (0,65%) указывает на возможное наличие железосодержащих минералов, включая пирит, что типично для углей с высоким уровнем минерализации.

Также в образцах угля обнаружены такие элементы, как К (0,08%), Ti и Mg (0,06%), Sr и Ba (0,01%), концентрации которых превышают 100 мг/кг, что может свидетельствовать о наличии глинистых или карбонатных минералов, а также о влиянии вулканогенных источников или внешнего поступления элементов в процессе диагенеза. Среди микроэлементов преобладают Mn (0,009%), Zn (0,005%), V и Cu (0,004%), Cr и Ni (0,002%).

Содержание РЗЭ, варьирует в пределах от 0,1 до 16 мг/кг. Среди них наиболее высокое содержание зафиксировано для Се (15,5 мг/кг) и Nd (10 мг/кг). Далее расположены La (6,7 мг/кг), Gd (2,5 мг/кг), Sm (2,2 мг/кг), Pr и Dy (2,0 мг/кг), тогда как у остальных редкоземельных элементов содержание меньше 1,0 мг/кг.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о высоком минералогическом разнообразии угля и его потенциале как объекта для дальнейшего комплексного изучения, в том числе в контексте техногенного извлечения РЗЭ и других ценных компонентов.

В практической части исследования для оценки степени относительного обогащения угля микроэлементами применен метод, предложенный Dai с соавторами (2015), основанный на расчете коэффициента концентрации (K_{ky}). Данный показатель отражает отношение содержания элемента в пробе к его среднему значению в мировом угле, используемом для сжигания (WHC — World Hard Coal). В соответствии с этим методом, микроэлементы классифицируются по шести уровням обогащенности — от обедненных до высокообогащенных. Расчет K_{ky} осуществлен на основе справочных данных, представленных Ketris и Yudovich (2015) для мирового твердого топлива. Это позволяет выявить особенности геохимического состава исследуемых образцов и провести сравнительный анализ степени концентрации отдельных элементов.

По отношению к средним содержаниям в каменных углях (WHC), приведенным в работе Юдовича Я.Э. и Кетрис М.П. (Yudovich, Y.E., Ketris M.P., 2015), для ряда элементов наблюдается заметное обогащение. В частности, повышенные концентрации зафиксированы для V, Cr, Mn, Cu, Zn, Ga, стронция Sr и Eu. Среднее содержание этих элементов превышает фоновое (мировое) значение для каменных углей от 1,3 до 2,4 раз. На основе соотношения содержания элементов с их кларковыми значениями был построен геохимический ряд обогащенности:

$$Cu_{2.4} > Zn_{1.9} > Ga_{1.8} > Sr_{1.6} > V, Cr_{1.5} > Eu_{1.4} > Mn_{1.3}$$

Согласно классификации по степени относительного обогащения микроэлементами, угли месторождения «Каражыра» демонстрируют нормальное обогащение ($K_{Cy} = 0,5-2,0$) по элементам Zn, Ga, Sr, V, Cr, Eu и Mn, а также слабое

обогащение ($K_{Cy} = 2-5$) по Cu. Это указывает на умеренное накопление указанных элементов в угле по сравнению с их средними концентрациями в мировом угле, что может быть связано с как с геохимией источников вещества, так и с особенностями осадочной среды.

Таким образом, этот ряд отражает относительную степень геохимического обогащения элементов в исследуемых углях и может служить индикатором их промышленной перспективности, а также источников поступления вещества в угленосные осадочные бассейны.

Распределение микроэлементов в зольном остатке, образующемся при эксплуатации котельной. Химический состав основных элементов в зольном остатке в значительной степени обусловлен трансформацией минеральных компонентов, входящих в состав исходного угля (Finkelman et al., 2019). При термическом разложении под воздействием высоких температур большинство минералов (в том числе глинистые, карбонатные и сульфидные фазы) переходит в устойчивые оксидные формы, формируя основу неорганической части золы. В отдельных случаях вклад в состав зольного остатка вносит также органическая матрица угля, в результате которой в золе фиксируются элементы, ранее связанные с органическим веществом (Dai et al., 2019; Liu et al., 2018). Так, в таблице (Таблица 6.6) представлены данные о содержании элементов в образцах зольного остатка.

Таблица 6.6 - Вариационно-статистический анализ образцов зольного остатка месторождения «Каражыра» (10 проб)

Элемент	$X \pm SEM$	Me	σ	Min	Max	Cv, %	Кларк золы (Yudovich and Ketris, 2015)	CAI
Li	13,7 $\pm$ 0,5	13,5	1,2	12	15	9	82	0,41
Be	1,6 $\pm$ 0,1	1,65	0,2	1,3	1,8	13	12	0,70
Mg	2100 $\pm$ 120	2250	280	1600	2300	13		0,12
Al	43300 $\pm$ 1900	43900	4600	37000	49000	11		0,57
K	He опр.							-
Ti	1700 $\pm$ 170	1700	410	1100	2200	24	5300	0,44
V	150 $\pm$ 8	150	20	120	170	14	170	1,23
Cr	75 $\pm$ 4	74	10	58	86	14	120	0,81
Mn	310 $\pm$ 50	320	110	150	490	37	430	0,40
Fe	He опр.							-
Co	23 $\pm$ 2	24	4	16	27	18	37	1,35
Ni	64 $\pm$ 5	64	11	46	78	18	100	1,27
Cu	180 $\pm$ 15	190	36	120	220	20	110	4,73
Zn	89 $\pm$ 7	83	18	71	120	20	170	1,19
Ga	38 $\pm$ 3	37	8	32	53	20	36	2,02
Ge	3,2 $\pm$ 0,3	3,0	0,8	2,0	4,0	24	18	2,44
As	9,3 $\pm$ 0,8	10	1,9	7,0	11	20	46	1,67
Rb	22,0 $\pm$ 0,7	22	1,8	20	24	8	110	0,23

Продолжение таблицы 6.6 (Окончание)

Элемент	X±SEM	Me	σ	Min	Max	Cv, %	Кларк золы (Юдович Я., 2015)	CAI
Sr	590±48	590	120	400	750	20	730	2,17
Zr	27±2	27	4,9	19	33	18	230	0,17
Nb	0,14±0,03	0,10	0,1	0,05	0,20	51	22	0,01
Mo	1,4±0,2	1,35	0,6	0,8	2,1	40	14	0,90
Cd	0,30±0,04	0,30	0,1	0,2	0,4	30	1,2	0,47
Cs	1,50±0,05	1,45	0,1	1,4	1,7	8	8	0,27
Ba	650±80	620	200	430	1020	31	980	1,28
La	23±2	24	5	15	29	20	76	0,73
Ce	60±5	60	13	35	73	22	140	0,93
Pr	7,3±0,6	7,0	1,4	5,0	9,0	19	26	0,84
Nd	35±3	35	6,3	24	42	18	75	1,20
Sm	8,2±0,5	8,0	1,2	6,0	9,0	14	14	1,43
Eu	1,8±0,2	2,0	0,4	1,0	2,0	22	2,6	1,41
Gd	8,3±0,6	8,0	1,4	6,0	10	16	16	1,32
Dy	6,3±0,3	6,0	0,8	5,0	7,0	13	15	1,32
Ho	1,2±0,1	1,3	0,2	0,8	1,3	17	4,8	0,90
Er	3,3±0,3	3,5	0,8	2,0	4,0	24	6,4	1,23
Tm	0,40±0,03	0,4	0,1	0,3	0,5	19	2,2	1,03
Yb	3,0±0,3	3,0	0,6	2,0	4,0	21	6,9	1,20
Lu	0,40±0,02	0,4	0,0	0,3	0,4	11	1,3	0,80
W	0,10±0,03	0,10	0,1	0,07	0,30	58	7,8	0,06
Pb	14,5±0,7	15	1,8	12	16	12	55	0,85
Bi	0,10±0,02	0,10	0,0	0,09	0,2	31	7,5	0,43
Th	3,0±0,2	3,0	0,4	2,1	3,2	16	23	0,31
U	0,80±0,05	0,8	0,1	0,6	0,9	16	15	0,32

Примечание: не опр. – элемент не был определен.

По сравнению с исходным углем, содержание большинства элементов за исключением Nb в зольном остатке значительно выше: превышение составляет от 1,8 до 4,7 раз, что указывает на явное накопление неорганической фазы в процессе сгорания. Химический состав зольного остатка в целом отражает минералогическую специфику исходного угля, поскольку основные элементы, присутствующие в золе, соответствуют тем, что характерны для минеральной части угля. К числу основных компонентов зольного остатка относятся: Al - 43 300 мг/кг (4,3%), Mg - 2 100 мг/кг (0,21%), Ti - 1 700 мг/кг (0,17%), Ba - 650 мг/кг (0,065%), Sr - 590 мг/кг (0,06%).

Повышенное содержание таких элементов, как Mn, Cu и V, также обусловлено их относительно высокими концентрациями в исходных угольных образцах. Массовые доли этих элементов в золе составляют соответственно 0,03% (Mn), 0,02% (Cu) и 0,015% (V).

Дополнительно выделяется группа элементов с умеренными или низкими концентрациями: Zn - 89 мг/кг, Cr - 75 мг/кг, Ni - 64 мг/кг, Ga - 38 мг/кг, Zr - 27 мг/кг, Co - 23 мг/кг, Rb - 22 мг/кг, Pb - 14,5 мг/кг, Th - 3,0 мг/кг. Содержание этой группы элементов,

несмотря на меньшие концентрации, также в значительной степени отражает их наличие в исходном угле, однако отличается большим разнообразием по геохимическим типам.

Что касается РЗЭ, наблюдается устойчивая корреляция между их содержанием в угле и зольном остатке: чем выше концентрация элемента в исходном топливе, тем больше его содержание в золе. Спектр РЗЭ представлен почти полным набором, за исключением Tm и Lu. Основную долю по РЗЭ в золе составляют: Ce - 60 мг/кг, Nd - 35 мг/кг. Значимые концентрации также зафиксированы для La, Gd, Sm, Pr, Dy, Er, Yb, Eu и Ho, в диапазоне от 1,2 до 23 мг/кг.

Таким образом, зольный остаток отражает как минеральный, так и геохимический состав исходного угля, включая тенденции по накоплению микроэлементов и РЗЭ, что может представлять интерес как с точки зрения геохимии, так и возможной техногенной переработки.

Зольность угля месторождения «Каражыра» варьирует, но в среднем составляет около 15,7% (Дюсюпова и др., 2022)

В соответствии с классификацией, основанной на диапазонах коалофильных коэффициентов (индексов сродства к углю - CAI) (последний столбец таблицы 6.6), элементы условно подразделяются на три группы. Коалофильный коэффициент (CAI), представляющий собой отношение средней концентрации элемента в золе угля к его кларковому содержанию в осадочных породах, служит количественным показателем степени геохимического обогащения элемента в угленосной среде по сравнению с фоновыми значениями.

$CAI < 1$ — элементы, не проявляющие сродства с углем: Li, Be, Mg, Al, Ti, Cr, Mn, Rb, Zr, Nb, Mo, Cd, Cs, La, Ce, Pr, Ho, Lu, W, Pb, Bi, Th, U.

Низкие значения CAI для этих элементов указывают на их преимущественное присутствие в устойчивых первичных или акцессорных минералах, слабо вовлеченных в процессы, сопровождающие углеобразование. Такие элементы, как правило, сохраняются в составе термоустойчивых фаз (например, кварца, циркона, рутила, полевых шпатов) и характеризуются низкой подвижностью при диагенезе и низкотемпературном метаморфизме.

Тем не менее, ряд из них — в частности, Cd, Pb, Bi, а также, по некоторым данным, Mo и Cs — способен к перераспределению в процессе горения и может проявлять склонность к аккумуляции в составе летучей золы. Это обусловлено как их относительной летучестью, так и возможным участием в формировании вторичных минеральных фаз, характерных для высокотемпературной среды. В связи с этим, несмотря на низкий CAI, данные элементы могут представлять интерес с точки зрения оценки потенциальной

эмиссии в атмосферу и требуют отдельного рассмотрения в рамках исследований, ориентированных на состав и свойства летучей зольной фракции.

CAI от 1 до 2 - элементы со слабым или умеренным сродством к углю: V, Co, Ni, Zn, As, Ba, Nd, Sm, Eu, Gd, Dy, Er, Tm, Yb.

Умеренные значения CAI отражают частичное обогащение, которое может быть связано с вовлечением этих элементов в состав вторичных минералов (например, глинистых фаз, карбонатов, сульфатов), а также с их подвижностью в слабощелочной или восстановительной среде, характерной для угленосных отложений.

CAI от 2 до 5 - элементы, характеризующиеся выраженным сродством к углю: Cu, Ga, Ge, Sr.

Повышенные значения CAI указывают на избирательное накопление данных элементов в составе минеральной фазы золы, возникающей в результате термической переработки угля. Это может свидетельствовать о включении этих элементов в состав таких минералов, как сульфиды, фосфаты, или о частичной миграции и последующем осаждении в виде вторичных новообразований, стабильных при высоких температурах.

Следует отметить, что ряд элементов из данной группы — прежде всего Zn, As, Eu и Ba — демонстрируют склонность к дальнейшему обогащению в процессе горения угля, преимущественно в составе летучей зольной фракции. Это связано с их высокой термодинамической подвижностью при высоких температурах и способностью участвовать в образовании вторичных летучих соединений, что делает их важными индикаторами потенциальной техногенной эмиссии.

Таким образом, ранее установленный геохимический ряд обогащенности по угольной массе, сформированный на основе соотношения средних содержаний элементов и их кларковых значений в каменных углях ($Cu_{2,4} > Zn_{1,9} > Ga_{1,8} > Sr_{1,6} > V$, $Cr_{1,5} > Eu_{1,4} > Mn_{1,3}$), отражает устойчивую тенденцию к накоплению указанных элементов в исходном угле.

Анализ зольных остатков показывает, что эта закономерность частично сохраняется и после сгорания, некоторые элементы (Cu, Ga, Sr), ранее проявлявшие высокие коэффициенты концентрации по углю, преимущественно концентрируются в зольной фазе. Это может быть связано с их включением в состав устойчивых минеральных образований (оксидов, сульфидов, силикатов), способных сохраняться при высокотемпературной переработке. Таким образом, химический состав золы отражает исходную геохимическую специфику углей и подтверждает селективное поведение отдельных элементов как на этапе углеобразования, так и в процессе термического преобразования топлива.

Таким образом, установленное обогащение ряда элементов-примесей в угольной массе и их последующее накопление в зольной фазе позволяет сделать важный прикладной вывод. Элементы, такие как Cu и Ga, проявившие устойчивую тенденцию к накоплению в исходном угле и сохранившиеся в золе, потенциально подвержены переносу в окружающую среду при сгорании топлива. Это особенно актуально в условиях жилой застройки: Cu и Ga были повсеместно обнаружены в составе твердой фазы снега, отобранного на территории населенного пункта Долонь в отопительный период, что свидетельствует об их выбросе в атмосферу с золой, а также улавливаемыми аэрозольными частицами (PM2.5) только по Cu.

Особого внимания заслуживает тот факт, что такие элементы, как Zn, Bi, Ba, а также As, Cd и Eu, продемонстрировавшие высокие коэффициенты обогащения в составе атмосферных аэрозолей фракции PM2.5 (Рисунок 6.10), отобранных в исследуемом населенном пункте в отопительный период. Эти данные указывают на их выраженную способность к переходу в летучую зольную фазу, которая, в отличие от зольного остатка, не являлась предметом рассмотрения в настоящем исследовании. Основное внимание в работе было сосредоточено на изучении твердой неулечуей фазы (зольного остатка), что открывает перспективы для последующего расширения анализа за счет включения летучих компонентов и комплексной оценки потенциального экологического риска.

Также для полноценной картины было проведено нормирование угля и золы месторождения «Каражыра» к хондриту (Taylor, 1995).

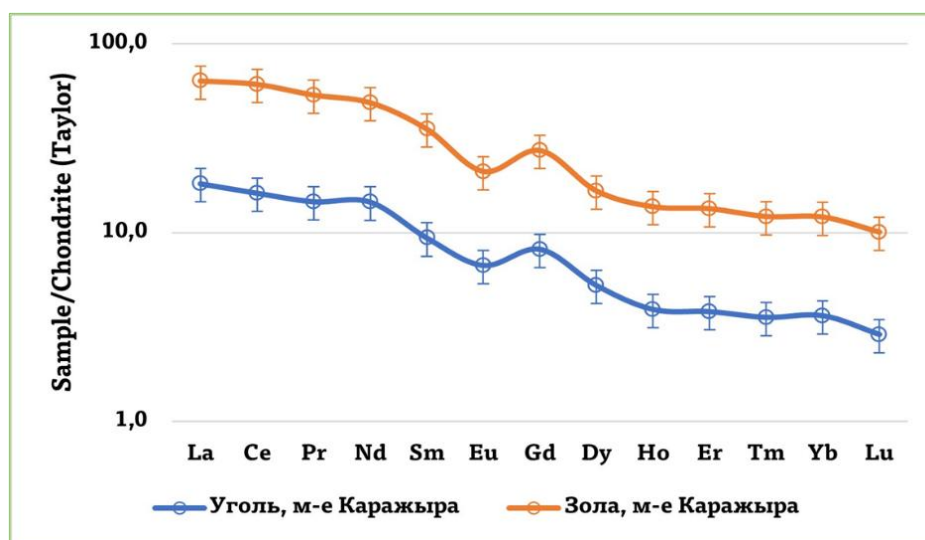


Рисунок 6.10 - Нормирование угля и золы месторождения «Каражыра» к хондриту

Нормирование содержания элементов в угле и золе относительно хондрита отражает природный источник редкоземельных элементов.

6.3 Особенности элементного и минералогического составов почвы

Как уже было отмечено выше, исследуемая территория расположена в районе прохождения одного из основных радиоактивных следов Семипалатинского испытательного полигона.

В летний период естественные процессы пылеобразования способствуют обогащению как крупнодисперсной фракции (TSP), так и тонкодисперсной фракции (PM_{2.5}) элементами литогенного происхождения.

Почвенная пыль (Soil Fugitive Dust, SFD) может вносить значительный вклад в загрязнение атмосферными взвешенными частицами, достигая более 40% от общего содержания, что делает ее важным источником загрязняющих веществ в воздухе (Contini et al., 2010). SFD представляет собой частицы, возникающие с открытых участков земли — таких как сельскохозяйственные угодья, голые склоны, неозелененные и незабетонированные территории — и поступающие в атмосферу в результате ветровой эрозии (Song et al., 2016; Li et al., 2021).

В данном разделе исследования были проанализированы содержание большинства химических элементов в составе почвы для оценки характеристики выбросов PM_{2.5}, связанного с почвенной пылью (SFD). Так, для выявления вклада почвенно-эрозионных процессов в формировании радионуклидного и химического составов аэрозолей была определена концентрация естественных радионуклидов и элементов в почвенных образцах исследуемой территории (Таблица 6.7).

Таблица 6.7 - Удельная активность ^{232}Th и ^{238}U в образцах почвы н.п. Долонь, n=30

№ п/п	Элементы	Удельная активность, Бк/кг		
		Долонь	Кларк в верх. части конт. коры [22]	МЗУА
1	^{232}Th	$1,5 \cdot 10^{-5} \pm 8,1 \cdot 10^{-7}$	$3,8 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^4$
2	^{238}U	$7,5 \cdot 10^{-6} \pm 7,5 \cdot 10^{-7}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$	1000

Как видно по представленным данным удельная активность естественных радионуклидов в исследуемых образцах почвы не превышает значения МЗУА, установленные МЗ РК. Соотношение изотопов урана ($^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$) в почвах данного региона является природным (0,72% к 99,28%).

Среднее содержание химических элементов в почвах населенного пункта Долонь, не превышает значения, характерные для проб, отобранных с условно фонового участка, и находится в пределах одного порядка величин. Однако зафиксированы превышения по содержанию элементов Cu, Zn, Sr, Nb, Cs, Ba и Pb, составляющие от 1,5 до 4,7 раз относительно фоновых уровней (Таблица 6.8). При этом концентрации указанных элементов не превышают их средние значения в почвах малых населенных пунктов, что подтверждает гипотезу, выдвинутую В.А. Алексеенко (Алексеенко и др., 2013). Согласно его данным, средние содержания токсичных элементов в почвах селитебных территорий снижаются по мере уменьшения численности населения в населенных пунктах. Однако, в сравнении со средним содержанием в почвах малых населенных пунктов, в исследуемых образцах почвы с. Долонь обнаружены относительно высокие концентраций Mg, Al, Fe, Cr, Zn, Sr, Cs, Th и U, а также РЗЭ (La, Ce, Pr, Nd, Sm). Следует отметить, что более чем для половины исследуемых химических элементов не установлены средние содержания в почвах Земли, селитебных и сельскохозяйственных и техногенных ландшафтов.

Таблица 6.8 - Вариационно-статистический анализ содержания элементов в составе почвы н.п. Долонь (30 проб)

Элемент	$\bar{X} \pm SEM$	Me	σ	Min	Max	Cv, %	Фон	кларк по Алексеенко	кларк по Григорьеву
Li	5,6±0,5	6,0	2,7	1,0	13	48	4,0±0,6	50,41	33
Be	0,22±0,02	0,20	0,1	0,05	0,45	61	0,20±0,03	8,36	2,3
Mg	2100±110	1900	620	1200	3900	29	1800±280	-	17700
Al	9900±480	8900	2600	6000	17000	26	8500±1300	-	76100
V	30±1	29	5,6	21	46	19	30±5	64,47	120
Cr	68±3	66	17,4	33	120	26	62,0±9,8	52,83	92,4
Mn	320±20	320	110	190	730	34	250±40	674,92	770
Fe	22000±1100	20100	6040	12600	35000	27	18000±2800	-	40600
Co	4,8±0,2	4,0	1,3	3,0	8,0	26	4,0±0,6	10,69	17
Ni	15,7±0,7	15	3,7	10	24	24	14,0±2,2	28,35	50
Cu	10,7±0,7	11	4,0	5,0	18	38	5,0±0,8	34,7	39
Zn	30±3	25	16	11	75	55	8,7±1,4	-	75
Ga	7,5±0,4	7,0	2,2	4,0	13	30	6,0±0,9	17,95	19
Ge	1,15±0,05	1,2	0,3	0,6	1,6	23	1,1±0,2	1,59	1,3
As	3,8±0,1	4,0	0,7	3,0	5,0	18	4,0±0,6	5,1	5,6
Rb	17±1	16	5,5	9,0	31	32	14,0±2,2	-	98
Sr	61±6	55	30	27	150	50	37±6	231,55	270
Nb	0,80±0,04	0,8	0,2	0,4	1,3	27	0,40±0,06	15	12
Cd	<0,1	-	-	-	-	-	<0,1	0,18	0,64
Cs	0,90±0,09	0,8	0,5	0,2	2,3	52	0,50±0,08	-	5,5
Ba	98±7	88	38	49	210	39	64±10	536,92	510
La	14,6±0,5	14	2,7	11	21	19	14,0±2,2	-	32
Ce	31,0±1,3	30	7,0	23	48	22	28±4	-	63

Продолжение таблицы 6.8 (Окончание)

Элемент	X±SEM	Me	σ	Min	Max	Cv, %	Фон	кларк по Алексеев В.А.	кларк по Григорьеву Н.А.
Pr	3,7±0,1	4,0	0,7	3,0	5,0	19	3,0±0,5	-	8,7
Nd	16,0±0,5	16	2,9	12	23	18	15,0±2,4	-	29
Sm	3,2±0,1	3,0	0,5	2,0	4,0	17	3,0±0,5	-	5,7
Eu	0,50±0,02	0,5	0,1	0,4	0,8	20	0,50±0,08	-	1,3
Gd	2,9±0,1	2,9	0,5	2,2	4,3	18	2,7±0,4	-	6,3
Dy	1,80±0,06	1,7	0,3	1,4	2,6	18	1,7±0,3	-	4,8
Ho	0,30±0,01	0,3	0,1	0,2	0,5	22	0,30±0,05	-	1,3
Yb	0,90±0,03	0,9	0,2	0,7	1,4	18	0,90±0,14	2,65	2,5
Lu	0,10±0,01	0,09	0,02	0,07	0,15	22	0,09±0,01	-	0,48
Pb	19,0±4,2	13	22	3,0	110	119	4,0±0,6	22,74	17
Th	3,8±0,2	3,7	0,9	2,4	6,1	24	3,4±0,5	-	9,1
U	0,60±0,06	0,5	0,3	0,3	2,1	55	0,50±0,08	-	2,5

Примечание «-» - нет данных

При расчетах кларков концентраций элементов в качестве фона использовались средние содержания элементов в верхней части континентальной коры по данным Н.А. Григорьева (Григорьев, 2009). Согласно полученным значениям кларков концентраций, превышения по сравнению с установленными средними значениями для верхней континентальной коры не выявлены, за исключением Pb, содержание которого приближается к уровню кларка.

Для оценки уровня техногенной нагрузки на почвы дополнительно был рассчитан суммарный показатель загрязнения (Z_c), который представляет собой интегральную характеристику степени загрязненности почв токсичными элементами. По результатам расчетов установлено, что селитебные почвы населенного пункта Долонь в целом характеризуются низким уровнем загрязнения: значение Z_c составляет 14,7, что соответствует категории «низкое загрязнение» (при $Z_c < 16$).

С целью количественной оценки вклада отдельных химических элементов в общее загрязнение почвенной среды использован индекс геоаккумуляции (I_{geo}), предложенный Г. Мюллером (Müller, 1969). Полученные значения интерпретируются по шкале семи градаций — от практически незагрязненного состояния ($I_{geo} \leq 0$) до чрезвычайно загрязненного ($I_{geo} > 5$). Применение этого индекса позволяет выявить наиболее опасные элементы и оценить степень техногенной нагрузки на почвы в пределах исследуемой территории.

Анализ рассчитанных значений индекса геоаккумуляции (I_{geo}) показал, что степени загрязнения различными элементами в селитебных почвах населенного пункта имеют небольшие различия в градации по уровню загрязненности. Для Zn и Pb установлены значения I_{geo} , равные 1,2 и 1,7 соответственно, что соответствует категории

«умеренно загрязненные почвы». Это свидетельствует о накоплении данных элементов в поверхностном горизонте почвы и указывает на наличие устойчивого антропогенного источника поступления, вероятно связанного с прошлыми техногенными воздействиями, включая радиоактивное загрязнение и сопровождающие его процессы.

Для второй группы элементов Cu, Sr, Nb, Cs и Ba значения Igeo варьируют в пределах от 0,01 до 0,5, что в целом соответствует категории «практически не загрязненных» почв. Однако такие низкие значения классифицируются с определенной оговоркой: они приближаются к пороговым значениям следующей категории («незагрязненные - умеренно загрязненные»). Следовательно, при сохранении или усилении техногенного давления и устойчивом поступлении этих элементов в окружающую среду возможно нарушение сложившегося геохимического баланса и смещение индекса загрязненности в сторону повышения, что потенциально может привести к ухудшению экологического состояния почв.

Таким образом, на основании расчетов индекса Igeo можно заключить, что основное загрязнение почвенного покрова населенного пункта Долонь обусловлено элементами первого класса опасности - Zn и Pb, играющими ведущую роль в формировании экологического риска на рассматриваемой территории. Учитывая их высокую токсичность, миграционную подвижность и способность к биоаккумуляции, необходима особая внимательность к мониторингу и оценке их распределения в почвах, особенно в зонах проживания населения.

На примере Pb представлена пространственная картина (ореол) его распределения в почвенном покрове исследуемой территории (Рисунок 6.11).

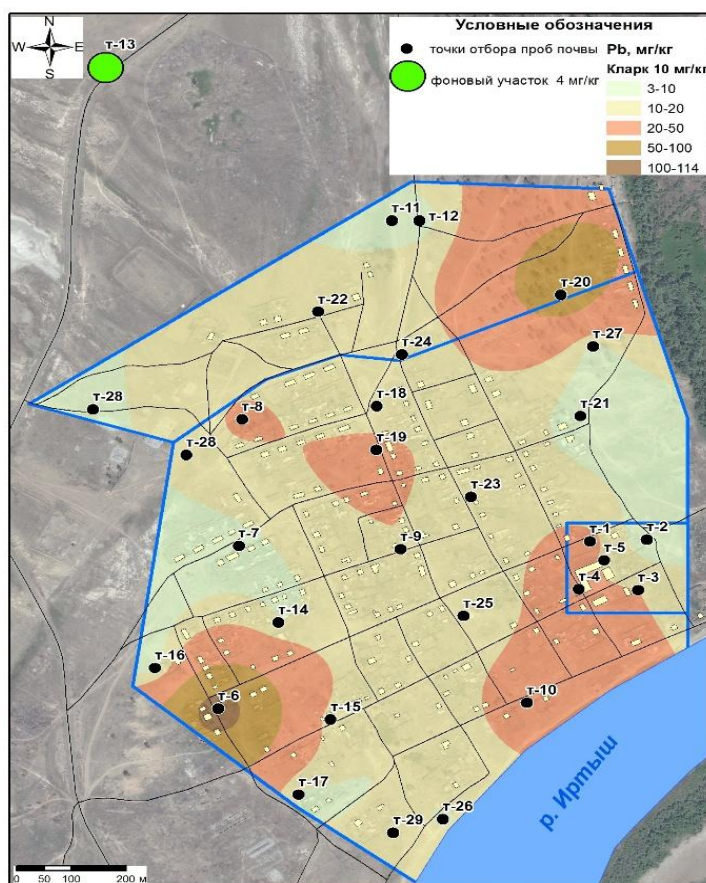


Рисунок 6.11 - Ореол распределения концентрации Pb в почве по площади н.п. Долонь

Проведены исследования, направленные на определение минералогического состава почв населенного пункта Долонь. По результатам анализа установлено, что минеральная составляющая почв имеет преимущественно природное, неантропогенное происхождение. Основу минерального состава образцов составляет кварц, доля которого превышает 85 %. Оставшаяся часть (не более 15 %) представлена в основном альбитом. Подобное соотношение указывает на обедненность почвенно-минеральной матрицы тяжелыми или техногенными фазами и свидетельствует о том, что формирование почв происходило в условиях слабого техногенного влияния, с преобладанием первичных силикатов, характерных для естественных геологических образований (Рисунок 6.12).

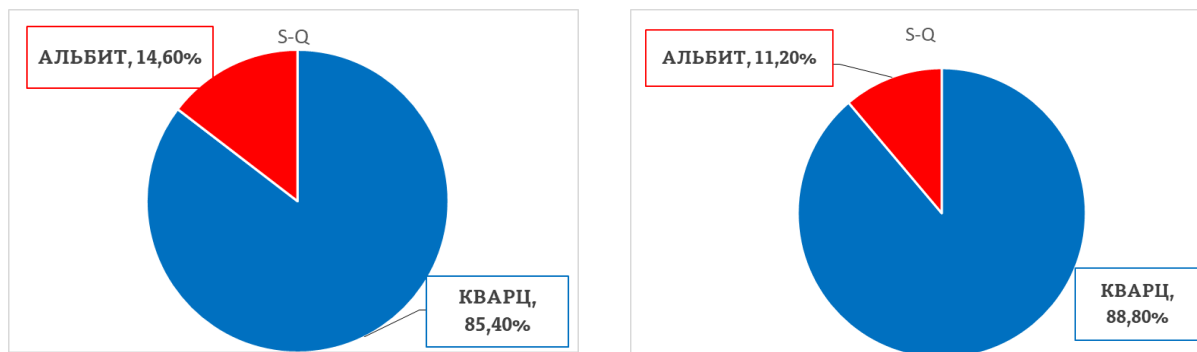


Рисунок 6.12 - Минералогический состав образцов почвы н.п. Долонь

Также в образцах почвы населенного пункта Долонь методом электронной сканирующей микроскопии были обнаружены частицы редкоземельного состава (Рисунок 6.13)

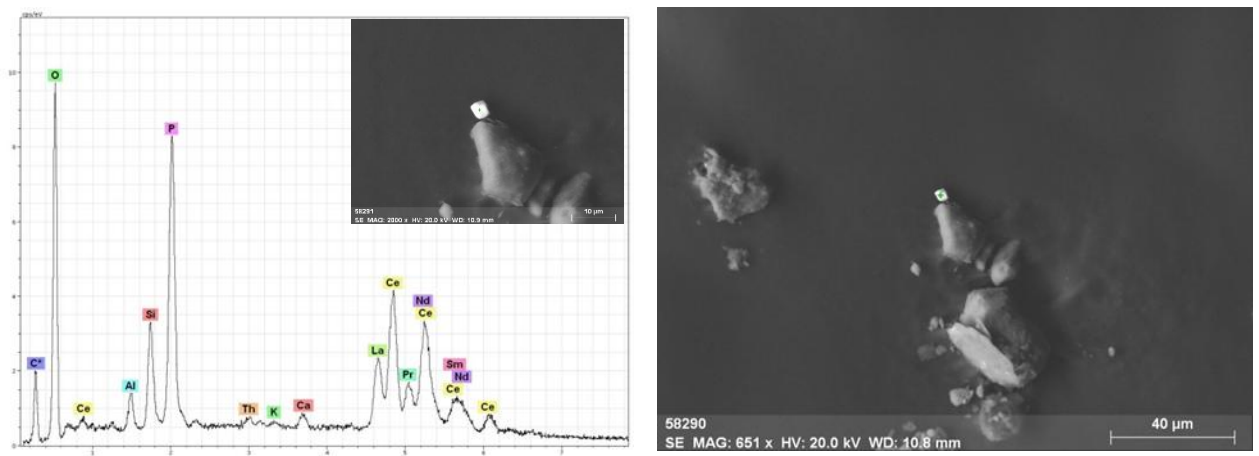


Рисунок 6.13 - Образец почвы н.п. Долонь (частица редкоземельного состава).

В почвенных образцах, отобранных на территории населенного пункта Долонь, методом сканирующей электронной микроскопии были идентифицированы минеральные частицы, содержащие РЗЭ. Их присутствие обусловлено, по всей видимости, не природным геохимическим фоном, а связано с техногенным источником — в частности, с процессами сжигания твердого топлива, преимущественно угля. Наиболее вероятным источником поступления таких частиц в окружающую среду является зольный остаток, образующийся при сжигании угля Каражыринского месторождения, который, согласно предыдущим исследованиям, содержит повышенные концентрации микроэлементов, включая РЗЭ, и проявляет выраженную тенденцию к их накоплению.

Однако, следует отметить, что в ходе исследований атмосферных аэрозольных частиц с аэродинамическим диаметром менее 2,5 мкм (PM_{2.5}), проведенных в отопительный сезон, редкоземельные элементы в их составе выявлены не были. Это может указывать как на особенности фракционного распределения элементов в процессе сгорания, так и на специфику атмосферной миграции и осаждения. В частности, РЗЭ могут преимущественно концентрироваться в более тяжелых фракциях золы, склонных к локальному осаждению и последующему включению в почвенный профиль, минуя стадию длительного аэрозольного переноса.

Таким образом, результаты указывают на то, что основным источником поступления РЗЭ в почвенную среду является не атмосферное загрязнение, а непосредственное воздействие твердых топливных выбросов, в первую очередь через зольные осадки, содержащие продукты сгорания угля. Это подчеркивает важность

дальнейшего комплексного изучения трансформации минеральных фаз угольного происхождения и их роли в загрязнении компонентов окружающей среды.

Поскольку в PM2.5 данного населенного пункта были обнаружены нарушенные отношения Ce/Eu, также проведены работы по нормированию к хондриту по Тэйлору (1995 г.) составов почвы и твердой фазы снегового покрова н.п. Долонь (Рисунок 6.14).

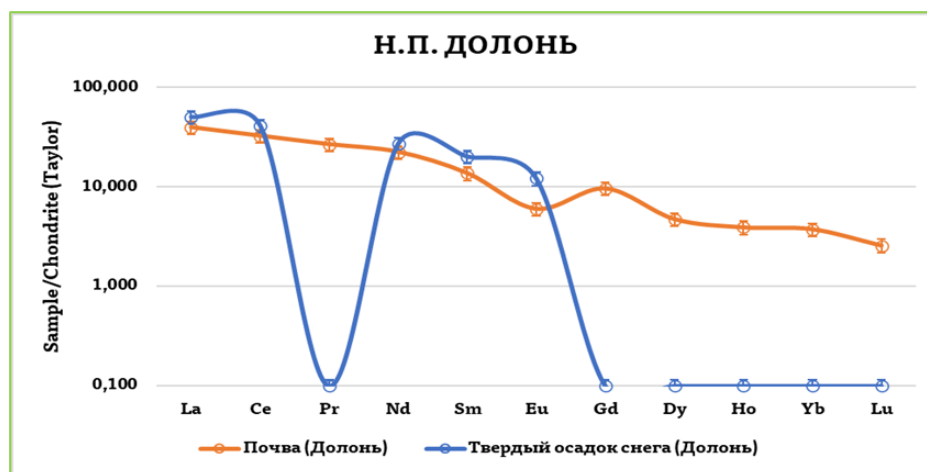


Рисунок 6.14 - Нормирование содержания элементов в составе фракций аэрозолей воздуха PM2.5 н.п. Долонь к хондриту

Как показали результаты нормирования элементного состава почв к хондриту, соотношения микроэлементного профиля соответствуют характерным для природных геохимических систем. Отсутствие значимых отклонений от хондритового распределения свидетельствует о природном, неантропогенном происхождении химических элементов в исследованных почвенных образцах. Данный результат подтверждает, что в геохимической структуре почв доминируют процессы, обусловленные природным минеральным составом и литогенезом, без существенного техногенного влияния.

Выводы. Результаты исследования показывают, что химический состав атмосферных аэрозолей в районе населенного пункта Долонь имеет выраженную сезонную специфику, отражающую влияние как природных, так и техногенных факторов. Сезонная изменчивость содержания химических элементов в атмосфере населенного пункта Долонь зависит от 2-х факторов: почвенная эрозия и сжигание твердого топлива, т.е. максимальный сезонный вклад таких источников, как выбросы в атмосферу в процессе сжигания угля, наблюдался зимой, тогда как вклад почвенной пыли, был выше летом. Также анализ полученных данных показал, что в пробах воздушных аэрозолей превышения предельно допустимых концентраций среднесуточного содержания химических элементов не обнаружено. При нормировании содержания редкоземельных элементов в составе мелкой фракций аэрозолей воздуха Долонь

относительно хондрита (Taylor, 1995) выявлено нарушенное отношение по E_i , что также предполагает дополнительный источник поступления. Расчеты суммарного показателя загрязнения (Z_c) показали, что для почв н.п. Долонь фиксируется низкая степень загрязнения ($Z_c = 14,7$).

Материалы раздела опубликованы в [278, 279, 281, 282, 283, 284, 285, 286].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На территории зоны воздействия «Восточного следа» СИП по региональному профилю выявлены в образцах почв высокие значения удельной активности техногенных радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am относительно фона глобальных выпадений, которые равны для эпицентра ($^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am) 110 и 9,5 соответственно, для ближней зоны – 20,0 и 3,3, для средней – 9,2 и меньше $<0,1$, для дальней – 24 и 2,6 (Бк/кг).

По величине индикаторных отношений радионуклидов ($^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$), определены зоны воздействия радиоактивного следа: эпицентр, ближняя, средняя и дальняя зоны. На этих зонах установлены нарушенные $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ индикаторные отношения, которые в эпицентре взрыва равны – 11,6 единицам, в ближней зоне – 6,1, в дальней – 9,2, которые значительно превышают фоновые значения, обусловленные глобальными выпадениями (5,0). Также определены значения индикаторных отношений $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$, которые равны для эпицентра – 0,14, ближней зоны – 0,12, средней – 0,17 и дальней – 0,16, при фоне 0,6.

Неравномерное распределение радиоактивных осадков указывает на мозаичный характер загрязнения, обусловленный как первичным выпадением радиоактивных веществ, так и их последующей миграцией под воздействием природных факторов. Долговременная стабильность этих загрязненных участков подчеркивает необходимость продолжения исследований и мониторинга для оценки их влияния на окружающую среду и потенциальных рисков для экосистем и здоровья населения.

Для разных участков территории зоны воздействия «Восточного следа» наблюдается также особенность пространственного распределения содержания редкоземельных элементов. Отмечены высокие содержания группы РЗЭ в составе почвы, отобранной непосредственно с территории СИП (ближняя зона).

Во фракциях твердых частиц аэрозолей воздуха (TSP, PM_{2.5}) испытательной площадки «Опытное поле» установлены различные степени обогащения химическими элементами. Так, для крупнодисперсной фракции TSP характерен аномально высокий уровень обогащения Zn, Ba и Eu с EF >100 и умеренный уровень обогащения Cu (>10). Обе фракций умеренно обогащены элементами - Sr, Cs, La, Ce, Pr, Nd, Pb, U и PM_{2.5} дополнительно Ba.

В местах отбора проб испытательной площадки «Опытное поле» наблюдается предельное обогащение TSP содержанием Ba и Eu со значениями EF более 500, а также Zn более 2000 единиц, что указывает на антропогенные и природные источники.

На условно фоновой территории г. Курчатова исследуемые фракции аэрозолей воздуха в свою очередь аномально обогащены Zn (значение EF >100 для TSP) и Eu (EF

=100 для PM_{2.5}), для обеих фракции умеренно обогащены - Sr, Cs, La, Ce, Pr, Nd, U (значение EF >10), тогда как для TSP есть еще умеренное обогащение содержанием Cu с EF>10.

Полученные значения индикаторного отношения Ce/Eu (4) в аэрозолях TSP испытательной площадки «Опытное поле» свидетельствуют о существенном техногенном нарушении природного распределения редкоземельных элементов.

Химический состав атмосферных аэрозолей в районе населенного пункта Долонь имеет выраженную сезонную специфику, отражающую влияние как природных, так и техногенных факторов. Сезонная изменчивость содержания химических элементов в атмосфере населенного пункта Долонь зависит от 2-х факторов: почвенная эрозия и сжигание твердого топлива, т.е. максимальный сезонный вклад таких источников, как выбросы в атмосферу в процессе сжигания угля, наблюдался зимой, тогда как вклад почвенной пыли, был выше летом. Также анализ полученных данных показал, что в пробах воздушных аэрозолей превышения предельно допустимых концентраций среднесуточного содержания химических элементов не обнаружено.

Основным источником поступления РЗЭ является процесс сжигания твердого топлива, прежде всего угля месторождения «Каражыра», зольные остатки которого характеризуются повышенным содержанием микроэлементов и редкоземельных соединений. В то же время, по результатам анализа атмосферных аэрозолей фракции PM_{2.5}, проведенного в отопительный период, РЗЭ в составе мелкодисперсных частиц обнаружены не были, что, вероятно, связано с их удержанием в более тяжелых фракциях золы, оседающих вблизи источников выбросов. Это подтверждает гипотезу о локальном характере загрязнения и преимущественном поступлении РЗЭ в почву через твердофазные остатки горения, а не воздушную транспортировку.

При нормировании содержания редкоземельных элементов в составе мелкой фракций аэрозолей воздуха н.п Долонь относительно хондрита (Taylor, 1995) выявлено нарушенное отношение по Eu, что также предполагает дополнительный его источник поступления, тогда как, нормирование элементного состава почв к хондриту позволило установить их преимущественно природное происхождение. Химические соотношения микроэлементов соответствуют фоновым значениям, характерным для естественных геохимических условий, без признаков значительного техногенного влияния. Это подтверждает, что формирование почвенного профиля происходило в условиях, близких к естественным, с доминированием литогенного фактора. Расчеты суммарного показателя загрязнения (Zc) показали, что почвы н.п. Долонь имеют низкую степень загрязнения (Zc = 14,7).

Обобщая результаты проведенных исследований, можно заключить, что почвы населенного пункта Долонь в целом формировались в условиях, близких к естественным, и характеризуются природным минеральным и элементным составом, природным изотопным соотношением урана, не превышающим допустимых нормативов. Средние содержания большинства химических элементов соответствуют фоновым значениям. Полученные данные подчеркивают необходимость учета минерального и элементного состава золы как одного из значимых факторов, влияющих на экологическое состояние почвенной среды в условиях использования угольного топлива.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агапкина, Г. И. Теория и практика применения методов исследования форм соединений радионуклидов в почвах / Г. И. Агапкина, Д. В. Манахов, А. И. Щеглов, Д. Н. Липатов, В. В. Столбова // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, — 2023. - № 1. — С. 68–80. <https://doi.org/10.55959/MSU0137-0944-17-2023-78-1-68-80>
2. Адылханов, Т. А. Частота, структура и динамика рака щитовидной железы в Семипалатинском и северо-восточном регионах РК / Т. А. Адылханов // Вестник НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. — 2001. — № 3. — С. 203–205.
3. Ажаев, Г. С. Оценка экологического состояния г. Павлодара по данным геохимического изучения жидких и пылевых атмосферных выпадений: автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук: 25.00.36 / Ажаев Галымбек Советович. — Томск, 2007. — 21с.
4. Айдарханов, А.О. Состояние экосистемы р. Шаган и основные механизмы ее формирования // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.] / А. О. Айдарханов, С. Н. Лукашенко, С. Б. Субботин, В. И. Эдомин, С. В. Генова, А. В. Топорова, Н. В. Ларионова, Е. Ю. Пестов – Павлодар: Дом печати, 2010. – Вып. 2. – С. 9-55.
5. Актаев, М. Р. Распределение микро- и макрокомпонентов и искусственных радионуклидов в водоеме «Атомное озеро» / М. Р. Актаев, С. Н. Лукашенко, А. О. Айдарханов, О. Н. Ляхова, Т. Ш. Токтаганов, И. В. Токарев // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2019. – Том 59(3). – С. 311–320.
6. Алексеенко, В. А. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов: монография / В. А. Алексеенко, А. В. Алексеенко. – Ростов н/Д: Изд-во Южного Федерального университета, 2013. – 388 с.
7. Андреева, И. С. Аэрозоли Сибири / ред. К. П. Куценогий. — Новосибирск: Издательство СО РАН, 2006. — 548 с. — (Материалы Workshop Siberian Haze, 26–29 августа 1991, Вена). — Российская академия наук, Сибирское отделение, Институт химической кинетики и горения.
8. Артамонова, С. Ю. Основные геохимические индикаторы выхода подземных флюидов в районах мирных подземных ядерных взрывов (1974–1987 гг.) в Якутии / С. Ю. Артамонова // Материалы V международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». — Томск. — 2016.
9. Артемьев, О.И. Изучение форм нахождения $^{239/240}\text{Pu}$ в радиоактивных выпадениях атмосферных ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне / О. И. Артемьев, М. А. Умаров, Т. В. Сидорич // Вестник НЯЦ РК. – 2003. - № 3. - С. 48–51.

10. Артемьев, О.И., Осинцев А.Ю. Комплексные исследования радиоактивного загрязнения системы «атмосфера – подстилающая поверхность» и оценки радиационных рисков для населения Семипалатинского региона // Вестник НЯЦ РК. — 2007. — № (4).
11. Березина, М. В. Результаты эпидемиологических исследований онкологической патологии г. Курчатова за период 1990–2000 гг. / М. В. Березина, Г. Т. Кенжина // Вестник НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. – 2001а. – №3. – С. 198–199.
12. Березина, М. В. Особенности возникновения и течения пограничных состояний в условиях воздействия малых доз радиации / М. В. Березина, Г. Т. Кенжина // Вестник НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. – 2001б. – №3. – С. 200–202.
13. Бортникова, С. Б. Методы анализа данных загрязнения снегового покрова в зонах влияния промышленных предприятий (на примере г. Новосибирск) / С. Б. Бортникова, В. Ф. Рапута, А. Ю. Девятова, Ф. Н. Юдахин // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2009. – № 6. – С. 515–525.
14. Валетдинов, А. Р. Технология комплексной оценки влияния промышленных объектов на загрязненность тяжелыми металлами природных сред по результатам мониторинга снежного покрова: на примере Республики Татарстан и города Казани: автореф. дис... канд. техн. наук: 03.00.16 / Валетдинов Айрат Ренатович. – Казань, 2006. – 22 с.
15. Василенко, В. Н. Мониторинг загрязнения снежного покрова / В. Н. Василенко, И. М. Назаров, Ш. Д. Фридман. – Л.: Гидрометиздат, 1985. – 181 с.
16. Василенко, И. Я. Биологическое действие продуктов ядерного деления / И. Я. Василенко, О. И. Василенко. — М.: Бином, 2011. — 384 с.
17. Вернер, Дж. Д. Радиационное загрязнение почв Семипалатинского испытательного полигона и возможности их реабилитации / Дж. Д. Вернер, Р. Ю. Магашева, Г. Н. Якунин // В: Здоровье человека и окружающая среда: материалы конференции, 2001 г. — Бишкек. — С. 30–36.
18. Вирченко, Е. П. Радионуклид–органические соединения в почвах зоны влияния Чернобыльской АЭС / Е. П. Вирченко, Г. И. Агапкина // Почвоведение. — 1993. — № 1. — С. 13–17.
19. Воробьева, И. Б. Эколого-геохимические особенности снега, льда и подледной воды южной части озера Байкал / И. Б. Воробьева, Е. В. Напрасникова, Н. В. Власова // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2009. – № 1. – С. 54–60.

20. Григорьев, Н.А. Распределение химических элементов в верхней части континентальной коры / Н.А. Григорьев. — Екатеринбург: УрО РАН, 2009.—383 с.
21. Джамбаев, М. Т. Индикаторы ядерного техногенеза на примере территории, прилегающей к бывшему Семипалатинскому испытательному полигону / М. Т. Джамбаев, Н. В. Барановская, А. В. Липихина, В. В. Боев, М. К. Райымкулова, З. С. Апсаликова, А. Ф. Судыко // Известия Томского политехнического университета: Инжиниринг георесурсов. – 2019. – Т. 330, № 4. – С. 217–229.
22. Дубасов, Ю. В. Прогноз миграции радионуклидов с водой из некоторых штолен бывшего Семипалатинского полигона / Ю. В. Дубасов, Ю. В. Романов // Вестник Национального ядерного центра Республики Казахстан. – 2011. – № 1. – С. 29–37.
23. Дубасов, Ю. В. Радиационная обстановка вокруг Семипалатинского полигона и прилегающих поселков / Ю. В. Дубасов, С. А. Пахомов, Б. О. Шагин // Вестник НЯЦ РК. – 2003. – № 3. – С. 23–28.
24. Дюсембаева, М. Т. Эколого-геохимические особенности некоторых водных объектов Семипалатинского испытательного полигона / М. Т. Дюсембаева, Н. Ж. Мухамедияров, Г. М. Есильканов, А. Ж. Ташекова, А. О. Айдарханов // Курчатов: Интеллект, 2023. – 268 с.: ил.; с. 50.
25. Дюсюпова, С. А. Экологическая характеристика почвенного покрова в районе угольного месторождения «Каражыра» Восточно-Казахстанской области / С. А. Дюсюпова, В. Е. П. Евлампиева (науч. рук.) // Сборник статей XXXIV Международного научно-исследовательского конкурса. – Пенза: Наука и Просвещение (ИП Гуляев Г. Ю.), 2022. – С. 97–100.
26. Евсеева, Л. С. Геохимия урана в зоне гипергенеза / Л. С. Евсеева, А. И. Перельман, К. Е. Иванов. — 1974. — Москва: Атомиздат.
27. Евсеева, Т. И. Оценка загрязненности радионуклидами и токсичности почв, отобранных на площадке «экспериментальное поле» Семипалатинского испытательного полигона / Т. И. Евсеева, С. А. Гераськин, М. М. Мишустин, Н. С. Дикарева, Е. С. Белых // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – № 5 (49). – С. 595–607.
28. Ермолов, П. В. Габбро-гранитные серии западной части Зайсанской складчатой системы / П. В. Ермолов, Э. П. Изох, А. П. Пономарева, В. Д. Тян // Новосибирск: Изд-во Наука, Сибирское отделение. – 1977. — 250 с.
29. Есильканов, Г. М. Эколого-геохимические особенности подземных вод Семипалатинского испытательного полигона / Г. М. Есильканов, М. Т. Дюсембаева, Л. П. Рихванов, Н. Ж. Мухамедияров, А. Ж. Ташекова // Экология и промышленность

России. – 2020. – № 11 (24). – С. 30–35. – URL: <https://doi.org/10.18412/1816-0395-2020-11-30-35>

30. Закарин, Э. А. Геоинформационное моделирование миграции радионуклидов / Э. А. Закарин, Л. А. Балакай // Вестник Национального ядерного центра Республики Казахстан. – 2003. – № 3. – С. 44–47.

31. Ивлев, Л.С., Довгалюк Ю.А. Физика атмосферных аэрозольных систем. — СПб.: НИИХ СПбГУ, 1999. — 194с.

32. Израэль, Ю.А. Реконструкция фактической картины радиоактивного загрязнения местности в результате аварий и ядерных испытаний / Ю.А. Израэль, Ю.С. Цатуров, И.М. Назаров и др. // Метеорология и гидрология. – 1994. – № 8. – С. 5–18.

33. Израэль, Ю.А. О возможности идентификации радиоактивных следов ядерных взрывов и реконструкции доз облучения населения с использованием анализа долгоживущих радионуклидов / Ю. А. Израэль, Е. Д. Стукин, Ю. С. Цатуров // Метеорология и гидрология. – 1994. – № 12. – С. 5–14.

34. Касимов, Н. С. Геохимия снежного покрова в Восточном округе Москвы / Н. С. Касимов, Н. Е. Кошелева, Д. В. Власов, Е. В. Терская // Вестник МГУ. Сер. 5. География. – 2012. – С. 14–24.

35. Кенжина, Л. Б. Определение фоновой частоты нестабильных аббераций для нулевой точки дозы в различных регионах Казахстана / Л. Б. Кенжина, А. Н. Мамырбаева, А. О. Кенесарина // Вестник НЯЦ РК. — 2020. — № 2. — С. 119–127.

36. Койгельдинова, М. Т. Оценка уровней загрязненности площадки «Опытное поле» Семипалатинского испытательного полигона техногенным ураном / М. Т. Койгельдинова, С. Н. Лукашенко, Н. Ж. Мухамедияров, М. А. Умаров // Радиационная биология и радиоэкология. – 2018. – Т. 58 (1). – С. 59–73. DOI: <https://doi.org/10.7868/S0869803118010071>

37. Комлев, А.В. Изучение возможных путей миграции трития в бассейн р. Шаган /А. В. Комлев, К. Л. Зеленский, Б. А. Кокежанов, А. В. Кириллов // Вестник НЯЦ РК. - 2013. - № 4. - С. 96–101.

38. Коновалов, В. Е. Карта районирования территории Семипалатинского испытательного полигона и методика комплексной оценки пригодности геологических формаций для изоляции РАО / В. Е. Коновалов, И. Н. Рошин // Вестник НЯЦ РК. - № 2, 2003. – С. 130–137.

39. Круглыхин, А. А. Уровни радиоактивного загрязнения воздушной среды на следах радиоактивных выпадений от ядерных испытаний на СИП (1949, 1951 и 1953 гг.) / А.

- А. Круглыхин, О. Н. Ляхова, Д. В. Турченко, А. М. Кабдыракова, А. Л. Дашук // Вестник НЯЦ РК: Радиоэкология. Охрана окружающей среды. – 2018. - № 4.
40. Кузнецов, А. В. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных угодий и продукции растениеводства / А. В. Кузнецов // ЦИНАО. — Москва, 1992. — С. 27–28.
41. Ларионова, Н. В. Накопление искусственных радионуклидов растениями на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.01.01. – Обнинск, 2013.
42. Ларионова, Н.В. Изучение растительного покрова и содержания в нем трития на объекте «Лазурит» Семипалатинского испытательного полигона / Н. В. Ларионова, П. Е. Кривицкий, Б. М. Султанова, В. В. Полевик, Л. В. Тимонова, С. Б. Субботин, Л. Ф. Субботина, М. Т. Абишева, В. Н. Монаенко, А. В. Топорова, А. О. Айдарханов // Вестник НЯЦ РК. - 2023. - № 1. - С. 88–96. DOI: 10.52676/1729-7885-2023-1-88-96
43. Литау, В. В. Оценка пылевого загрязнения территории г. Омска по данным снеговой съемки / В. В. Литау, А. В. Таловская, Е. Г. Язиков, А. Д. Лончакова, М. И. Третьякова // Оптика атмосферы и океана. – 2015. – Т. 28. – №. 3. – С. 256–259.
44. Логачев, В.А. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон. Факты, свидетельства, воспоминания. Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний / Под рук. В.А. Логачева. – Москва: ИГЕМ РАН, 1997. – 314 с.
45. Лукашенко, С.Н. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана: Выпуск 5 / Под ред. С.Н. Лукашенко – Павлодар: Дом печати. - 2015. – 356 с.: ил.
46. Магашева, Р. Ю. Характеристика почвенно-растительного покрова испытательной площадки «Дегелен» / Р. Ю. Магашева, Б. М. Султанова, А. В. Паницкий // Лукашенко С. Н. (ред.). Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана: сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011–2012 гг. — Т. 2, вып. 4. — Павлодар: Дом печати, 2013. — С. 287–310. ISBN 978-601-7112-74-5.
47. Мананков, А. В. Определение уровня загрязнения пылью снежного покрова г. Кызыла (Республика Тыва) / А. В. Мананков, И. Д. Кара-Сал // Вестник ТГАСУ. – 2013. – № 3. – С. 308 – 314
48. Михалев, М. В. Снежные полигоны как объекты негативного воздействия на компоненты окружающей среды: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 25.00.36 / Михалев Михаил Викторович. – Барнаул, 2021. – 20 с.
49. Михальчук, А. А. Многомерный статистический анализ эколого-геохимических измерений. Часть II. Компьютерный практикум: учебное пособие / А. А. Михальчук, Е. Г. Язиков. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2015. – 152 с.

50. Московченко, Д. В. Геохимическая характеристика снежного покрова г. Тобольск / Д. В. Московченко, Р. Ю. Пожитков, А. В. Соромотин / Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2021. – Т. 332. – № 5. – С. 156–169.
51. Мухамедияров, Н.Ж. Исследование пространственного распределения элементов в системе «вода — донные отложения» реки Узынбулак на Семипалатинском испытательном полигоне / Н. Ж. Мухамедияров, С. В. Макарычев, В. В. Колбин, М. Т. Дюсембаева, Е. З. Шакенов, Г. М. Есильканов, А. Е. Темиржанова, А. Ж. Ташекова, М. А. Умаров // Известия Саратовского университета: Гео-математические науки и география. – 2022. – Т. 22(4). – С. 235–242. DOI:<https://doi.org/10.18500/1819-7663-2022-22-4-235-242>
52. Мычник, М.Б. Проявления меди в верхней перми Северо-Восточного Прибалхашья / М.Б. Мычник // Материалы Второй республиканской научно-теоретической конференции молодых геологов КазССР. – Усть-Каменогорск, 1970.
53. Назарбаев, Н. А., Школьник В. С., Батырбеков Э. Г. Проведение комплекса научно-технических и инженерных работ по приведению бывшего Семипалатинского испытательного полигона в безопасное состояние: Т. 2 / РГП «Национальный ядерный центр РК» Министерства энергетики РК ; [авт.-сост.: Назарбаев Н.А., Школьник В.С., Батырбеков Э.Г., и др.] // Курчатов: 2016. – 356 с.: ил.
54. Назаров, И. М. Снежный покров как индикатор загрязнения атмосферы / И. М. Назаров, О. С. Ренне, Ш. Д. Фридман, Л. Г. Шаповалов, Э. П. Махонько // Труды Института физики и математики АН Литовской ССР. – 1976. – №. 3. – С. 7–12.
55. Назаров, И. М. Использование сетевых снегосъемок для изучения загрязнения снежного покрова / И. М. Назаров, Ш. Д. Фридман, О. С. Ренне // Метеорология и гидрология. – 1978. – № 7. – С. 74–78.
56. Нестеров, Е. М., Зарина Л. М., Пискунова М. А. Мониторинг поведения тяжелых металлов в снежном и почвенном покровах центральной части Санкт-Петербурга / Е. М. Нестеров, Л. М. Зарина, М. А. Пискунова // Вестник МГОУ. – 2009. – № 1. – С. 5–15.
57. Новикова, В.Д. Динамика пылевой нагрузки и химического состава снегового покрова в районе расположения предприятий теплоэнергетики и коксохимии (на примере г. Кемерово) / В.Д. Новикова, А.В. Таловская, Е.Г. Языков // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2025. – Т. 336. – № 3. – С. 193–207. DOI: [10.18799/24131830/2025/3/4984](https://doi.org/10.18799/24131830/2025/3/4984).

58. Новороцкая, А. Г. Химический состав снежного покрова как индикатор экологического состояния Нижнего Приамурья: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 25.00.36 / Новороцкая Александра Григорьевна. – Хабаровск, 2002. – 23 с.
59. Осипова, Н. А. Влияние угледобывающих предприятий на загрязнение снегового покрова прилегающих урбанизированных территорий (на примере г. Междуреченск) / Н. А. Осипова, А. А. Быков, А. В. Таловская, А. Н. Николаенко, Е. Г. Язиков, С. А. Ларин // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2017. – Т. 328. – № 12. – С. 36–46.
60. Павлов, В. Е. Мезомасштабный характер распространенности ряда химических элементов в аэрозоле, загрязняющем снежный покров городов Кемеровской области / В. Е. Павлов, И. А. Суторихин, И. В. Хвостов // Оптика атмосферы и океана. 2007. – Т. 20. – № 01. – С. 96-97
61. Панин, М. С. Геохимическая характеристика твердых атмосферных выпадений на территории г. Павлодара Республики Казахстан по данным изучения загрязнения снегового покрова / М. С. Панин, Г. С. Ажаев // Вестник Томского государственного университета. – 2006. – № 292-1. – С. 163–170.
62. Паницкий, А. В. Особенности вертикального распределения радионуклидов в почвах бывшего Семипалатинского испытательного полигона /А. В. Паницкий, С. Н. Лукашенко, Р. Ю. Магашева // Фундаментальные исследования. – 2013. – № 10 (2231). – С. 2231–2236.
63. Полянский, Н.В. Нижнекаменноугольные олистостромы центральной части Зайсанской складчатой области / Н.В. Полянский // Доклады Академии наук СССР. — 1978. — Т. 241, № 3. — С. 674–677.
64. Рапута, В. Реконструкция следов радиоактивного загрязнения от наземных ядерных взрывов на Семипалтинском полигоне / В. Рапута, Т.Ярославцева // Радиационность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы V Международной конференции. —Томск. - 2016. — С.541–545.
65. Ревич, Б.А. Здоровье городских жителей. // Природа. 1993. №3. — С. 24-29.
66. Рихванов, Л. П. Использование радиоактивных элементов и отношения Th/U при изучении геохимической типизации гранитоидов и степени их магматичности / Л. П. Рихванов // Геология и геофизика. – 2002. – Т. 60(9). - С1281–1291.
67. Сайбеков, Т.С., Абылаев Ж.А. Радиационная обстановка на территории Республики Казахстан с 1954 по 1994 годы. Семипалатинская область. Атлас / Министерство экологии и биоресурсов РК. — Алматы, 1997. — 400 с.

68. Самыгин, С.Г. Чингизский сдвиг и его роль в структуре Центрального Казахстана. /С.Г. Самыгин // Труды Геологического института АН СССР. - Москва: Изд-во Наука, вып. 253. – 1974. - 217 с.
69. Самыгин, С.Г. Карабогинский тектонический покров в хр. Тарбагатай (Восточный Казахстан) / С.Г. Самыгин // Доклады Академии наук СССР. — 1982. — Т. 262, № 2. — С. 426–430.
70. Субботин, С. Б. Влияние радиоактивного загрязнения подземных вод на радиоэкологическую обстановку бывшего Семипалатинского испытательного полигона: автореф. дис. ... канд. геозкологии / Субботин Сергей Борисович. – Москва, 2015.
71. Сает, Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Сает, Б. А. Ревич, Е. П. Янин и др. — Москва: Недра, 1990.—335 с.
72. Таловская, А. В. Экспериментальные и численные исследования длительного загрязнения снегового покрова ураном и торием в окрестностях теплоэлектростанции (на примере Томской ГРЭС-2) / А. В. Таловская, В. Ф. Рапута, Е. А. Филимоненко, Е. Г. Языков // Оптика атмосферы и океана. – 2013. – Т. 26. – №. 8. – С. 642–646.
73. Таловская, А. В. Динамика элементного состава снегового покрова на территории северо-восточной зоны влияния Томск-Северской промышленной агломерации / А. В. Таловская, Е. А. Филимоненко, Е. Г. Языков // Оптика атмосферы и океана. – 2014. – Т. 27. – №. 6. – С. 491–495.
74. Таловская, А. В. Экогеохимия атмосферных аэрозолей на урбанизированных территориях юга Сибири (по данным изучения состава нерастворимого осадка снегового покрова): дис. ... д-ра геол.-минерал. наук: 1.6.21 / Таловская Анна Валерьевна. – Томск, 2022. – 341 с.
75. Ташекова, А. Ж. Характеристика элементного состава воды р. Шаган / А. Ж. Ташекова, С. Н. Лукашенко, М. Т. Койгельдинова, Н. Ж. Мухамедияров // Вестник КрасГАУ. – 2016. – № 12. – С. 141–146.
76. Тентюков, М. П. Экогеохимия районов промышленного освоения Большеземельской тундры и Ямала: дис. ... д-ра геол.-минерал. наук: 25.00.36 / Тентюков Михаил Пантелеймонович. – Томск, 2016. – 336 с.
77. Топорова, А. В. Обзор методических указаний и рекомендаций по оценке годовой эффективной дозы человека при проживании на радиоактивно загрязненной территории / А. В. Топорова, Ю. В. Бакланова, Ю. Г. Стрильчук, А. Н. Шатров // Вестник НЯЦ РК. — 2021. — № 2. — С. 57–69. <https://doi.org/10.52676/1729-7885-2021-2-57-69>

78. Турченко, Д.В. Оценка запыленности воздушной среды на территории СИП и прилегающих территориях / Д. В. Турченко, С. Н. Лукашенко, А. О. Айдарханов // Вестник НЯЦ РК. - 2015. - № 1. - С. 107–111.
79. Турченко, Д.В. Исследование механизмов поступления трития из ледяного покрова в снежный покров / Д. В. Турченко, С. Н. Лукашенко, О. Н. Ляхова, А. К. Айдарханова // Вестник НЯЦ РК. - 2017. - № 4. - С. 67–70.
80. Турченко, Д.В. Исследования содержания естественных и искусственных радионуклидов в воздухе степной зоны Республики Казахстан / Д. В. Турченко, А. М. Кабдыракова, А. А. Круглыхин // Вестник НЯЦ РК. - 2020. - № 2. - С. 128–133.
81. Украинцев, А. В. Особенности миграции химических элементов в снежном покрове и поверхностных водах в районах лесных пожаров центральной Бурятии: дис. ... канд. геол.-минерал. наук: 25.00.09 / Украинцев Александр Викторович. – Улан-Удэ, 2017. – 141 с.
82. Умаров, М. А. Радиоактивные выпадения от атмосферных ядерных испытаний / М. А. Умаров, О. И. Артемьев // Вестник Национального ядерного центра Республики Казахстан. – 2001. – № 3. – С. 20–25.
83. Умаров, М.А. Исследование площадного радиоактивного загрязнения испытательной площадки «Опытное поле» (2012–2014 гг.) / М. А. Умаров, С. Н. Лукашенко, А. С. Мошков, В. Н. Дмитропавленко, А. А. Новиков, Э. Г. Батырбеков, С. А. Березин, А. Ю. Осинцев // Вестник Национального ядерного центра Республики Казахстан. – 2016. – № 1 (142). – С. 142–148.
84. Филимоненко, Е. А. Эколого-геохимическая обстановка в районах расположения объектов теплоэнергетики по данным изучения нерастворимой и растворимой фаз снега (на примере Томской области): дис. ... канд. геол.-минерал. наук: 25.00.36 / Филимоненко Екатерина Анатольевна. – Томск, 2015. – 152 с.
85. Шатилов, А. Ю. Вещественный состав и геохимическая характеристика атмосферных выпадений на территории Обского бассейна: дис. ... канд. геол.-минерал. наук: 25.00.36 / Шатилов Алексей Юрьевич. – Томск, 2001. – 24 с.
86. Шахова, Т. С. Влияние нефтеперерабатывающих заводов на эколого-геохимическую обстановку прилегающих территорий по данным изучения снегового покрова (на примере гг. Омск, Ачинск, Павлодар): дис. ... канд. геол.-минерал. наук: 25.00.36 / Шахова Татьяна Сергеевна. – Томск, 2018. – 192 с.
87. Язиков, Е. Г. Содержание радиоактивных и редкоземельных элементов в аэрозольных выпадениях снегового покрова различных территорий Западной Сибири / Е. Г. Язиков, Л. П. Рихванов // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде

- обитания человека: Материалы Международной конференции. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 1996.– С. 312–316.
88. Языков, Е. Г. Состав техногенных составляющих в снеговом покрове по данным микрорентгеноспектрального анализа / Е. Г. Языков, А. Ю. Шатилов, Л. П. Рихванов // Вестник Томского государственного университета. Проблемы геологии и географии Сибири. – 2003. – Приложение. № 3 (V). – С. 237–239.
89. Языков, Е. Г. Экогеохимия урбанизированных территорий юга Западной Сибири: дис. ...д-ра геол.-минерал. наук: 25.00.36 / Языков Егор Григорьевич. – Томск, 2006. – 423 с.
90. Языков, Е. Г. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв / Е. Г. Языков, А. В. Таловская, Л. В. Жорняк. – Томск: Издательство Томского политехнического университета, 2010. – 264 с.
91. Abusini, M. Determination of uranium, thorium and potassium activity concentrations in soil cores in Araba Valley, Jordan / M. Abusini, K. Al-Ayasreh, J. Al-Jundi // Radiation Protection Dosimetry. — 2008. — Vol. 128, No. 2. — pp. 213–216. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncm327>
92. Aidarkhanova, A. The character of Lake Kishkensor contamination in the area of underground nuclear explosions at the Semipalatinsk Test Site territory / A. Aidarkhanova, L. Timonova, A. Aidarkhanov, V. Monayenko, A. Iskenov, S. Subbotin, S. Pronin, N. Belykh // Environmental Monitoring and Assessment. — 2024. — V. 196. — 1068. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13227-4>
93. Agibayeva, A. Annual and periodic variations of particulates and selected gaseous pollutants in Astana, Kazakhstan: Source identification via conditional bivariate probability function / A. Agibayeva, F. Karaca, M. Guney, T. Bex, E. Avcu // Aerosol Science and Engineering. – 2023. - 7. <https://doi.org/10.1007/s41810-023-00194-5>
94. Aktayev, M. Characterization of geological and lithological features in the area proximal to tritium-contaminated groundwater at the Semipalatinsk test site / M. Aktayev, S. Subbotin, A. Aidarkhanov, A. Aidarkhanova, L. Timonova, N. Larionova // PLOS ONE. – 2024. – 19. – e0300971. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0300971>
95. Allegre, C. J. Basalt genesis and mantle structure studied through Th isotopic geochemistry / C. J. Allegre, M. Condomines // Nature. – 1982. – V. 299(5883). – Pp. 21–24.
96. Allegre, C. J. (2008). Isotope Geology. / C. J. Allegre // Cambridge: Cambridge University Press.
97. Amann, M. Report E88189 «Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution» / M. Amann, R. Derwent, B. Forsberg, F. Hurley, M.

- Krzyzanowski, B. Kuna-Dibbert, S. Larssen, F. de Leeuw, S. J. Liu, J. Schneider, P. E. Schwarze, D. Simpson, J. Stedman, P. Straehl, L. Tarrasón, L. van Bree // European Centre for Environment and Health Bonn Office Joint WHO. Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution. — 2006. — 113 p. https://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/78657/E88189.pdf
98. Amann, M. Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications / M. Amann, I. Bertok, J. Borken-Kleefeld, J. Cofala, C. Heyes, L. Höglund-Isaksson, ... W. Winiwarter // Environmental Modelling & Software. — 2011. — V. 26(12). — Pp. 1489–1501. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.07.012>
99. Anand, D. Assessment of Fine Aerosol in Two Different Climate Regions of India Using MERRA-2 Products, Ground-based Measurements, and Machine Learning / D. Anand, A. Sahu, J. Prakash // Aerosol Sci Eng. — 2025. <https://doi.org/10.1007/s41810-024-00279-9>
100. Anggraini, Z. Characteristics of Fine Particulate Matter (PM_{2.5}) Chemical Composition in the North Jakarta Industrial Area / Z. Anggraini, M. Santoso, A. Sofyan // Environment and Natural Resources Journal. — 2024. — V. 22. — Pp. 1–10. <https://doi.org/10.32526/ennrj/22/20230300>
101. Anspaugh, L. R. Historical estimates of external γ exposure and collective external γ exposure from testing at the Nevada Test Site. 1. Test series through Hardtack II, 1958 / L. R. Anspaugh, B. W. Church // Health Physics. — 1986. — V. 51(1). — Pp. 35–51.
102. Baeza, A. Natural radioactivity in soils of the province of Caceres (Spain) / A. Baeza, M. del Rio, C. Miro, J. M. Paniagua // Radiation Protection Dosimetry. — 1992. — Vol. 45, No. 1–4. — pp. 261–263. <https://doi.org/10.1093/rpd/45.1-4.261>.
103. Bahloul, M. Geochemical behaviour of PM₁₀ aerosol constituents under the influence of succeeding anticyclonic/cyclonic situations: Case of Sfax City, southern Tunisia / M. Bahloul I. Chabbi, R. Dammak, R. Amdouni, K. Medhioub, C. Azri // Environmental Monitoring and Assessment. — 2015. — V. 187(12). — 757. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4980-x>.
104. Baigazinov, Zh. A. Transfer of tritium into laying hen's meat and eggs at prolonged intake with atmospheric air, water and grass meal / Zh. A. Baigazinov, S. N. Lukashenko, S. S. Karatayev, A. V. Panitski, A. S. Mamyrbayeva, S. A. Baigazy, T. Ye. Kozhakhanov, L. F. Subbotina // Journal of Environmental Radioactivity. — 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.07.022>.
105. Baigazinov, Zh. A. The transfer of ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr to the tissues of horses / Zh. A. Baigazinov, S. N. Lukashenko, A. V. Panitsky, N. Zh. Kadyrova, S. S. Karatayev, A. S. Mamyrbayeva, S. A. Baigazy, A. M. Bazarbaeva, A. B. Kabdyrakova, A. E. Kunduzbaeva,

- L.B. Kenzhina, A.A. Zhadyranova, M. Hegedus, T. Kovacs // Journal of Environmental Radioactivity. – 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106322>.
106. Baklanova, Y. V. Comparison of $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ activity ratios in the soil of fallout plumes from aboveground nuclear and thermonuclear tests at the Semipalatinsk Test Site / Y. V. Baklanova, A. M. Kabdyrakova, A. O. Aidarkhanov, P. Ye. Krivitskiy, A. Ye. Kunduzbayeva, M. T. Abisheva, S. Ye. Salmenbayev, N. V. Larionova, M. Gusyev // Journal of Environmental Radioactivity. – 2025. – V. 287. – 107726. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2025.107726>
107. Beasley, T. M. Isotopic Pu, U, and Np signatures in soils from Semipalatinsk-21, Kazakh Republic and the Southern Urals, Russia / T.M. Beasley, J.M. Kelley, K.A. Orlandini, L.A. Bond, A. Aarkrog, A.P. Trapeznikov, V.N. Pozolotina // Journal of Environmental Radioactivity. – 1998. – Vol. 39. – Pp. 215–230. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(97\)00050-7](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(97)00050-7)
108. Bekbossinova, A. Impact of Urbanization on Air Quality in Largest Cities of Kazakhstan / A. Bekbossinova, A. Niyazbekov // Eurasian Journal of Economic and Business Studies. – 2024. – № 68. – Pp. 66–81. <https://doi.org/10.47703/ejeb.v68i3.419>.
109. Bergin, M. H. Aerosol radiative, physical, and chemical properties in Beijing during June 1999 / M. H. Bergin, G. R. Cass, J. Xu, C. Fang, L. M. Zeng, T. Yu, L. G. Salmon, C. S. Kiang, X. Y. Tang, Y. H. Zhang, W. L. Chameides // Journal of Geophysical Research: Atmospheres. – 2001. – V.106(D16). – Pp. 17969–17980. <https://doi.org/10.1029/2001JD900073>.
110. Bhanot, D. Environmental implications of heavy metal deposition and particulate matter in coal mining ecosystems / D. Bhanot, Y.Jadhav, G. Tiwari, A. Walia // Natural and Engineering Sciences. – 2025. – V. 10(1). – Pp. 325–339. <https://doi.org/10.28978/nesciences.1648723>.
111. Bi, X. Extractable organic matter in PM₁₀ from LiWan district of Guangzhou City, PR China / X. Bi, G. Sheng, P. an Peng, Z. Zhang, J. Fu // Science of the Total Environment. – 2002. – Vol. 300(1–3). – Pp. 213–228. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(02\)00272-3](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(02)00272-3).
112. Biloshchytskyi, A. Fractal analysis of air pollution time series in urban areas in Astana, Republic of Kazakhstan / A. Biloshchytskyi, A. Neftissov // Urban Science. – 2024. – V. 8. – 131. <https://doi.org/10.3390/urbansci8030131>.
113. Bodor, K. Temporal evolution of PM_{2.5}, PM₁₀, and total suspended particles (TSP) in the Ciuc Basin (Transylvania) with specific microclimate condition from 2010 to 2019 / K. Bodor, R. Szép, Á. Keresztesi, Z. Bodor // Environmental Monitoring and Assessment. – 2023. – Vol. 195. – 14. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11407-2>.

114. Cao, W. Short-term air pollution exposure and risk of respiratory pathogen infections: an 11-year case-crossover study in Guangzhou, China. BMC / W. Cao, H. Huang, Z. Chang, Zh. Liang, H. Li, Zh. Cheng, B. Sun // Public Health. – 2025. – V. 25. 10.1186/s12889-025-22435-7.
115. Carmichael, G. R. The MICS-Asia study: Model intercomparisons of long-range transport and sulfur deposition in East Asia. / G. R. Carmichael, G. Calori, H. Hayami, I. Uno, S. Y. Cho, M. Engardt, S.-B. Kim, Y. Ichikawa, Y. Ikeda, J.-H. Woo, H. Ueda, M. Amann, // Atmospheric Environment. – 2002a. – V. 36(2). – Pp. 175–199. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00442-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00442-4).
116. Carmichael, G. R., Changing trends in sulfur emissions in Asia: Implications for acid deposition, air pollution, and climate / G. R. Carmichael, D. G. Streets, G. Calori, M. Amann, M. Z. Jacobson, J. Hansen, H. Ueda// Environmental Science & Technology. - 2002b. - 36(22). - 4707–4713. <https://doi.org/10.1021/es011509c>.
117. Chan, C.K. Air Pollution in Mega Cities in China. / Chan, C.K., Yao, X. // Atmospheric Environment. – 2008. – V. 42. – Pp. 1-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.003>.
118. Chen, Y. Emission factors for carbonaceous particles and polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustion in China. / Y. Chen, G. Sheng, X. Bi, Y. Feng, B. Mai, J. Fu. // Environmental Science & Technology. – 2005. – V.39(6). – Pp. 1861–1867. <https://doi.org/10.1021/es0493650>.
119. Chester, R. The trace metal chemistry of atmospheric dry deposition samples collected at Cap Ferrat: A coastal site in the western Mediterranean / R. Chester, M. Nimmo, M.R. Preston // Marine Chemistry. — 1999. — Vol. 68, No. 1–2. — pp. 15–30. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(99\)00062-6](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(99)00062-6)
120. Cho, J.-H. The influence of atmospheric blocking on regional PM₁₀ aerosol transport to South Korea during February–March of 2019 / J.-H. Cho, H.-S. Kim, M.-B. Yoon // Atmospheric Environment. 2022 – Vo. 277. - 119056. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119056>
121. Contini, D. Characterisation and source apportionment of PM₁₀ in an urban background site in Lecce / D. Contini, A. Genga, D. Cesari, M. Siciliano, A. Donato, M. Bove, M. Guascito // Atmospheric Research. 2010 – V. 95(1). - Pp. 40–54. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.08.007>
122. Conway, M. In-vitro analysis of the dissolution kinetics and systemic availability of plutonium ingested in the form of 'hot' particles from the Semipalatinsk NTS / M. Conway, L. León Vintró, P. Mitchell, R. García-Tenorio, C. Jiménez, B. Mukhambetkali, N. D. Priest //

Applied Radiation and Isotopes. — 2009. — V. 67. — Pp. 884–888. DOI: 10.1016/j.apradiso.2009.01.051.

123. Dai, S. Chemical and mineralogical compositions of coals from the Guanbanwusu Mine, Inner Mongolia, China: Insights into the effects of stratigraphic variation and coal rank on coal quality / S. Dai, Y. Jiang, C. R. Ward, T. Li, J. C. Hower // International Journal of Coal Geology. — 2015. — V. 146.— Pp.1–15.

124. Dai, S. Organic associations of non-mineral elements in coal: A review / S. Dai, J. Hower, R. Finkelman, I. Graham, D. French, C. Ward, G. Eskenazy, Q. Wei, L. Zhao // International Journal of Coal Geology. 2019 – V. 218. -103347. DOI: 10.1016/j.coal.2019.103347.

125. Das, R. Trace element composition of PM_{2.5} and PM₁₀ from Kolkata – a heavily polluted Indian metropolis / R. Das, B. Khezri, B. Srivastava, S. Datta, P. K. Sikdar, R. D. Webster, X. Wang // Atmospheric Pollution Research. — 2015. - V. 6(5). – Pp. 742–750. DOI: 10.5094/APR.2015.083.

126. Dashtaki, N. Association between exposure to air pollutants and cardiovascular mortality in Iran: a case-crossover study / N. Dashtaki, M. Fararouei, A. Mirahmadizadeh, M. Hoseini // Scientific Reports. — 2025. — V. 15. DOI: 10.1038/s41598-025-04126-w.

127. Deliglasov, V.I. Radiological situation at Semipalatinsk test site bordering regions of the Kazakh SSR / V. I. Deliglasov, V. V. Gorin, A. L. Maltzev, A. M. Matusehnko, F. F. Safonov, S. G. Smagulov // Bulletin of the Public Information Center by Atomic Energy (CNII Atominform). — 1991. - V. 4. – Pp. 46–52.

128. Dubasov, U.V. Radioactive contamination of the Semipalatinsk province ground and adjacent territories of the region after atmospheric nuclear tests in 1949–1962 / U. V. Dubasov, A. S. Krivohatskij, K. V. Kharitonov, V. V. Gorin // In: Remediation and restoration of radioactively-contaminated sites in Europe (Document XI-5027/94). Brussels: European Commission, 1994.

129. Dyussembayeva, M. Assessment of contamination of natural waters with radionuclides and heavy metals: The case of Karabulak creek at the Semipalatinsk Test Site / M. Dyussembayeva, A. Aidarkhanova, A. Tashekova, Y. Shakenov, V. Kolbin, A. Merkel, F. Zhamaldinov, N. Larionova, I. Gorlachev, P. Kharkin, S. Lukashenko, Y. Yevlampiyeva // PLOS ONE. - 2025. - V. 20(2). - e0310833. DOI: 10.1371/journal.pone.0310833

130. Eren, Z. The evaluation of forty years of air quality and trend of air pollutants in Erzurum City. / Z. Eren, Ü.A. Şahin, S. Toy // International journal of Environmental Science and Technology. – 2024. – V.21. – Pp.9425-9446. 10.1007/s13762-024-05614-8.

131. Faurat, A. Assessment of heavy metal contamination and health risks in “snow cover–soil cover–vegetation system” of urban and rural gardens of an industrial city in Kazakhstan / A. Faurat, G. Azhayev, K. Shupshibayev, K. Akhmetov, E. Boribay, T. Abylkhasanov // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. - 2024. – V21(8). - 1002. <https://doi.org/10.3390/ijerph21081002>
132. Faurat, A. Assessing the spatial distribution and sources of heavy metal pollution in the snow cover: A case study from Pavlodar, Northeastern Kazakhstan / A. Faurat, D. Yessimova, Faurat, Alina & Yessimova, Dinara & Satybaldiyeva, Gulmira & Kuatbayev, Askhat & Utarbayeva, Aizhan & Kaliyeva, Ainagul & Akhmetov, Kairat & Khan, Shujaul & Ahmad, Zeeshan & Rakhmanov, Seilkhan // *PLOS ONE*. – 2025. - 20(5). - e0322300. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0322300>.
133. Feng, D. Distribution of plutonium isotopes in soils between two nuclear test sites: Semipalatinsk and Lop Nor / D. Feng, F. Yang, X. Wang, X. Zhou, Z. Liu // *Journal of Environmental Radioactivity*. — 2022. — V. 242. — 106792. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2021.106792.
134. Finkelman, R. The importance of minerals in coal as the hosts of chemical elements: A review / R. Finkelman, S. Dai, D. French // *International Journal of Coal Geology*. 2019 – Vol. 212. -103251. DOI: 10.1016/j.coal.2019.103251.
135. Furu, E. Characterization of aerosol pollution in two Hungarian cities in winter 2009–2010 / E. Furu, A. Angyal, Z. Szoboszlai, E. Papp, Z. Török, Z. Kertész // *Atmosphere*. - 2022 – V. 13 (4). - 554. <https://doi.org/10.3390/atmos13040554>
136. Gao, Y. Input of atmospheric trace elements and mineral matter to the Yellow Sea during the spring of a low-dust year / Y. Gao, R. Arimoto, R.A. Duce, D.S. Lee, M.Y. Zhou // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 1992 – V. 97. - Pp. 3767–3777. DOI: <http://dx.doi.org/10.1029/91JD02686>
137. Gastberger M. Plutonium in soil from Dolon near the Semipalatinsk nuclear test site / M. Gastberger, A. Hubmer, F. Steinhäusler, H. Lettner, M. Spano, L. Stronati, A. Testa // *Radiochimica Acta*. — 2001. — V. 89. DOI: 10.1524/ract.2001.89.6.371.
138. Göksu H.Y. Intercomparison of luminescence measurements of bricks from Dolon’ village: Experimental methodology and results of European study group / H. Y. Göksu, V. F. Stepanenko, I. K. Bailiff, H. Jungner // *Journal of Radiation Research*. — 2006. — V. 47(Suppl.). — Pp. A29–A37. DOI: 10.1269/jrr.47.A29.
139. Gordeev, K. Fallout from nuclear tests: Dosimetry in Kazakhstan / K. Gordeev, I. Vasilenko, A. Lebedev, A. Bouville, N. Luckyanov, S. L. Simon, Y. Stepanov, S. Shinkarev, L. Anspaugh // *Radiation and Environmental Biophysics*. – 2002. – V.41(1). – C. 61–67.

140. Gordeev, K. Retrospective dose assessment for the population living in areas of local fallout from the Semipalatinsk nuclear test site (Part I): External exposure / K. Gordeev, S. Shinkarev, L. Ilyin, A. Bouville, M. Hoshi, N. Luckyanov, S. L. Simon // *Journal of Radiation Research*. — 2006. — V. 47(Suppl.). — C. A129–A136. DOI: <https://doi.org/10.1269/jrr.47.A129>
141. Gorlachev, I. Comparative analysis of water contamination of the Shagan River at the Semipalatinsk test site with heavy metals and artificial radionuclides. / I. Gorlachev, P. Kharkin, M. Dyussebayeva, S. Lukashenko, G. Gluchshenko, L. Matiyenko, D. Zheltov, A. Kitamura, N. Khlebnikov // *Journal of Environmental Radioactivity*. - 2020. – 213. - 106110. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106110/>
142. Gubanova, D.P. Physical and chemical properties of atmospheric aerosols in Moscow and its suburb for climate assessments / D. P. Gubanova, N. F. Elansky, A. I. Skorokhod, T. M. Kuderina, M. A. Iordansky, N. V. Sadovskaya, P. P. Anikin // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. — 2020.— V. 606. — №1.— 012019. — <https://doi.org/10.1088/1755-1315/606/1/012019>.
143. Gubanova, D.P. Variability of near-surface aerosol composition in Moscow in 2020–2021: episodes of extreme air pollution of different genesis / D.P. Gubanova, A.A. Vinogradova, M.A. Iordanskii, A.I. Skorokhod // *Atmosphere*. - 2022 – V. 13 (4). - 574. <https://doi.org/10.3390/atmos13040574>
144. Guillén, J. Can stable elements (Cs and Sr) be used as proxies for the estimation of radionuclide soil-plant transfer factors?, / J. Guillén, N. A. Beresford, Zh. Baigazinov, A. Salas, A. Kunduzbaeva // *Environmental Pollution*. – 2022. – V. 299. - 118897, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118897>
145. Guo, G. Characteristics of heavy metals in size-fractionated atmospheric particulate matters and associated health risk assessment based on the respiratory deposition / G. Guo, D. Zhang, Y. Wang // *Environmental Geochemistry and Health*. — 2021. — V. 43. — Pp. 285–299. DOI: 10.1007/s10653-020-00706-z.
146. Gusev, B.I. The Semipalatinsk nuclear test site: a first assessment of the radiological situation and the test-related radiation doses in the surrounding territories / B. I. Gusev, Z. N. Abylkassimova, K. N. Apsalikov // *Radiation and Environmental Biophysics*. — 1997. — V. 36. — Pp. 201–204.
147. Hamilton, T.F. Linking legacies of the Cold War to arrival of anthropogenic radionuclides in the ocean through the 20th century / T.F. Hamilton // In: Livingston H. D. (Ed.) *Marine radioactivity*. — Elsevier. - 2004. — Pp. 23–78.

148. Howard, B. Radiostrontium contamination of soil and vegetation within the Semipalatinsk test site / B. Howard, N. Semioshkina, G. Voigt, M. Mukusheva, J. Clifford // *Radiation and Environmental Biophysics*. — 2005. — V. 43. — Pp. 285–292. DOI: 10.1007/s00411-004-0261-8.
149. Hu, W. Characterization of outdoor air pollution from solid fuel combustion in Xuanwei and Fuyuan, a rural region of China / W. Hu, G. Downward, J.Y.Y. Wong, B. Reiss, N. Rothman, L. Portengen, J. Li, R.R. Jones, Y. Huang, K. Yang, Y. Chen, J. Xu, J. He, B. Bassig, W.J. Seow, H.D. Hosgood, L. Zhang, G. Wu, F. Wei, R. Vermeulen, Q. Lan // *Scientific Reports*. — 2020. — V. 10. — 11335. DOI: 10.1038/s41598-020-68229-2.
150. Huang, J. The Variation in Chemical Composition and Source Apportionment of PM_{2.5} before, during, and after COVID-19 Restrictions in Zhengzhou, China / J. Huang, A. Cai, W. Wang, K. He, S. Zou, Q. Ma // *Toxics*. — 2024. — V. 12(1)/ - 81. DOI: 10.3390/toxics12010081.
151. Iglovsky, S. Spatial distribution of natural and artificial radionuclides in urban soils and bottom sediments of Monchegorsk lakes: Russia / S. Iglovsky, A. Bazhenov, E. Yakovlev // *Pollution*. — 2025. — Vol. 11, No. 1. — pp. 229–245. <https://doi.org/10.22059/poll.2024.377256.2397>
152. Imanaka, T. Width and center-axis location of the radioactive plume that passed over Dolon and nearby villages on the occasion of the first USSR A-bomb test in 1949 / T. Imanaka, S. Fukutani, M. Yamamoto, A. Sakaguchi, M. Hoshi // *Journal of Radiation Research*. — 2005. — V. 46(3). — Pp. 395–399. DOI: 10.1269/jrr.46.395.
153. Imanaka, T. External radiation in Dolon village due to local fallout from the first USSR atomic bomb test in 1949 / T. Imanaka, S. Fukutani, M. Yamamoto, A. Sakaguchi, M. Hoshi // *Journal of Radiation Research*. — 2006. — V. 47(Suppl.). — Pp. A121–A127. DOI: 10.1269/jrr.47.A121.
154. Imanaka, T. Reconstruction of local fallout composition and gamma-ray exposure in a village contaminated by the first USSR nuclear test in the Semipalatinsk nuclear test site in Kazakhstan / T. Imanaka, M. Yamamoto, K. Kawai, A. Sakaguchi, M. Hoshi, N. Chaizhunusova, K. Apsalikov // *Radiat Environ Biophys*. — 2010. - 49(4). doi: 10.1007/s00411-010-0301-5.
155. Ivannikov, A.I. Individual dose reconstruction among residents living in the vicinity of the Semipalatinsk nuclear test site using EPR spectroscopy of tooth enamel / A. I. Ivannikov, Z. Zhumadilov, B. I. Gusev, Ch. Miyazawa, L. Jiao, V. G. Skvortsov, F. V. Stepanenko, J. Takada, M. Hoshi// *Health Physics*. — 2002. — V. 83. — Pp. 183–196.

156. Jain, S. Investigating the seasonal variability in source contribution to PM_{2.5} and PM₁₀ using different receptor models during 2013–2016 in Delhi, India / S. Jain, S. K. Sharma, N. Vijayan, T. K. Mandal // *Environmental Science and Pollution Research International*. — 2021. — V. 28 (4). — Pp. 4660–4675. DOI: 10.1007/s11356-020-10645-y.
157. Janssens-Maenhout, G. HTAP_v2.2: A mosaic of regional and global emission grid maps for 2008 and 2010 to study hemispheric transport of air pollution. / G. Janssens-Maenhout, M. Crippa, D. Guizzardi, F. Dentener, M. Muntean, G. Pouliot, T. Keating, Q. Zhang, J. Kurokawa, R. Wankmüller, H. Denier van der Gon, J. J. P. Kuenen, Z. Klimont, G. Frost, S. Darras, B. Koffi, M. Li // *Atmospheric Chemistry and Physics*. – 2015. – V. 15(19). – Pp.11411–11432. <https://doi.org/10.5194/acp-15-11411-2015>
158. Karmakar, J. Assessing Human Health Risks from Particulate Matter Pollution: A Study of PM_{2.5} in the Kolkata Metropolitan Area. / J. Karmakar // *Urban Studies*. – 2024. – V.17. – Pp. 11-26.
159. Kayakökü, H. Determination of soil-to-apricot transfer factors and radioactivity levels of natural radionuclides / H. Kayakökü // *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*. — 2024. — Vol. 14, No. 4. — pp. 1888–1902. <https://doi.org/10.31466/kfbd.1501538>
160. Kekelidze, N. Radioactivity of soils in Mtskheta-Mtianeti region (Georgia) / N. Kekelidze, T. Jakhutashvili, B. Tutberidze, E. Tulashvili, M. Akhalkatsishvili, L. Mtsariashvili // *Annals of Agrarian Science*. — 2017. — Vol. 15, No. 3. — pp. 304–311. <https://doi.org/10.1016/j.aasci.2017.07.003>
161. Kenzhina, L. B., Background level of unstable chromosome aberrations in the Kazakhstan population: a human biomonitoring study / L. B. Kenzhina, A. N. Mamyrbayeva, S. N. Lukashenko, Z. H. Baigazinov, D. Biyakhmetova, A. V. Panitskiy, E. Polivkina, F. F. Zhamaldinov, C. Patrono, V. Palma, A. Testa // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. — 2022. — V. 19(14). – 148485. <https://doi.org/10.3390/ijerph19148485>
162. Kerimray, A. Spatiotemporal Variations and Contributing Factors of Air Pollutants in Almaty, Kazakhstan / A. Kerimray, E. Azbanbayev, B. Kenessov, P. Plotitsyn, D. Alimbayeva, F. Karaca// *Aerosol and Air Quality Research*. - 2020a. - V. 20. – Pp.1340-1352. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.09.0464>
163. Kerimray, A. Trends and health impacts of major urban air pollutants in Kazakhstan / A. Kerimray, D. Assanov, B. Kenessov, F. Karaca // *Journal of the Air & Waste Management Association*. – 2020 – V.70 (11). – Pp.1148-1164. <https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1813837>

164. Ketcherside, D. Effects of wildfire smoke on volatile organic compound (VOC) and PM_{2.5} composition in a United States intermountain western valley and estimation of human health risk / D. Ketcherside, D. Miller, D. Kenerson, P. Scott, A. John, M. Bakker, B. Bundy, B. Grimm, Jiahong Li, L. Nuñez, D. Pittman, R. Uhlorn, N. Johnston // *Atmosphere*. — 2024. — V.15. — 1172. — DOI: 10.3390/atmos15101172.
165. Kiely, L. California Case Study of Wildfires and Prescribed Burns: PM_{2.5} Emissions, Concentrations, and Implications for Human Health. / Kiely L., Neyestani S., Binte-Shahid S., York R., Porter W., Barsanti K. // *Environmental science & technology*. 2024 – V. 58. 10.1021/acs.est.3c06421.
166. Klimont, Z. Modeling particulate emissions in Europe: A framework to estimate reduction potential and control costs (Interim Report IR-02-076). / Klimont, Z., Cofala, J., Bertok, I., Schöpp, W., Amann, M., Heyes, C. // Laxenburg, Austria: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). – 2002.
167. Królak E., Karwowska J. Potassium-40 and cesium-137 in the surface layers of arable soils and food supplies / E. Królak, J. Karwowska // *Polish Journal of Environmental Studies*. — 2010. — Vol. 19, No. 3. — pp. 599–604.
168. Krasnopyorova, M. Study of radionuclide composition of the drinking water potential sources at the Semipalatinsk nuclear test site / M. Krasnopyorova, I. Gorlachev, P. Kharkin, M. Dyussebayeva, S. Lukashenko // *RSC Advances*. – 2023. DOI: <https://doi.org/10.1039/d3ra05808e>
169. Krupnova, T.G., Elemental composition of PM_{2.5} and PM₁₀ and health risks assessment in the industrial districts of Chelyabinsk, South Ural Region, Russia / T. G. Krupnova, O. V. Rakova, K. A. Bondarenko, A. F. Saifullin, D. A. Popova, S. Potgieter-Vermaak, R. H. M. Godoi // *International Journal of Environmental Research and Public Health*.—2021.—V. 18(23). — 12354. DOI: 10.3390/ijerph182312354.
170. Kulkarni, P., Chellam S., Fraser M. Lanthanum and lanthanides in atmospheric fine particles and their source apportionment in refinery and petrochemical operations in Houston, TX / P. Kulkarni, S. Chellam, M. Fraser // *Atmospheric Environment*. 2006 – V. 40. - Pp. 508–520. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.09.063>
171. Kvasnikova. E.V. Radionuclides in soils at the Semipalatinsk Test Site 40 years after excavation nuclear explosions / E. V. Kvasnikova, S. K. Gordeev, S. V. Konstantinov // *Meteorology and Hydrology* — 2008. — V. 1.— Pp. 42–50.
172. Lai, A.M. Impacts of stove/fuel use and outdoor air pollution on chemical composition of household particulate matter / A. M. Lai, S. Clark, E. Carter, M. Shan, K. Ni, X. Yang, J.

- Baumgartner, J.J. Schauer // *Indoor Air*. – 2020. – V. 30 (2). – Pp. 294–305. DOI: 10.1111/ina.12636
173. Lee, L.Y. Investigating the spatial patterns of heavy metals in topsoil and asthma in the western Salt Lake Valley, Utah / L. Y. Lee, R. Kerry, B. Ingram, C. S. Golden, J. J. LeMonte // *Environments*. — 2024. — V. 11(10). — 223. DOI: 10.3390/environments11100223
174. Lehto, J. Plutonium in the air in Kurchatov, Kazakhstan / J. Lehto, S. Salminen, T. Jaakkola, I. Outola, S. Pulli, J. Paatero, M. Tarvainen, S. Ristonmaa, R. Zilliacus, A. Ossintsev, V. Larin // *Science of the Total Environment*. — 2006. — V. 366(1). — Pp. 206–217. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.08.012
175. Liang, L. Chemical characterization and sources of PM_{2.5} at 12-hour resolution in Guiyang, China / L. Liang, N. Liu, M. S. Landis, X. Xu, X. Feng, Z. Chen, L. Shang, G. Qiu // *Acta Geochimica*. 2018 – V. 37 (2). - Pp. 334–345. DOI: 10.1007/s11631-017-0248-1.
176. Li, H. Identification of Long-Range Transport Pathways and Potential Source Regions of PM_{2.5} and PM₁₀ at Akedala Station, Central Asia / H. Li, Q. He, X. Li // *Atmosphere*. - 2020. - №11. - 1183. 10.3390/atmos11111183.
177. Li, T. K. Optimized approach for developing soil fugitive dust emission inventory in “2 + 26” Chinese cities / T.K. Li, X.H. Bi, Q.L. Dai, J.H. Wu, Y.F. Zhang, Y.C. Feng // *Environmental Pollution*. 2021 – V. 285. - 117521. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117521>
178. Li, Y. Contamination characteristics, mass concentration, and source analysis of metal elements in PM_{2.5} in Lanzhou, China / Y. Li, B. Zhao, K. Duan, J. Cai, W. Niu, X. Dong // *Elementa: Science of the Anthropocene*. — 2021. — V. 9(1). — 00125. <https://doi.org/10.1525/elementa.2020.00125>.
179. Li, Y. Chemical characterization and source identification of PM_{2.5} in the Huaxi urban area of Guiyang. / Y. Li, X. Wang, P. Xu, J. Gui, X. Guo, G. Yan, X.-H. Fei, A. Yang // *Scientific Reports*. – 2024. - V.14. 10.1038/s41598-024-81048-z.
180. Lind, O.C. Characterisation of Radioactive Particles in the Environment Using Advanced Techniques / O.C. Lind. // PhD thesis. Norwegian University of Life Sciences, Ås, 2006. — 1e191.
181. Lind, O.C. Micro-analytical characterization of radioactive heterogeneities in samples from Central Asian TENORM sites / O. C. Lind, W. De Nolf, K. Janssens, B. Salbu.// *Journal of Environmental Radioactivity*. — 2013a. — V. 123. — Pp. 63–70.
182. Lin, Y. Concentrations, enrichment, and sources of metals in PM_{2.5} in Beijing during winter / Y. Lin, J. Wang // *Air Quality, Atmosphere & Health*. 2020 – V. 13. - Pp. 5–14. DOI: 10.1007/s11869-019-00763-z.

183. Liu, J. Modes of occurrence of non-mineral inorganic elements in lignites from the Mile Basin, Yunnan Province, China / J. Liu, C. R. Ward, I. T. Graham, D. French, S. Dai, X. Song // *Fuel*. 2018 – V. 222. Pp. 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.02.124>
184. Liu, J. Z. Experimental studies on the emissions of PM₁₀ and PM_{2.5} from coal-fired boiler [In Chinese]. / J. Z. Liu, H. Y. Fan, J. H. Zhou, X. M. Wang, Y. Q. Chen // *Proceedings of the Chinese Society for Electrical Engineering*. – 2003. – V. 23(10). Pp. 145–149.
185. Liu, Y. Chemical characteristics of atmospheric PM₁₀ and PM_{2.5} at a rural site of Lijiang City, China / Y. Liu, X. Li, W. Wang, B. Yin, Y. Gao, X. Yang // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. —2020. — V. 17(24). — 9553. DOI: 10.3390/ijerph17249553.
186. Loncar, D. Economic and technological aspects of the impact of PM_{2.5} particles on human health and productivity. / D. Loncar, V. Krstic, T. Brown, M. Jovanovic, J. Paunkovic // *Zastita materijala*. – 2022. – V. 63. – Pp. 135-145. 10.5937/zasmat2202135L.
187. Lukashenko, S. Radioactive particles released from different sources in the Semipalatinsk Test Site / S. Lukashenko, A. Kabdyrakova, O. C. Lind, I. Gorlachev, A. Kunduzbayeva, T. Kvochkina, K. Janssens, W. De Nolf, Y. Yakovenko, B. Salbu // *Journal of Environmental Radioactivity*. — 2020. — V.216. —106160. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2020.106160.
188. Lv, Y. Acute effects of air pollutants on influenza-like illness in Hangzhou, China. / Y. Lv, H. Xu, Zh. Sun, M. Liu, Sh. Xu, J. Wang, Ch. Li, H. Ye, X. Yang // *Scientific Reports*. – 2025. – V.15. – 10410. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-95085-9>
189. Makkonen, U. Chemical composition and potential sources of PM_{2.5} in Hanoi. / U. Makkonen, M. Vestenius, L. Huy, N. Anh, V. Linh, Th. Pham, Ph. Ha, H. Nguyen, L. Thuy, M. Aurela, H. Hellén, K. Loven, R. Kouznetsov, K. Kyllönen, K. Teinilä, N. T. Oanh // *Atmospheric Environment*. – 2023. – V. 299. - 119650. 10.1016/j.atmosenv.2023.119650.
190. Maykut, N. N. Source apportionment of PM_{2.5} at an urban IMPROVE site in Seattle, Washington / N. N. Maykut, J. Lewtas, E. Kim, T. V. Larson // *Environmental Science & Technology*. – 2003. – 37(22). – C. 5135–5142. <https://doi.org/10.1021/es030370y>.
191. Mehmood, K. Quantifying toxic metals contamination in air conditioning filters: implications for urban health and air quality management. International / K. Mehmood, M. S. Ahmed, H. R. Ahmad, M. Sabir, M. A. Ayub, N. Ahmad, R. K Manavalan, T. K. Faraj, X Qiu // *Journal of Environmental Science and Technology*. – 2025. - 22. – Pp. 9391–9406 <https://doi.org/10.1007/s13762-024-06218-y>
192. Meng, F. Pollution characteristics, transport pathways, and potential source regions of PM_{2.5} and PM₁₀ in Changchun city in 2018 / F. Meng, J. Wang, T. Li, C. Fang //

- International Journal of Environmental Research and Public Health. 2020 – V. 17 (18). - 6585. <https://doi.org/10.3390/ijerph17186585>
193. Mentés, G. Investigation of the relationship between rock strain and radon concentration in the tidal frequency-range / G. Mentés // *Journal of Applied Geophysics*. - 2018. – V. 155. - Pp. 232-236.
194. Meszaros, E. *Fundamental of Atmospheric Aerosol Chemistry* / E. Meszaros. Budapest.: Ak. Kiado. – 1999. - 308 p.
195. Minknova, K.S. Cytogenetic effects in crested hairgrass from a site where tests of military radioactive substances were conducted at the Semipalatinsk Test Site / K. S. Minknova, Z. A. Baigazinov, S. A. Geras'kin, A. N. Perevolotsky // *Biology Bulletin*. - 2020. - V. 47(12). - Pp. 1637–1650. DOI: 10.1134/S1062359020120067
196. Mukhtarov, R. An episode-based assessment for the adverse effects of air mass trajectories on PM_{2.5} levels in Astana and Almaty, Kazakhstan / R. Mukhtarov, O. Ibragimova, A. Omarova, M. Tursumbayeva, K. Tursun, A. Muratuly, F. Karaca, N. Baimatova // *Urban Climate*. - 2023. - V.49. - 101541. DOI: 10.1016/j.uclim.2023.101541.
197. Müller, G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River / G. Müller // *GeoJournal*. — 1969. — V. 2(3). — Pp. 108–118.
198. Nápoles, H. Source-term characterisation and solid speciation of plutonium at the Semipalatinsk NTS, Kazakhstan / H. Nápoles, L. León Vintró, P. Mitchell, A. Omarova, B. Mukhambetkali, N. D. Priest, O. Artemyev, S. Lukashenko // *Applied Radiation and Isotopes: Including Data, Instrumentation and Methods for Use in Agriculture, Industry and Medicine*. — 2004.— V. 61. — Pp. 325–331. DOI: 10.1016/j.apradiso.2004.03.028.
199. Nautiyal, Sh. Characterization and source apportionment of PM_{2.5} and PM₁₀ in a Mountain Valley: seasonal variations, morphology, and elemental composition. / Sh. Nautiyal, V. Joshi, A. Gautam, R. Kumar, S. Kumar, K. Singh // *Journal of Atmospheric Chemistry*. – 2025. – V. 82. 10.1007/s10874-025-09469-2
200. Nayebare, S.R. Understanding the sources of ambient fine particulate matter (PM_{2.5}) in Jeddah, Saudi Arabia / S. R. Nayebare, O. S. Aburizaiza, A. Siddique, M. M. Hussain, J. Zeb, F. Khatib, D. O. Carpenter, D. R. Blake, H. A. Khwaja// *Atmosphere*. — 2022. — V. 13(5). —711. DOI: 10.3390/atmos13050711.
201. Neset, I. Monitoring and Analysis OF, PM_{2.5} Particles as Air Pollutants in the City of Tetovo, Republic of North Macedonia. / I. Neset, M. Ristova, M. Skenderovska, R. Bexheti, F. Ajredini, Sh. Dehari, D. Dehari, M. Shehabi // *Revista de Gestão Social e Ambiental*. - 2024. – V.18. - e06183. 10.24857/rgsa.v18n12-074.

202. Nriagu, J. O. Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. / J.O Nriagu, // *Nature*. – 1979. – V.279 (5710). Pp. 409–411. <https://doi.org/10.1038/279409a0>.
203. Nriagu, J. O. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. / J.O Nriagu // *Nature*. – 1989. – V. 338(6210). – Pp. 47–49. <https://doi.org/10.1038/338047a0>.
204. Ohara, T. An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980–2020. / T. Ohara, H. Akimoto, J. Kurokawa, N. Horii, K. Yamaji, X. Yan, T. Hayasaka, // *Atmospheric Chemistry and Physics*. – 2007. – V.7(16). – Pp. 4419–4444. <https://doi.org/10.5194/acp-7-4419-2007>.
205. Ouyang J. Development and application of fingerprints of radioactive cesium-plutonium-uranium isotopes as tracers in air pollution / J. Ouyang, G. Yang, L. Ma, M. Luo, D. Xu // *Progress in Chemistry*. — 2017. — V. 29(12). — Pp. 1446–1461. — DOI: 10.7536/PC170744.
206. Pak, Y. Assessment of Natural Radioactivity and Trace Element Composition of Coals and Ash and Slag Waste in Kazakhstan / Y. Pak, D. Pak, D. Ibragimova, V. Matonin, A. Tebayeva // *Atmosphere*. - 2025. - №16 (2). - 125. <https://doi.org/10.3390/atmos16020125>
207. Panitskiy, A. Vertical distribution of radionuclides in soil at the Semipalatinsk Test Site beyond its test locations. / A. Panitskiy, Y. Syssoeva, S. Baigazy, A. Kunduzbayeva, L. Kenzhina, Y. Polivkina, N. Larionova, P. Krivitskiy, A. Aidarkhanova // *PLOS ONE*. – 2023. - 18(1). - e0278581. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0278581>
208. Perevoshchikov, R. Natural radionuclides in soils of natural–technogenic landscapes in the impact zone of potassium salt mining / R. Perevoshchikov, A. Perevoshchikova, E. Menshikova // *Minerals*. — 2022. — Vol. 12, No. 11, Article 1352. <https://doi.org/10.3390/min12111352>
209. Phimphilai, M. Exposure to seasonal PM_{2.5} derived from biomass burning increased the risk of vitamin D deficiency in healthy perimenopausal women / M. Phimphilai, S. Watthanawongkeeree, W. Manosroi // *International Archives of Occupational and Environmental Health*. — 2025. — Pp. 1–9. DOI: 10.1007/s00420-025-02149-4.
210. Polivkina, Y. Tritium uptake in crops in the area with a high level of atmospheric tritium oxide in the territory of the former Semipalatinsk Test Site / Y. Polivkina, Y. Syssoeva, A. Ivanova, A. Panitskiy, L. Kenzhina, V. Monaenko // *PLOS ONE*. - 2024. - V. 19(10). - e0308959. DOI: 10.1371/journal.pone.0308959
211. Rani, A. Natural radioactivity levels in soil samples from some areas of Himachal Pradesh, India using γ -ray spectrometry / A. Rani, S. Singh // *Atmospheric Environment*. — 2005. — Vol. 39 (34). - Pp. 6306–6314. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.07.050>

212. Roostaei, V. Vertical distribution of ambient air pollutants (PM_{2.5}, PM₁₀, NO_x, and NO₂) A systematic review. / V. Roostaei, F. Gharibzadeh, M. Shamsipour, S. Faridi, M. Sadegh Hassanvand // *Heliyon*. – 2024. – V.10. - e39726. 10.1016/j.heliyon.2024.e39726.
213. Sah, D. Chemical Characteristics and Public Health Risk Assessment of PM_{2.5}-Bound Elements in Sheohar, India. / D. Sah // *Aerosol Science and Engineering*. – 2024. – V. 8. 10.1007/s41810-024-00215-x.
214. Sakaguchi, A. Plutonium isotopes and ¹³⁷Cs in Dolon settlement near the Semipalatinsk nuclear test site: About 50 years after the first nuclear weapon testing / A. Sakaguchi, M. Yamamoto, M. Hoshi, K. Apsalikov, B. I. Gusev // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. — 2004. — V. 260(3). — Pp. 543–555. DOI: 10.1023/B:JRNC.0000037094.87084.71.
215. Sakaguchi, A. Radiological situation in the vicinity of Semipalatinsk nuclear test site: Dolon, Mostik, Cheremushka and Budene settlements / A. Sakaguchi, M. Yamamoto, M. Hoshi, T. Imanaka, K. N. Apsalikov, B. I. Gusev // *Journal of Radiation Research*. - 2006. – V. 47(Suppl. A). <https://doi.org/10.1269/jrr.47.A105>
216. Saju, J.A. Measurement of ambient particulate matter (PM_{1.0}, PM_{2.5} and PM₁₀) in Khulna City of Bangladesh and their implications for human health. / J. A. Saju, Q. Bari, K. Mohiuddin, V. Strezov // *Environmental Systems Research*. – 2023. – V. 12. 10.1186/s40068-023-00327-2.
217. Salbu, B., Skipperud L. Radioactive Particles Released from Different Nuclear Sources: With Focus on Nuclear Weapons Tests / B. Salbu, L. Skipperud // In: *Radioactive Particles Released from Different Nuclear Sources: With Focus on Nuclear Weapons Tests*. — 2008. — Chapter 2. Nuclear Risk in Central Asia.
218. Secrest, M.H. Particulate matter chemical component concentrations and sources in settings of household solid fuel use / M.H. Secrest, J.J. Schauer, E.M. Carter, J. Baumgartner // *Indoor Air*. – 2017. – V. 27 (6). – Pp. 1052–1066. DOI: 10.1111/ina.12389.
219. Sharifi, S.A. Effects of soil, water and air pollution with heavy metal ions around lead and zinc mining and processing factories / S. A. Sharifi, M. Zaeimdar, S. A. Jozi, R. Hejazi // *Water, Air, & Soil Pollution*. — 2023. — V. 234(12). — 760. DOI: 10.1007/s11270-023-06758-y.
220. Shukla, A. Impact of Air Quality on Human Health in the Chowk Area of Lucknow: An Analytical Study of Pollution Levels and Health Risks. International / A. Shukla, S. Khare, J. Pandey, R. Khare // *Journal of Scientific Research in Science and Technology*. – 2025. - V.12. – Pp. 69-73. 10.32628/IJSRST251222721.

221. Simon, S.L. External dose estimates for Dolon village: Application of the US/Russian joint methodology / S. L. Simon, H. L. Beck, K. Gordeev, A. Bouville, L. R. Anspaugh, C. E. Land, N. Luckyanov, S. Shinkarev // *Journal of Radiation Research*. – 2006. –V. 47(Suppl.). – C. A143–A147. DOI: <https://doi.org/10.1269/jrr.47.A143>
222. Soleimani, M. Spatial and temporal variation of bacterial population in ambient air particulate matters (PM_{2.5}, PM₁₀ and TSP) of Isfahan city, Iran. / M. Soleimani, F. Shirani, S. A. H. Jalali // *Journal of Air Pollution and Health*. – 2022. – 7(3). <https://doi.org/10.18502/japh.v7i3.10540>.
223. Solodukhin, V.P. Nuclear-physical methods in macro- and microanalytical investigations of contamination with radionuclides at Semipalatinsk Nuclear Test Site / V.P. Solodukhin // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. — 2005. — V. 264. — Pp. 457–462.
224. Song, H. Q. Spatial and temporal variations of spring dust emissions in northern China over the last 30 years / H.Q. Song, K.S. Zhang, S. L. Piao, S.Q. Wan // *Atmospheric Environment*. - 2016 – V. 126. - Pp. 117–127. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.009>
225. Soto-Jiménez, M. Geochemical evidences of the anthropogenic alteration of trace metal composition of the sediments of Chiricahueto marsh (SE Gulf of California) / M. Soto-Jiménez, F. Páez-Osuna, A. C. Ruiz-Fernández // *Environmental Pollution*. — 2003. — V. 125(3). — Pp. 423–432. DOI: 10.1016/S0269-7491(03)00083-6.
226. Stepanenko, V.F. Around Semipalatinsk Nuclear Test Site: Progress of dose estimations relevant to the consequences of nuclear tests (A summary of 3rd Dosimetry Workshop on the Semipalatinsk Nuclear Test Site Area, RIRBM, Hiroshima University, Hiroshima, 9–11 March 2005) / V. F. Stepanenko, M. Hoshi, I. K. Bailiff, A. I. Ivannikov, S. Toyoda, M. Yamamoto, S. S. Simon, M. Matsuo, N. Kawano, Z. Zhumadilov, M. S. Sasaki // *Journal of Radiation Research*. — 2006a. — V. 47(Suppl.). — Pp. A1–A13. — DOI: <https://doi.org/10.1269/jrr>.
227. Stepanenko, V. F. A gradient of radioactive contamination in Dolon village near the SNTS and comparison of computed dose values with instrumental estimates for the 29 August, 1949 nuclear test / V. F. Stepanenko, M. Hoshi, Y. V. Dubasov, A. Sakaguchi, M. Yamamoto, M. Y. Orlov, I. K. Bailiff, A. I. Ivannikov, V. G. Skvortsov, E. K. Iaskova, I. G. Kryukova, K. S. Zhumadilov, S. Endo, K. Tanaka, K. N. Apsalikov, B. I. Gusev // *Journal of Radiation Research*. — 2006b. — V. 47(Suppl.). — Pp. A149–A158. DOI: 10.1269/jrr.47.A149.
228. Stepanenko, V.F. International intercomparison of retrospective luminescence dosimetry method: Sampling and distribution of brick samples from Dolon' village / V. F. Stepanenko, M. Hoshi, M. Yamamoto, A. Sakaguchi, J. Takada, H. Sato, E. K. Iaskova, T. V.

- Kolizshenkov, I. G. Kryukova, K. N. Apsalikov, B. I. Gusev, H. Jungner // *Journal of Radiation Research*. – 2006c. – V. 47(Suppl.). – C. A15–A21.
229. Stepanenko, V.F. The 1st nuclear test in the former USSR of 29 August 1949: Comparison of individual dose estimates by modeling with EPR retrospective dosimetry and luminescence retrospective dosimetry data for Dolon village / V. F. Stepanenko, A. I. Ivannikov, I. K. Bailiff, K. Zhumadilov, V. G. Skvortsov, R. Argembaev, A. F. Tsyb, M. Hoshi // *Radiation Measurements*. – 2007. – V. 42(6–7). – C. 1041–1048.
230. Streets, D. G. An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000. / D. G. Streets, T. C. Bond, G.R. Carmichael, S.D. Fernandes, Q. Fu, D. He, Z. Klimont, S.M. Nelson, N.Y. Tsai, M.Q. Wang, J.-H. Woo, K.F. Yarber // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 2003. – V.108(D21). – 8809. <https://doi.org/10.1029/2002JD003093>.
231. Sun, Y. Investigation of the sources and evolution processes of severe haze pollution in Beijing in January 2013 / Y. Sun, Q. Jiang, Z. Wang, P. Fu, J. Li, X. Ge, Q. Zhang, C. Zhu, L. Ren, W. Xu, J. Zhao, T. Han, D. R. Worsnop, Z. Wang // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 2014. – 119. – Pp. 4380–4398. <https://doi.org/10.1002/2014JD021641>.
232. Sultangazin, U.M. Monitoring of temperature anomalies in the former Semipalatinsk nuclear test site / U. M. Sultangazin, E. A. Zakarin, L. F. Spivak, O. P. Arkhipkin, N. R. Muratova, A. G. Terehov // *Metrology instrumentation. C.R. Acad. Sci. – Paris*. – 1998. V. 326. - Serie II b. - Pp. 135-140
233. Tahri, M. Characterization of PM_{2.5} in Coastal Urban Area, Northwest Morocco: Seasonal Variations, Elemental Composition and Source Apportionment. / M. Tahri, A. Benchrif, M. Bounakhla, F. Zahry // *Journal of Biomedical Research & Environmental Sciences*. – 2022. – V.3(11). – Pp. 1337–1352. doi: 10.37871/jbres1602
234. Takada, J. External doses of residents near Semipalatinsk nuclear test site / J. Takada, M. Hoshi, T. Nagatomo, M. Yamamoto, S. Endo, T. Takatsuji, I. Yoshikawa, B. I. Gusev, A. K. Sekerbaev, N. J. Tchajunusova // *Journal of Radiation Research*. — 1999. — V. 40. — Pp. 337–344.
235. Takada, J. External doses of residents near Semipalatinsk nuclear test site / J. Takada, M. Hoshi, T. Nagatomo, M. Yamamoto, S. Endo, T. Takatsuji, I. Yoshikawa, B. I. Gusev, A. K. Sekerbaev, N. J. Tchajunusova // *Journal of Radiation Research*. — 1999. — V. 40. — Pp. 337–344.
236. Tang, Q. Seasonal Dynamics of Microbial Communities in PM_{2.5} and PM₁₀ from a Pig Barn. / Q. Tang, M. Zhang, L. Yu, K. Deng, H. Mao, J. Hu, Ch. Wang // *Animals*. – 2025. – V.15. – 1116. [10.3390/ani15081116](https://doi.org/10.3390/ani15081116).

237. Taye, A. Elemental composition and health risk assessment of PM₁₀, PM_{2.5}, at different microenvironments: Addis Ababa, Ethiopia. / A. Taye, B. Chandravanshi, F. Beshah, E. Sahle-Demessie // PLOS ONE. – 2024. – V.19. 10.1371/journal.pone.0309995.
238. Temirbekov, N. Spread of harmful substances in the atmosphere of industrial cities of Kazakhstan: Modeling and data refinement / N. Temirbekov, D. Tamabay, M. Tanashova // Indonesian Journal of Electrical Engineering and Computer Science. – 2025. – 37. – Pp. 636–647. <https://doi.org/10.11591/ijeecs.v37.i1.pp636-647>
239. Timonova, L. Tritium distribution in the ‘water-soil-air’ system in the Semipalatinsk Test Site / L. Timonova, N. Larionova, A. Aidarkhanova, O. Lyakhova, M. Aktayev, Z. Serzhanova, et al. // PLOS ONE. – 2024. – V. 19(4). – e0297017. DOI: 10.1371/journal.pone.0297017
240. Tulashvili, E. V. Radioactivity concentration and assessment of gamma-radiation exposure from the soil of different type in territory of Tbilisi city / E. V. Tulashvili, B. D. Tutberidze, M. R. Akhalkatsishvili, L. A. Mtsariashvili, M. A. Chkhaidze // Journal of Radiobiology and Radiation Safety. — 2021. — Vol. 1. — Pp. 68–78.
241. Valeyev, A. Assessment of the morphometric conditions of the modern relief of the Semipalatinsk nuclear test site / A. Valeyev, A. Assylbekova, O. Taukebayev, M. Kudaibergenov, N. Zhengissova, Ye. Zhanatbekov, T. Imandosov // Bulletin of the L.N. Gumilyov ENU: Chemistry, Geography, Ecology Series. – 2025. – V. 150(1). – C .111–128. DOI: <https://doi.org/10.32523/2616-6771-2025-150-1-111-128>
242. Van Der Does, M. The mysterious long-range transport of giant mineral dust particles / M. Van Der Does, P. Knippertz, P. Zschenderlein, R. G. Harrison, J.-B. W. Stuut // Science Advances. — 2018. — V. 4(12). - eaau2768. DOI: 10.1126/sciadv.aau2768.
243. Vlasova, I.E. Nuclear melt glass from Experimental Field, Semipalatinsk Test Site / I. E. Vlasova, V. O. Yapaskurt, A. A. Averin, O. E. Melnik, D. A. Zolotov, R. A. Senin, T. R. Poliakova, I. M. Nevolin, S. N. Kalmykov, A. A. Shiryaev // Energies. – 2022. – V. 15(23). – 9121. DOI: <https://doi.org/10.3390/en15239121>
244. Wang, C. Healthier lifestyles can modify the air pollutants effect on cardiovascular disease among the middle-aged and elderly. / C. Wang, M. Wang, // Scientific Reports. – 2025. – V.15. 10.1038/s41598-025-97093-1.
245. Wang, H. Seasonal pollution and risk assessment of heavy metals in atmospheric dust from coal mining area. / H. Wang, A. Maqbool, X. Xiao, H. Yang, W. Bi, Z. Bian // International Journal of Environmental Science and Technology. – 2022. – V.19(12). – Pp. 11963–11972. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-03916-3>.

246. Wang, L. Rare earth element components in atmospheric particulates in the Bayan Obo mine region / L. Wang, T. Liang, Q. Zhang, K. Li // *Environmental Research*. – 2014. – Vol. 131. – Pp. 64–70. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.02.006>.
247. Wang, Y. Quantitative assessment of PM_{2.5}-related human health impacts at the provincial level in China and analysis of its heterogeneity affected by economic structural transformation. / Y. Wang, X. Zhang, Y. Hu, X. Du, X. Zhao, Y. Sun // *Frontiers in Environmental Science*. – 2024. – V. 12. 10.3389/fenvs.2024.1478649.
248. Wendel, C. Long-range tropospheric transport of uranium and plutonium weapons fallout from Semipalatinsk nuclear test site to Norway / C. Wendel, L. Fifield, D. Oughton, O. C. Lind, L. Skipperud, J. Bartnicki, S. Tims, S. Hoibraten, B. Salbu // *Environment International*. — 2013. — V. 59C. — Pp. 92–102. DOI: 10.1016/j.envint.2013.05.017.
249. Wendel C. C. Chronology of Pu isotopes and ²³⁶U in an Arctic ice core / C. C. Wendel, D. H. Oughton, O. C. Lind, L. Skipperud, L. K. Fifield, E. Isaksson, S. G. Tims, B. Salbu // *Science of The Total Environment*. — 2013. — V. 461–462. — Pp. 734–741. — DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.054.
250. Warr, O. Tracing ancient hydrogeological fracture network age and compartmentalisation using noble gases 01417 / O. Warr, B. S. Lollar, J. Fellowes // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2018. – V. 222. – Pp. 340–362.
251. Won, S. Characteristic of PM_{2.5} concentration and source apportionment during winter in Seosan, Korea. / S. Won, K. Lee, M. Song, C. Kim, K.-S. Jang, J. Lee // *Asian Journal of Atmospheric Environment*. – 2024. – V.18. <https://doi.org/10.1007/s44273-024-00044-x>
252. Xia, X. Analysis of Spatio-Temporal Variation Characteristics of Air Pollutants in Zaozhuang China from 2018 to 2022. / X. Xia, Sh. Sun // *Atmosphere*. – 2025. – V.16. – V. 493. 10.3390/atmos16050493.
253. Xian, Y. Characterization of winter PM_{2.5} source contributions and impacts of meteorological conditions and anthropogenic emission changes in the Sichuan Basin, 2002–2020. / Y. Xian, Y. Zhang, Z. Liu, H. Wang, T. Xiong // *Science of The Total Environment*. – 2024. – V. 947. – 174557. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174557>.
254. Xie, Y. Seasonal variations and size-dependent distribution of heavy metals in particulate matter in Huangshi: Implications for human health risk assessment. / Y. Xie, Y. Mao, P. Zhong, Y. Zhang, L. Zhang, W. Chen, C. Qu, X. Xing, J. Cao, J. Zhang // *Atmospheric Environment*. – 2024. – V.322. – 120384. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120384>.

255. Xuan, J. Dust emission factors for environment of Northern China. / J. Xuan // Atmospheric Environment. – 1999. – V. 33(11). – Pp. 1767–1776. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00329-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00329-7).
256. Xuan, J., Liu, G. L., Du, K. Dust emission inventory in Northern China. / J. Xuan, G.L. Liu, K. Du // Atmospheric Environment. – 2000. – V. 34(26). – Pp. 4565–4570. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00438-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00438-2).
257. Yamamoto, M. Residual radioactivity in the soil of the Semipalatinsk nuclear test site in the former USSR / M. Yamamoto, T. Tsukatani, Y. Katayama // Health Physics. — 1996a. — V. 71(2). — Pp. 142–148.
258. Yamamoto, M. Plutonium isotopic composition in soil from the former Semipalatinsk nuclear test site / M. Yamamoto, A. Tsumura, Y. Katayama // Radiochimica Acta. — 1996b. — V. 72(4). — Pp. 209–215.
259. Yamamoto, M. Current levels of Pu isotopes and ¹³⁷Cs at the former Soviet Union's Semipalatinsk nuclear test site / M. Yamamoto, A. Tsumura, T. Tsukatani // Radiochimica Acta. – 1998. – V. 81(1). – Pp. 21–28.
260. Yamamoto, M. Pu isotopes and ¹³⁷Cs in the surrounding areas of the former Soviet Union's Semipalatinsk nuclear test site / M. Yamamoto, M. Hoshi, J. Takada, A. K. Sekerbaev, B. I. Gusev // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. — 1999. — V. 242(1). — Pp. 63–74.
261. Yamamoto, M. Some aspects of environmental radioactivity around the former Soviet Union's Semipalatinsk nuclear test site: Local fallout Pu in Ust'-Kamenogorsk district / M. Yamamoto, M. Hoshi, J. Takada, S. Oikawa, I. Yoshikawa, T. Takatsuji, A. K. Sekerbaev, B. I. Gusev // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. — 2002. — V. 252(2). — Pp. 373–394.
262. Yamamoto, M. Distribution of Pu isotopes and ¹³⁷Cs in soil from Semipalatinsk Nuclear Test Site detonations throughout southern districts / M. Yamamoto, M. Hoshi, J. Takada, A. Sakaguchi, K. Apsalikov, B. I. Gusev // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. — 2004a. — V. 261(1). — Pp. 19–36. DOI: 10.1023/B:JRNC.0000037092.40494.75.
263. Yamamoto, M. Current levels and distribution of ¹³⁷Cs and Pu isotopes in soil on the Kazakhstan territory of the Kazakhstan-Chinese border: Semipalatinsk and Lob Nor nuclear test sites detonation / M. Yamamoto, M. Hoshi, J. Takada, A. Sakaguchi, K. Apsalikov, B. I. Gusev // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. — 2004b. — V. 261(3). — Pp. 533–545. DOI: 10.1023/B:JRNC.0000037097.46406.a1.

264. Yamamoto, M. Radiological situation in the vicinity of Semipalatinsk nuclear test site: Dolon, Mostik, Cheremushka and Budene settlements / M. Yamamoto, M. Hoshi, T. Imanaka, K. N. Apsalikov, B. I. Gusev // J. Radiat. Res. – 2006. – V. 47(Suppl.). – Pp. A101–A116. <https://doi.org/10.1269/jrr.47.A121>
265. Yamamoto, M. Spatial distribution of soil contamination by ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in the village of Dolon near the Semipalatinsk nuclear test site: New information on traces of the radioactive plume from the 29 August 1949 nuclear test / M. Yamamoto, J. Tomita, A. Sakaguchi, T. Imanaka, S. Fukutani, S. Endo, K. Tanaka, M. Hoshi, B. I. Gusev, K. N. Apsalikov // Health Physics. — 2008. — V. 94(4). — Pp. 328–337. DOI: 10.1097/01.HP.0000293824.04452.34.
266. Yang, Y.-X. Radioactivity concentrations in soils of the Xiazhuang granite area, China / Y.-X. Yang, X.-M. Wu, Z.-Y. Jiang, W.-X. Wang, J.-G. Lu, J. Lin, Y.-F. Hsia // Applied Radiation and Isotopes. — 2005. — Vol. 63. — Pp. 255–259. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2005.02.011>
267. Yedilkhan, M. Air quality prediction based on the LSTM with attention using meteorological data in urban area in Kazakhstan / M. Yedilkhan, A. Berdyshev, M. Galiyev, T. Merembayev // Journal of Problems in Computer Science and Information Technologies. — 2025. — №3. — Pp. 3–12. 10.26577/jpcsit20253101.
268. Yoshinaga, S. Populations living near the Semipalatinsk test site: a new cohort for assessing health effects from protracted exposures to low-to-moderate doses of radiation / S. Yoshinaga, J. Ishida, J. Inaba, Z. Baigazinov, M. V. Berezina, G. T. Kenzhina, S. A. Berezin, T. Ogiu // Japanese Journal of Health Physics. — 2018. — V. 53(2). — DOI: <https://doi.org/10.5453/jhps.53.163>.
269. Yudovich, Y.E., Ketris M.P. Chapter 3: Geochemistry of Coal: Occurrences and Environmental Impacts of Trace Elements / Y. E. Yudovich, M. P. Ketris // In: Coal Production and Processing Technology / CRC Press; Boca Raton, 2015. — Pp. 48–73.
270. Zabado, J. F. R. Effects of air pollution on the incidence of respiratory pathologies in the cities of Ouagadougou and Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. / J. F. R. Zabado, T. Tiegnan, A. Traoré, M. Belemilga, B. Bazie, D. Koussé, W. Dayama, L. Traore, T.-W. Ouedraogo, S. Bengyendé, S. Boni, K. Ouédraogo, F. Djigma, J. Simpore // Advances in Bioscience and Biotechnology. – 2025. – V.16(4). – Pp. 113–137. <https://doi.org/10.4236/abb.2025.164007>.
271. Zakarin, E. Geoinformation modeling of radionuclide transfer from the territory of the Semipalatinsk Test Site: FP6 EC CA – Enviro-RISKS: Man-induced environmental risks: Monitoring, management and remediation of man-made changes in Siberia / E. Zakarin, L.

- Balakay, B. Mirkarimova, N. Tuseeva, K. Pak, A. Baklanov, A. Mahura, J. H. Sørensen // Danish Meteorological Institute. – 2008. <https://www.dmi.dk/dmi/sr08-06.pdf/>
272. Zhang, D. Analysis of aerosol particle number size distribution and source attribution at three megacities in China / D. Zhang, Z. Li, H. Wu, T. Wu, R. Ren, Z. Cai, C. Liang, L. Chen // Atmospheric Environment. – 2022. – V. 279. – 119114. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119114>
273. Zhang, R. Chemical characterization and source apportionment of PM_{2.5} in Beijing: Seasonal perspective / R. Zhang, J. Jing, J. Tao, S.-C. Hsu, G. Wang, J. Cao, S. Lee, L. Zhu, Z. Chen, Y. Zhao // Atmospheric Chemistry & Physics Discussions. — 2013. — V. 13. — Pp. 9953–10007. DOI: 10.5194/acpd-13-9953-2013.
274. Zhang, X. Characteristics of the chemical composition and source apportionment of PM_{2.5} for a one-year period in Wuhan, China. / X. Zhang, G. Ji, X. Peng, L. Kong, X. Zhao, R. Ying, W. Yin, T. Xu, J. Cheng, L. Wang // Journal of Atmospheric Chemistry. – 2022. – V.79. 10.1007/s10874-022-09431-6.
275. Zhao, H. Changes of PM_{2.5} and O₃ and their impact on human health in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. / H. Zhao, Z. Chen, C. Li // Scientific Reports. – 2024. – V. 14. 10.1038/s41598-024-62019-w.
276. Zhao, X. Characteristics and seasonality of trace elements in fine aerosols from Tianjin, North China during 2018–2019 / X. Zhao, Z. Xu, P. Li, Z. Dong, P. Fu, C.-Q. Liu, C.M. Pavuluri // Environmental Advances. — 2022. — V.9. — 100263. DOI: 10.1016/j.envadv.2022.100263.
277. Zhou, X. Pollution characteristics and human health risks of PM_{2.5}-bound heavy metals: a 3-year observation in Suzhou, China. / X. Zhou, M. Xie, M. Zhao, Y. Wang, J. Luo, S. Lu, J. Li, Q. Liu // Environmental Geochemistry and Health. – 2023. – V. 45. – Pp. 5145–5162. 10.1007/s10653-023-01568-x.

Авторские публикации

278. Темиржанова А.Е. Элементный состав твердой фазы снегового покрова малых населенных пунктов (на примере села Долонь Восточно-Казахстанской области, Республика Казахстан) / А.Е. Темиржанова, М.Т. Дюсембаева, С.Н. Лукашенко, Е.Г. Язиков, Е.З. Шакенов. // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2020 – Т.331. – №12.- С. 41-50. DOI <https://doi.org/10.18799/24131830/2020/12/2937>.
279. Темиржанова А.Е. Сезонная динамика содержания химических элементов в твердых частицах аэрозолей воздуха малых населенных пунктов, расположенных в зоне влияния «Восточного» следа радиоактивных выпадений Семипалатинского испытательного полигона / А.Е. Темиржанова, Е.Г. Язиков, М.Т. Дюсембаева, Е.З. Шакенов, Н.Ж. Мухамедияров, А.Ж. Ташеков, Г.М. Есильканов, В.В. Колбин, М.А. Умаров // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов – 2021. – Т. 332. – № 12. – С. 189-199. DOI <https://doi.org/10.18799/24131830/2021/12/3346>
280. Темиржанова А.Е. Оценка содержания химических элементов в компонентах природной среды «Восточного» следа радиоактивных выпадений Семипалатинского испытательного полигона. / А.Е. Темиржанова, Е.Г. Язиков Н.Ж. Мухамедияров, С.Е. Сальменбаев, М.А. Умаров, Г.М. Есильканов, А.Ж. Ташекова // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов -2022. – Т. 333. - № 9. – с.113-127. DOI <https://doi.org/10.18799/24131830/2022/9/3741>
281. Темиржанова А.Е. Выбор оптимального способа пробоподготовки твердых частиц аэрозолей воздуха для определения их элементного состава методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой - / А.Е. Темиржанова, М.Т. Дюсембаева, В.В. Каширский // Вестник НЯЦ РК. - №4 (76). – 2018. – С. 54-59.
282. Темиржанова А.Е. Оценка качества атмосферного воздуха сельских населенных пунктов и механизмов его формирования на примере с. Долонь / А.Е. Темиржанова, С.Н. Лукашенко, М.Т. Койгельдинова // Тезисы докладов VII Международной научно-практической конференции «Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития». Павлодар: Дом печати, 2016. – С.92-93.
283. Темиржанова А.Е. Выбор оптимального способа пробоподготовки твердых частиц аэрозолей воздуха для определения их элементного состава методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой / А.Е. Темиржанова, М.Т. Дюсембаева, В.В. Каширский // VIII Международная конференция «Семипалатинский

испытательный полигон: наследие и перспективы развития научно-технического потенциала» (Республика Казахстан, г Курчатов, 2018 г.).

284. Темиржанова А.Е. Выбор оптимального способа пробоподготовки твердых частиц аэрозолей воздуха для определения их элементного состава методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой / А.Е. Темиржанова, М.Т. Дюсембаева, В.В. Каширский // XVII конференция-конкурс НИОКР молодых ученых и специалистов Национального ядерного центра Республики Казахстан (Республика Казахстан, г Курчатов, 2018 г.)

285. Temirzhanova A.Ye., Concentrations of Rare-Earth Elements Thorium and other chemical elements in Solid Air Aerosols Particles of settlements (on the example of village Dolon). – / A.Ye. Temirzhanova, M.T. Dyuisembayeva, Ye.G. Yazikov, Ye.Z. Shakenov.// International Conference on Environmental Protection «VII. Terrestrial Radioisotopes in Environment». - in person and online, 10-13 August 2020. - Veszprém, Hungary

286. Темиржанова А.Е. - Сезонная динамика тяжелых металлов и естественных радионуклидов в аэрозолях воздуха (PM_{2.5}) малых населенных пунктов / Темиржанова А.Е., Язиков Е.Г., Дюсембаева М.Т., Шакенов Е.З., Есильканов Г.М., Мухамедияров Н.Ж., Ташекова А.Ж., Колбин В.В. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : IV Междунар. конф., 20-24 сентября 2021 г. - Томск, РФ.

ПРИЛОЖЕНИЕ А. СОДЕРЖАНИЕ ЭЛЕМЕНТОВ В ОБРАЗЦАХ ПОЧВЫ ПО ПРОФИЛЮ «ВОСТОЧНЫЙ СЛЕД»

Таблица А.1 – Содержание элементов в образцах почвы по профилю «Восточный след», мг/кг

Элемент	Расстояние, км													
	0	22	42	62	72	82	92	98	104	110	116	122	130	140
Li	17,0±2,2	10,0±1,4	17,0±2,3	13,0±1,7	12,0±1,7	7,7±1,1	12,0±1,8	7,3±1,0	7,9±1,1	15,0±2,0	5,7±0,8	21,0±2,8	17,0±2,3	11,0±1,5
Be	1,10±0,20	2,00±0,30	1,60±0,20	1,50±0,20	1,60±0,20	1,30±0,20	1,30±0,20	1,10±0,20	1,00±0,20	1,30±0,20	1,00±0,20	1,40±0,20	1,20±0,20	1,50±0,40
Mg	8600±1100	4300±600	5800±770	3500±470	3900±520	2700±370	4500±620	3200±430	4600±630	6600±950	3900±530	8100±1100	12000±1600	4000±530
Na	23000±3000	22000±2900	23000±3000	21000±2700	23000±2900	22000±2900	21000±2800	21000±2700	20000±2600	22000±2800	13000±1700	18000±2400	15000±1900	22000±2900
Al	70000±9100	57000±7400	60000±7800	55000±7100	57000±7400	48000±6300	44000±5800	41000±5400	36000±4600	46000±6000	36000±4600	47000±6100	43000±5500	52000±6700
K	15000±2000	17000±2300	20000±2600	21000±2700	24000±3100	22000±2800	16000±2100	16000±2000	16000±2000	18000±2300	10000±1300	16000±2000	17000±2200	22000±2900
Ca	20000±2600	17300±2300	9200±1200	7500±970	8800±1100	7700±1000	11000±1400	8800±1100	18000±2400	19000±2500	14000±1800	17000±2200	79000±10000	10500±1400
V	110±14	110±15	69±9	47±6	49±7	16±2	22±3	16±2	16±2	33±4	10±1	51±7	36±5	31±4
Cr	44±6	68±9	47±6	34±5	35±5	17±2	28±4	22±3	22±3	36±5	17±2	50±7	31±4	22±3
Mn	1100±150	940±120	930±130	640±85	530±72	250±34	330±45	270±36	330±44	510±68	270±36	670±90	960±130	420±56
Fe	31000±4100	35000±4700	24000±3200	17000±2300	18000±2600	9400±1300	14000±1800	11000±1500	9900±1400	15000±2000	9400±1300	17000±2200	17000±2200	10300±1400
Ni	21,0±2,8	31,0±4,1	27,0±3,5	17,0±2,3	17,0±2,3	8,4±1,2	18,0±2,4	8,7±1,2	13,0±1,8	19,0±2,5	7,9±1,2	24,0±3,2	17,0±2,3	14,0±1,8
Cu	29,0±3,8	24,0±3,1	23,0±3,1	18,0±2,5	17,0±2,3	8,0±1,1	8,6±1,1	6,6±0,9	21,0±2,7	16,0±2,1	32,0±4,5	34,0±4,6	11,0±1,6	14,0±1,9
Zn	50,0±6,5	60,0±7,9	29,0±3,8	24,0±3,2	24,0±3,2	6,7±0,9	20,0±2,6	13,0±1,7	89,0±12,0	36,0±4,7	84,0±11,0	120,0±16,0	22,0±3,0	53,0±7,1
Ga	33±5	49±6	41±6	43±6	47±6	32±5	24±5	27±4	17±2	28±4	16±2	22±3	22±3	23±3
Ge	1,30±0,20	1,80±0,30	1,10±0,20	0,70±0,10	0,70±0,09	0,20±0,04	0,50±0,08	0,30±0,06	0,30±0,04	0,70±0,10	0,60±0,09	1,10±0,20	1,00±0,10	0,70±0,10
Rb	46±6	42±6	66±9	74±10	87±11	71±10	64±8	53±7	50±7	60±8	37±5	68±9	63±8	74±10
Sr	290±39	370±49	250±34	230±31	230±31	190±27	160±21	130±18	190±26	200±26	150±20	180±24	660±88	200±27
Mo	1,20±0,20	1,30±0,20	1,20±0,20	0,80±0,10	0,70±0,10	0,40±0,07	0,60±0,08	0,60±0,10	0,90±0,10	0,90±0,10	1,20±0,20	0,90±0,10	0,40±0,06	0,50±0,10
Cd	0,40±0,11	0,50±0,07	0,40±0,06	0,30±0,08	0,20±0,09	0,10±0,06	0,10±0,02	0,10±0,02	0,30±0,08	0,20±0,04	0,20±0,03	1,70±0,42	0,30±0,05	0,30±0,04
Cs	2,1±0,3	1,4±0,2	2,9±0,4	2,6±0,3	2,9±0,4	1,9±0,3	2,3±0,3	1,8±0,2	1,8±0,2	2,7±0,4	1,5±0,2	3,6±0,5	3,0±0,4	2,4±0,3
Ba	370±50	700±93	560±75	620±82	690±91	430±58	290±40	330±44	250±34	320±44	270±38	370±49	440±58	420±55
La	15±2	37±5	22±3	19±3	18±2	11±2	20±3	14±2	12±2	19±3	13±2	21±3	15±2	15±2
Ce	34±5	81±11	47±6	38±5	36±5	21±3	43±6	31±4	25±3	39±5	28±4	43±6	30±4	31±4
Pr	3,9±0,5	9,9±1,3	5,2±0,7	4,3±0,6	4,2±0,6	2,5±0,3	5,1±0,7	3,5±0,5	3,0±0,4	4,6±0,6	3,3±0,4	5,2±0,7	3,6±0,5	3,6±0,5
Nd	16±2	41±5	21±3	17±2	17±2	10±1	20±3	14±2	12±2	18±2	13±2	20±3	14±2	14±2
Sm	3,4±0,5	7,7±1,0	4,2±0,6	3,3±0,5	3,3±0,5	1,9±0,3	3,8±0,5	2,6±0,4	2,3±0,3	3,5±0,5	2,6±0,4	4,1±0,5	2,8±0,4	2,8±0,4
Eu	1,0±0,1	2,3±0,3	1,1±0,2	0,9±0,1	1,0±0,1	0,7±0,1	0,8±0,1	0,7±0,1	0,6±0,1	0,9±0,1	0,7±0,1	0,9±0,1	0,8±0,1	0,8±0,1
Gd	3,5±0,5	7,8±1,0	4,2±0,6	3,3±0,5	3,2±0,4	1,9±0,3	3,6±0,5	2,5±0,4	2,3±0,3	3,5±0,5	2,5±0,4	3,9±0,5	2,8±0,4	2,8±0,4
Dy	3,4±0,5	6,4±0,9	3,7±0,5	2,9±0,4	2,9±0,4	1,7±0,2	2,8±0,4	2,0±0,3	1,8±0,2	2,7±0,4	2,0±0,3	3,0±0,4	2,3±0,3	2,3±0,3
Ho	0,60±0,08	1,10±0,15	0,70±0,09	0,50±0,07	0,50±0,07	0,30±0,04	0,50±0,07	0,40±0,05	0,30±0,05	0,50±0,07	0,40±0,05	0,60±0,08	0,40±0,06	0,40±0,06
Er	1,8±0,2	3,2±0,4	1,9±0,3	1,5±0,2	1,5±0,2	0,9±0,1	1,4±0,2	1,1±0,1	1,0±0,1	1,5±0,2	1,1±0,1	1,7±0,2	1,2±0,2	1,3±0,2
Tm	0,30±0,03	0,40±0,07	0,30±0,04	0,20±0,03	0,20±0,03	0,10±0,03	0,20±0,03	0,20±0,03	0,10±0,02	0,20±0,03	0,10±0,03	0,20±0,03	0,20±0,03	0,20±0,03
Yb	1,7±0,3	2,8±0,4	1,8±0,2	1,5±0,2	1,5±0,2	0,9±0,1	1,3±0,2	1,0±0,1	1,0±0,1	1,4±0,2	1,0±0,1	1,6±0,3	1,2±0,2	1,2±0,2

Продолжение таблицы А.1

Элемент	Расстояние, км													
	0	22	42	62	72	82	92	98	104	110	116	122	130	140
Lu	0,20±0,04	0,40±0,06	0,30±0,04	0,20±0,03	0,20±0,03	0,10±0,02	0,20±0,03	0,10±0,02	0,10±0,02	0,20±0,03	0,10±0,02	0,20±0,03	0,20±0,03	0,20±0,03
Pb	13±2	17±2	17±2	16±2	14±2	14±2	14±2	20±3	21±3	17±2	20±3	36±5	16±2	18±2
Bi	0,20±0,02	0,20±0,03	0,20±0,04	0,20±0,03	0,20±0,03	0,10±0,02	0,10±0,02	0,10±0,03	0,10±0,02	0,20±0,03	0,10±0,02	0,30±0,04	0,20±0,03	0,20±0,03
Th	4,1±0,6	5,3±0,7	6,6±0,9	5,2±0,7	5,7±0,8	3,2±0,4	6,7±0,9	5,0±0,7	3,4±0,5	6,1±0,8	3,9±0,5	6,1±0,8	4,9±0,6	4,1±0,5
U	1,30±0,20	1,40±0,20	1,60±0,20	1,30±0,20	1,40±0,20	0,80±0,10	1,30±0,20	1,00±0,10	0,90±0,10	1,20±0,20	1,10±0,20	2,70±0,40	0,90±0,20	1,50±0,20

ПРИЛОЖЕНИЕ Б. КАРТА-СХЕМА ГРАНИЦ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ НАСЕЛЕННОГО ПУНКТА ДОЛОНЬ



Рисунок Б.1 – карта – схема границ сельскохозяйственных угодий населенного пункта Долонь.

ПРИЛОЖЕНИЕ В. КОРРЕЛЯЦИОННЫЙ АНАЛИЗ ДАННЫХ ПО TSP, $P < 0,01$ (КРИТЕРИЙ ДОСТОВЕРНОСТИ)

Таблица В.1. – Корреляционный анализ данных по TSP

	Be	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Sr	Cd	Cs	Ba	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Pb	Th	U	РЗЭ
Be	1,00																							
V	0,99	1,00																						
Cr	0,77	0,80	1,00																					
Mn	0,99	0,98	0,78	1,00																				
Fe	0,74	0,67	0,49	0,80	1,00																			
Co	0,98	1,00	0,80	0,96	0,61	1,00																		
Ni	0,86	0,91	0,92	0,84	0,41	0,92	1,00																	
Cu	0,65	0,63	0,33	0,68	0,61	0,62	0,35	1,00																
Zn	0,72	0,79	0,62	0,65	0,10	0,83	0,84	0,38	1,00															
Sr	0,87	0,82	0,66	0,92	0,93	0,79	0,64	0,60	0,37	1,00														
Cd	1,00	0,99	0,78	0,98	0,69	0,99	0,88	0,63	0,77	0,85	1,00													
Cs	0,94	0,93	0,66	0,92	0,67	0,92	0,76	0,70	0,64	0,75	0,92	1,00												
Ba	-0,78	-0,72	-0,49	-0,80	-0,84	-0,69	-0,47	-0,71	-0,22	-0,76	-0,72	-0,88	1,00											
La	0,85	0,80	0,64	0,89	0,92	0,76	0,62	0,56	0,35	1,00	0,83	0,72	-0,73	1,00										
Ce	0,91	0,86	0,67	0,94	0,92	0,83	0,67	0,63	0,43	1,00	0,89	0,80	-0,79	0,99	1,00									
Pr	0,91	0,86	0,67	0,94	0,91	0,83	0,68	0,63	0,45	0,99	0,89	0,79	-0,76	0,99	1,00	1,00								
Nd	0,94	0,91	0,70	0,96	0,88	0,88	0,73	0,65	0,53	0,98	0,93	0,83	-0,76	0,97	0,99	0,99	1,00							
Sm	0,94	0,92	0,70	0,93	0,74	0,91	0,79	0,61	0,69	0,91	0,95	0,80	-0,63	0,91	0,93	0,95	0,97	1,00						
Eu	-0,71	-0,65	-0,43	-0,74	-0,83	-0,62	-0,41	-0,59	-0,12	-0,71	-0,65	-0,83	0,98	-0,68	-0,74	-0,71	-0,70	-0,54	1,00					
Gd	0,82	0,83	0,66	0,81	0,53	0,82	0,77	0,47	0,76	0,75	0,86	0,64	-0,38	0,76	0,78	0,81	0,85	0,95	-0,28	1,00				
Pb	0,88	0,86	0,59	0,82	0,50	0,87	0,71	0,67	0,69	0,60	0,87	0,96	-0,79	0,57	0,66	0,66	0,71	0,72	-0,72	0,60	1,00			

Продолжение таблицы В.1

	Be	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Sr	Cd	Cs	Ba	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Pb	Th	U	РЗЭ
Th	0,81	0,77	0,65	0,83	0,77	0,75	0,67	0,40	0,47	0,93	0,82	0,59	-0,50	0,95	0,92	0,94	0,92	0,92	-0,45	0,86	0,48	1,00		
U	0,93	0,89	0,69	0,96	0,92	0,86	0,69	0,67	0,44	0,98	0,91	0,87	-0,87	0,96	0,99	0,98	0,98	0,90	-0,82	0,73	0,74	0,86	1,00	
РЗЭ	0,89	0,85	0,67	0,93	0,90	0,82	0,68	0,60	0,45	0,99	0,88	0,75	-0,72	0,99	0,99	1,00	0,99	0,95	-0,67	0,82	0,62	0,95	0,97	1,00

ПРИЛОЖЕНИЕ Г КОРРЕЛЯЦИОННЫЙ АНАЛИЗ ДАННЫХ ПО РМ2.5, $P < 0,01$ (КРИТЕРИЙ ДОСТОВЕРНОСТИ)

Таблица Г.1 – Корреляционный анализ данных по РМ2.5

	Be	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Sr	Cd	Cs	Ba	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Pb	Th	U	РЗЭ
Be	1,00																							
V	0,99	1,00																						
Cr	0,99	0,99	1,00																					
Mn	0,98	0,95	0,95	1,00																				
Fe	0,62	0,56	0,50	0,74	1,00																			
Co	0,98	0,97	1,00	0,94	0,46	1,00																		
Ni	0,92	0,94	0,97	0,84	0,27	0,97	1,00																	
Cu	0,87	0,90	0,93	0,77	0,15	0,94	0,99	1,00																
Zn	0,42	0,52	0,53	0,25	-0,38	0,53	0,71	0,78	1,00															
Sr	0,78	0,72	0,69	0,88	0,97	0,67	0,49	0,38	-0,21	1,00														
Cd	0,96	0,99	0,99	0,90	0,41	0,98	0,98	0,95	0,65	0,60	1,00													
Cs	0,87	0,91	0,93	0,76	0,16	0,93	0,99	0,99	0,81	0,37	0,96	1,00												
Ba	-0,34	-0,47	-0,41	-0,21	0,14	-0,36	-0,51	-0,54	-0,84	0,09	-0,55	-0,61	1,00											
La	0,84	0,78	0,75	0,92	0,94	0,74	0,57	0,47	-0,12	1,00	0,67	0,46	0,04	1,00										
Ce	0,92	0,88	0,86	0,98	0,87	0,84	0,71	0,62	0,06	0,96	0,79	0,61	-0,10	0,98	1,00									
Pr	0,96	0,93	0,92	1,00	0,80	0,90	0,79	0,71	0,17	0,92	0,86	0,70	-0,17	0,95	0,99	1,00								
Nd	0,99	0,97	0,95	1,00	0,73	0,94	0,85	0,78	0,28	0,87	0,91	0,78	-0,26	0,91	0,97	0,99	1,00							
Sm	1,00	0,98	0,99	0,98	0,61	0,98	0,92	0,87	0,39	0,79	0,95	0,86	-0,28	0,84	0,92	0,96	0,98	1,00						
Eu	0,98	0,94	0,96	0,99	0,68	0,96	0,86	0,80	0,27	0,85	0,90	0,78	-0,16	0,90	0,95	0,98	0,99	0,99	1,00					
Gd	1,00	0,98	0,98	0,99	0,64	0,98	0,91	0,85	0,38	0,81	0,95	0,85	-0,30	0,86	0,94	0,97	0,99	1,00	0,99	1,00				
Pb	0,90	0,92	0,95	0,81	0,21	0,96	1,00	1,00	0,73	0,44	0,96	0,99	-0,49	0,52	0,66	0,75	0,82	0,90	0,84	0,88	1,00			

Продолжение Таблицы Г.1

	Be	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Sr	Cd	Cs	Ba	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Pb	Th	U	PЗЭ
Th	0,74	0,66	0,64	0,85	0,95	0,62	0,43	0,32	-0,30	0,99	0,53	0,30	0,22	0,98	0,93	0,89	0,83	0,75	0,82	0,76	0,39	1,00		
U	0,99	0,99	0,97	0,98	0,67	0,95	0,89	0,83	0,41	0,81	0,95	0,84	-0,40	0,86	0,94	0,97	0,99	0,98	0,96	0,99	0,86	0,75	1,00	
PЗЭ	0,93	0,88	0,86	0,98	0,86	0,85	0,71	0,62	0,06	0,96	0,80	0,61	-0,10	0,98	1,00	0,99	0,97	0,93	0,96	0,94	0,67	0,93	0,94	1,00
Th/U	0,29	0,18	0,16	0,46	0,85	0,16	-0,07	-0,18	-0,75	0,79	0,02	-0,21	0,64	0,75	0,61	0,53	0,43	0,32	0,44	0,33	-0,10	0,85	0,30	0,62